



Ministério da Educação
Universidade Federal do Rio Grande
Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde

**EFEITO DO AUMENTO DE TEMPERATURA SOBRE POLUENTES
ATMOSFÉRICOS E DESFECHOS DE SAÚDE**

Rodrigo de Lima Brum
Rio Grande, fevereiro de 2026



Ministério da Educação
Universidade Federal do Rio Grande
Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde

**EFEITO DO AUMENTO DE TEMPERATURA SOBRE POLUENTES
ATMOSFÉRICOS E DESFECHOS DE SAÚDE**

Rodrigo de Lima Brum

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde da Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências da Saúde.

Orientador: Flavio Manoel Rodrigues da Silva
Júnior

Ficha Catalográfica

B893e Brum, Rodrigo de Lima

Efeito do aumento de temperatura sobre poluentes atmosféricos e desfechos de saúde / Nayla Raabe Venção de Moura – 2026.
136f.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande - FURG,
Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde, Rio Grande/RS, 2026.
Orientador: Prof. Dr. Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior.

1.Poluição do Ar. 2.Mudanças Climáticas. 3.Support Vector Machine.
4.Random Forest. 5.Saúde Pública. Brasil I. Silva Júnior, Flavio Manoel
Rodrigues da II. Título.

CDU614.71:504.3

Rio Grande, fevereiro de 2026

Rodrigo de Lima Brum

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde da Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências da Saúde.

**EFEITO DO AUMENTO DE TEMPERATURA SOBRE POLUENTES
ATMOSFÉRICOS E DESFECHOS DE SAÚDE**

Banca Examinadora:

Orientador: Prof. Dr. Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior (FURG)

Titular: Profa. Dra. Rosalia Garcia Neves (FURG)

Titular (Externo): Prof. Dr. Edmilson Dias de Freitas (USP)

Titular (Externa): Profa. Dra. Daniela Debone Perez (UNIFESP)

Suplente: Profa. Dra. Romina Buffarini (FURG)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Tania e Renato, por sempre confiarem em mim e nos meus estudos. Minha mãe sempre esteve disposta a me ouvir e incentivar e, mesmo sem entender muito bem o que eu faço ou como os processos acadêmicos funcionam, sempre se manteve presente. Meu pai, sem ter o ensino fundamental completo, me ensinou a ler e escrever aos 4 anos de idade. Ao seu modo, sempre me incentivou e proporcionou os recursos para que eu estudasse.

À minha esposa, Claudia Bandeira, por ser a minha companheira de vida e minha melhor amiga. Esteve presente comigo em todos os momentos da minha trajetória acadêmica, sejam eles bons ou ruins. No período dos estágios-sanduíche, atravessou o país para me acompanhar e, depois, o oceano. O vínculo e a parceria que temos um com o outro é algo que não consigo expressar em palavras.

Aos meus sogros, Fabiana e Claudenir, meus mais profundos agradecimentos pelo acolhimento e suporte durante todos esses anos. Sinto-me confortável em dizer que na casa deles encontrei um segundo lar.

Aos meus amigos: embora as responsabilidades da vida adulta tenham tornado nossos encontros mais raros, saibam que os anos podem passar, mas sempre estaremos disponíveis uns pelos outros. Vinte e cinco anos de amizade não podem ser tratados como se não fossem nada.

Aos meus colegas de laboratório. Considerando os anos de iniciação científica, mestrado e doutorado, foram praticamente 10 anos de dedicação ao Laboratório de Ensaio Farmacológicos e Toxicológicos, carinhosamente chamado de LEFT. Ao longo de quase uma década, muitas pessoas incríveis passaram pela minha vida e serviram de inspiração. Não cabe citar cada uma delas, mas tenho profunda admiração por muitos colegas e sou grato por todos os ensinamentos que tive ao longo desses anos.

Aos professores e técnicos do Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde por transmitirem com maestria seu conhecimento. Em especial, meu agradecimento à secretária do PPGCS, Simone Zabolotny, e à técnica do LEFT, Gianni Peraza.

Aos professores Edmilson de Freitas e Carmen Rubio Armendáriz por viabilizarem meus estágios de doutorado sanduíche em São Paulo e Tenerife (Espanha), respectivamente. As experiências profissionais e pessoais adquiridas foram únicas e as levarei comigo por muito tempo.

À Universidade Federal do Rio Grande, à Faculdade de Medicina e ao Instituto de Ciências Biológicas por proporcionarem os recursos e espaços físicos necessários para a realização das minhas pesquisas.

Aos órgãos de fomento, CAPES, CNPq e FAPERGS, por financiarem as pesquisas nas quais possuo alguma contribuição, seja por meio da bolsa de doutorado ou de projetos conduzidos pelo grupo de Saúde Ambiental da FURG.

Por fim, meu agradecimento à pessoa mais importante da minha vida acadêmica: Professor Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior. Algumas pessoas entram e saem da nossa vida e nada acontece; outras entram e mudam o rumo dela para sempre. Não sei se por sorte, destino ou outra variável sobre a qual não tenho controle, fui chamado para atuar no LEFT lá em 2017. Desde então, foram 3 anos de graduação, 2 de mestrado e 4 de doutorado seguindo seus passos e dedicando total lealdade. Do ponto de vista acadêmico, tudo o que aprendi foi com ele; todas as oportunidades que tive, foi ele quem as proporcionou; e, nas vezes em que estive confuso, ele mostrou o caminho. Dito isso, meu agradecimento é por ter enxergado potencial e acreditado em mim em um momento em que nem eu acreditava.

RESUMO

A poluição atmosférica constitui o principal risco ambiental à saúde global, sendo responsável por cerca de sete milhões de mortes prematuras anuais, conforme estimativas da Organização Mundial da Saúde (OMS). No cenário brasileiro, a compreensão desse fenômeno é limitada pela escassez de monitoramento físico em cidades de pequeno e médio porte, o que gera lacunas críticas na avaliação de impacto à saúde (AIS) em nível regional. Esta tese investiga a interação complexa entre os parâmetros meteorológicos e a dinâmica de poluentes atmosféricos, com foco no papel do aumento da temperatura média como catalisador de desfechos respiratórios e cardiovasculares. O trabalho está estruturado em três manuscritos que abordam impactos sociais da poluição do ar; o monitoramento e previsão de poluentes em pequenas cidades do sul do Brasil; e a proposição de modelos preditivos avançados utilizando dados das capitais estaduais do Brasil. A inovação metodológica reside no uso de algoritmos de Machine Learning, especificamente o Support Vector Machine (SVM) e Random Forest (RF), para o desenvolvimento de cenários de "atmosfera futura". Diferente das abordagens lineares tradicionais, a metodologia empregada utilizou o cruzamento binário de temperatura e variáveis meteorológicas para simular a dispersão de poluentes sob as trajetórias de forçante radiativa (RCPs) e caminhos socioeconômicos compartilhados (SSPs) projetados pelo IPCC. Os resultados demonstram que o aumento da temperatura potencializa a concentração de poluentes locais, exacerbando a vulnerabilidade de grupos sensíveis, como crianças e idosos, além de evidenciar o papel da posição socioeconômica como determinante estrutural na exposição. Conclui-se que o uso de inteligência artificial aplicada ao clima é uma ferramenta estratégica para subsidiar políticas públicas de mitigação e adaptação, permitindo que gestores em regiões com monitoramento precário possam antecipar riscos e implementar ações preventivas de saúde pública alinhadas à Agenda 2030 e aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

Palavras-chave: Poluição do Ar. Mudanças Climáticas. Support Vector Machine. Random Forest. Saúde Pública. Brasil.

Objetivos de Desenvolvimento Sustentável contemplados

ODS3 – Saúde e Bem-Estar: Garantir o acesso à saúde de qualidade e promover o bem-estar para todos, em todas as idades

ODS11 – Cidades e comunidades sustentáveis: Tornar as cidades e comunidades mais inclusivas, seguras, resilientes e sustentáveis

ODS13 – Ação contra a mudança global do clima: Adotar medidas urgentes para combater as alterações climáticas e os seus impactos

ABSTRACT

Air pollution constitutes the primary environmental risk to global health, accounting for approximately seven million premature deaths annually, according to estimates by the World Health Organization (WHO). In the Brazilian context, the understanding of this phenomenon is limited by the scarcity of ground-level monitoring in small and medium-sized cities, creating critical gaps in health impact assessments (HIA) at the regional level. This thesis investigates the complex interaction between meteorological parameters and air pollutant dynamics, focusing on the role of rising mean temperatures as a catalyst for respiratory and cardiovascular outcomes. The work is structured into three manuscripts addressing the social impacts of air pollution; the monitoring and forecasting of pollutants in small cities in southern Brazil; and the proposal of advanced predictive models utilizing data from Brazilian state capitals. The methodological innovation lies in the use of machine learning algorithms, specifically Support Vector Machine (SVM) and Random Forest (RF), to develop 'future atmosphere' scenarios. Departing from traditional linear approaches, the employed methodology utilized the binary cross-matching of temperature and meteorological variables to simulate pollutant dispersion under the Representative Concentration Pathways (RCPs) and Shared Socioeconomic Pathways (SSPs) projected by the IPCC. The results demonstrate that rising temperatures enhance local pollutant concentrations, exacerbating the vulnerability of sensitive groups, such as children and the elderly, while highlighting socioeconomic position as a structural determinant of exposure. In conclusion, the application of artificial intelligence to climate science is a strategic tool to support public policies for mitigation and adaptation, enabling managers in data-scarce regions to anticipate risks and implement proactive public health interventions aligned with the 2030 Agenda and the Sustainable Development Goals (SDGs).

Keywords: Air Pollution. Climate Change. Support Vector Machine. Random Forest. Public Health. Brazil

Sustainable Development Goals covered

SDG 3 – Good health and Well-being: Ensure access to quality healthcare and promote well-being for all, at all ages.

SDG 11 – Sustainable cities and communities: Make cities and human settlements inclusive, safe, resilient, and sustainable.

SDG 13 – Climate action: Take urgent action to combat climate change and its impacts.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Número de estações automáticas de monitoramento do ar nos estados brasileiros (IEMA, 2024).	27
Figura 2. Número total de estações de monitoramento da qualidade do ar no Brasil. Dados coletados no formulário aplicado pelo Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (BRASIL, 2025).	30
Figura 3. Biodistribuição do material particulado no corpo humano (Adaptado de Flood-Garibay; Angulo-Molina; Méndez-Rojas, 2023).....	37
Figura 4. Impactos observados e danos relacionados às mudanças climáticas (IPCC, 2021)..	45
Figura 5. Algoritmos mais utilizados para Machine Learning sobre Avaliação de Risco das Mudanças Climáticas (Zennaro et al., 2021).	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Padrões de Qualidade do Ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) mais restritivos estabelecidos em cada uma das Resoluções CONAMA e Organização Mundial da Saúde.	20
Tabela 2. Padrões de qualidade do ar vigentes no Brasil (CONAMA, 2024) e níveis orientadores da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2021).	21
Tabela 3. Quantidades mínimas de monitores por município requeridas segundo as referências dos Estados Unidos e União Europeia (IEMA, 2024).	28
Tabela 4. Quantidade de estações de monitoramento da qualidade do ar e tamanho da população nos cinco países mais populosos da União Europeia, nos Estados Unidos e no Brasil (IEMA, 2024).	28
Tabela 5. Descrição e relação entre cenários RCP e SSP modelados considerados nos relatórios dos Grupos de Trabalho do AR6 (IPCC, 2021).	46

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Escala de alocação de monitores em relação ao objetivo do monitoramento (MMA, 2019).....	23
Quadro 2. Filtros utilizados na análise de cada poluente.	24
Quadro 3. Informações gerais sobre os manuscritos incluídos na presente tese.	60

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

Compostos Químicos e Poluentes

CH ₄	- Metano
CO	- Monóxido de carbono
CO ₂	- Dióxido de carbono
COVs	- Compostos Orgânicos Voláteis
EC	- Elemental carbon
FMC	- Fumaça
H ₂ SO ₄	- Ácido sulfúrico
HNO ₃	- Ácido nítrico
HCl	- Ácido clorídrico
MP ₁	- Material Particulado 1 µm
MP _{2,5}	- Material Particulado 2,5 µm
MP ₁₀	- Material Particulado 10 µm
N ₂ O	- Óxido de nitrogênio
NO	- Monóxido de nitrogênio
NO ₂	- Dióxido de nitrogênio
NO _x	- Óxidos de nitrogênio
O ₂	- Oxigênio (ou Gás oxigênio)
O ₃	- Ozônio
OC	- Organic carbon
PM ₁	- Particulate Matter 1 µm
PM _{2.5}	- Particulate Matter 2,5 µm
PM ₁₀	- Particulate Matter 10 µm
ppb	- Partes por bilhão
ppm	- Partes por milhão
PTS	- Partículas Totais em Suspensão
PTFE	- Polytetrafluoroethylene
SO ₂	- Dióxido de enxofre
VOCs	- Volatile Organic Compounds

Órgãos, Instituições e Dispositivos Legais

CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
DPOC	- Doença Pulmonar Obstrutiva Crônica
ECMWF	- European Centre for Medium-Range Weather Forecasts
IEMA	- Instituto de Energia e Meio Ambiente
IPCC	- Intergovernmental Panel on Climate Change
OMS	- Organização Mundial da Saúde
PCEA	- Plano de Controle de Emissões Atmosféricas
PROCONVE	- Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores
PRONAR	- Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar
USEPA	- United States Environmental Protection Agency
WHO	- World Health Organization

Termos e Conceitos Gerais

AR6	- Sixth Assessment Report
AR7	- Seventh Assessment Report
CAMS	- Copernicus Atmosphere Monitoring Service
GEE	- Gases de Efeito Estufa
EDX	- Energy Dispersive X-ray Spectroscopy
GC-MS	- Gas Chromatography-Mass Spectrometry
IC	- Intervalo de Confiança
IC	- Ion Chromatography
ICP-MS	- Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
KNN	- K-Nearest Neighbors
LCS	- Low-cost sensor
ODS	- Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OR	- Odds Ratio
RCP	- Representative Concentration Pathway
RF	- Random Forest

SVM	- Support Vector Machine
TEA	- Transtorno do Espectro Autista
XRF	- X-ray fluorescence

Sumário

1. Introdução.....	15
2. Revisão Bibliográfica.....	18
2.1. Histórico da poluição atmosférica no Brasil.....	18
2.2. Monitoramento da Qualidade do Ar.....	22
2.2.1. Conceitos gerais.....	22
2.2.2. Monitoramento Automático	24
2.2.3. Monitoramento Manual	24
2.2.4. Sensores de Baixo Custo	25
2.2.5. Sensoriamento Remoto.....	26
2.2.6. Monitoramento no Brasil.....	26
2.3. Poluentes atmosféricos	31
2.3.1. Ozônio (O ₃)	31
2.3.2. Monóxido de carbono (CO).....	32
2.3.3. Dióxido de nitrogênio (NO ₂).....	33
2.3.4. Dióxido de enxofre (SO ₂).....	34
2.3.5. Material Particulado	35
2.4. Efeitos da poluição atmosférica sobre a saúde humana	37
2.5. Mudanças climáticas.....	41
2.5.1. Acordos Climáticos Globais.....	41
2.5.2. Impactos Multissistêmicos das Alterações Climáticas.....	42
2.5.3. O Papel do IPCC na Ciência do Clima.....	44
2.6. Modelagem e previsão de cenários.....	46
2.7. Poluição do Ar e Sociedade.....	48
3. Objetivos	50
3.1. Objetivo Geral	50
3.2. Objetivos Específicos	50
4. Referências Bibliográficas	51
5. Manuscritos	60
5.1. Manuscrito 1	62
5.2. Manuscrito 2	74
5.3. Manuscrito 3	101
6. Considerações Finais.....	125

7. Comunicação Científica	127
APÊNDICE A - Estágio de Doutorado Sanduíche no País (IAG-USP)	128
APÊNDICE B - Estágio de Doutorado Sanduíche no Exterior.....	130
APÊNDICE C – Produção Científica do Autor	134
ANEXO A – Declaração de Matrícula - USP	135

1. Introdução

A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que a poluição do ar é responsável pela morte de aproximadamente 7 milhões de pessoas a cada ano. Além disso, dados coletados pela organização mostram que 99% da população respira ar com níveis de poluentes atmosféricos que ultrapassam os limites seguros à população. A exposição à poluição do ar afeta toda a população, independentemente da idade, sexo ou classe social, e as fontes mais comuns são as instalações industriais, veículos motorizados, incêndios florestais e combustão doméstica. Os poluentes de maior preocupação incluem material particulado de todas as dimensões, monóxido de carbono, ozônio, dióxido de nitrogênio e dióxido de enxofre (WHO, 2024a).

No que diz respeito aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, há três que se alinham ao escopo desta tese, sendo eles: ODS 3 – Saúde e Bem-Estar; ODS 11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis; e ODS 13 – Ação contra a Mudança Global do Clima. A intersecção entre essas metas evidencia que a mitigação da poluição atmosférica não é apenas uma demanda ambiental, mas uma necessidade para melhorar a saúde pública. A meta 3.9, especificamente, preconiza a redução drástica da morbimortalidade atribuível à poluição do ar, reforçando a necessidade de ferramentas analíticas que permitam monitorar e projetar os impactos dos poluentes na saúde das populações urbanas (ONU, 2015).

Entre os principais desfechos adversos associados à poluição atmosférica estão as doenças cardiovasculares, respiratórias e pulmonares (Chen et al., 2024). Ainda que a poluição do ar afete todas as idades, existe uma preocupação maior com a população infantil, uma vez que o organismo das crianças ainda está em desenvolvimento – sobretudo os pulmões – e não é capaz de se proteger dos poluentes tóxicos com eficácia (Aithal; Sachdeva; Kurmi, 2023). Além disso, as consequências dessa exposição podem ser carregadas até a vida adulta, reforçando a preocupação global a respeito dessa temática (Bravo et al., 2023).

Ademais, a poluição atmosférica pode ser exacerbada por outros fatores, como a variação dos parâmetros meteorológicos decorrente das mudanças climáticas. A direção dos ventos, umidade, radiação solar, precipitação e, principalmente, a temperatura do ar tem um grande impacto nos níveis e distribuição dos poluentes na atmosfera, desencadeando severas consequências para a saúde humana, especialmente no sistema respiratório (Quesado; Souza; Venancio, 2023). Os impactos das mudanças climáticas, geradas tanto por fontes antrópicas

como naturais, têm potencializado a ocorrência de eventos extremos, como ondas de calor (ou ilhas de calor), resultando no aumento da mortalidade nos países que sofrem esse fenômeno (Yadav et al., 2023). Apesar da similaridade terminológica, as ondas de calor são eventos meteorológicos de escala regional ou global caracterizados por um período prolongado de dias consecutivos com temperaturas anormalmente elevadas. Em contrapartida, as ilhas de calor constituem um fenômeno microclimático urbano, definido pelo aumento da temperatura em áreas densamente edificadas em comparação com o seu entorno rural ou florestal, o que favorece a retenção térmica antrópica em pontos específicos da cidade.

Uma série de estudos já associou a exposição a poluentes atmosféricos a efeitos negativos na saúde, como doenças do sistema respiratório (Maio et al., 2023), cardiovascular (Hamanaka; Mutlu, 2018) e nervoso (Flood-Garibay; Angulo-Molina; Méndez-Rojas, 2023), além de associações menos esperadas, como obesidade (Raju et al., 2023), diabetes (Yu et al., 2023b) e transtornos do espectro autista (Dutheil et al., 2021). Em países subdesenvolvidos ou emergentes, como o Brasil, esses efeitos podem ser intensificados devido à falta de cobertura para o monitoramento da qualidade do ar que resulta no manejo inadequado, levando a uma subestimação das repercussões negativas da poluição (De Moura; Da Silva Júnior, 2023b; Vormittag et al., 2021). Ainda nesse contexto, pequenas cidades estão mais suscetíveis às consequências da falta de monitoramento e à escassez de estudos que avaliam os efeitos na saúde (Da Silva Júnior et al., 2023; De Lima Brum et al., 2025).

O Grupo de Pesquisa de Saúde Ambiental vinculado à Universidade Federal do Rio Grande tem desenvolvido, entre outras frentes, pesquisas na área de poluição atmosférica desde 2020 (Muccillo-Baisch et al., 2023). Os primeiros estudos nessa temática iniciaram no início da pandemia de COVID-19, avaliando o comportamento dos poluentes atmosféricos durante períodos de *lockdown* em cidades de pequeno e médio porte no sul do país (Ulguim et al., 2022). Além disso, também foi investigada a dinâmica dos poluentes atmosféricos sob o efeito final de semana em pequenas cidades (De Vasconcellos Ceglinski et al., 2022) e em uma metrópole tropical do Brasil (Tavella et al., 2023). É importante destacar que algumas metodologias empregadas nos estudos durante a pandemia, como o efeito final de semana, podem ser aplicadas em diferentes contextos e extrapoladas para um escopo maior de cidades. Essa metodologia consiste no fenômeno de variação temporal das concentrações de poluentes atmosféricos entre os dias do fim de semana e os dias úteis, decorrente das alterações nos

63 padrões de emissões antrópicas.

64 Este mesmo grupo de pesquisa realizou estudos investigando os efeitos na saúde humana
65 em um cenário com conhecida exposição à poluição atmosférica oriunda de atividades de
66 mineração e geração de energia (Honscha et al., 2023), além de estudos com o foco nas
67 consequências das queimadas nos biomas brasileiros (Brum et al., 2023; De Moura; Da Silva
68 Júnior, 2023a). No que diz respeito ao escopo das cidades estudadas, o grupo tem investido em
69 cidades de pequeno e médio porte, uma vez que a maior parte dos estudos de poluição
70 atmosférica encontrados na literatura tem como alvo os grandes centros urbanos.

71 Portanto, no Brasil, são necessários estudos que investiguem o comportamento dos
72 poluentes atmosféricos e os desfechos em saúde decorrentes da exposição a eles em nível
73 regional e nacional. Nesse sentido, a aplicação de modelos computacionais modernos surge
74 como uma potencial ferramenta para compreender os efeitos das mudanças climáticas e
75 poluição atmosférica sobre os desfechos de saúde.

76

2. Revisão Bibliográfica

Para fundamentar teoricamente esta tese e contextualizar o estado da arte das temáticas abordadas, foi realizada uma revisão narrativa da literatura. A busca bibliográfica compreendeu o levantamento de artigos científicos indexados nas bases de dados PubMed, SciELO e Google Scholar, além de documentos técnicos e relatórios institucionais de referência, como os da Organização Mundial da Saúde (OMS) e do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). A estratégia de busca utilizou combinações de descritores em inglês e português relacionados à poluição atmosférica, modelagem computacional e desfechos em saúde pública. A estrutura de tópicos foi delineada de forma a apresentar o histórico da poluição atmosférica no Brasil, definir os poluentes e seus respectivos tipos de monitoramento, discutir os efeitos na saúde e sua relação com as mudanças climáticas e, por fim, detalhar as abordagens técnicas empregadas nesse contexto.

2.1. Histórico da poluição atmosférica no Brasil

A preocupação com a poluição atmosférica no Brasil intensificou-se a partir dos anos 1970, quando o crescimento econômico e industrial do país ganhou força e os problemas relacionados à saúde devido a essa poluição começaram a surgir, principalmente nos grandes centros urbanos da época, como São Paulo, Cubatão e Porto Alegre. Assim, a primeira legislação em nível federal para o controle da poluição atmosférica foi a Portaria do Ministério do Interior nº 231, de 27 de abril de 1976, que estabelecia padrões nacionais de qualidade do ar para partículas em suspensão, dióxido de enxofre, monóxido de carbono e oxidantes fotoquímicos.

Durante a segunda metade da década de 1980, em decorrência do crescimento da frota automobilística no país, o Governo Federal publicou a Resolução CONAMA nº 18, de 06 de maio de 1986, para instituir, em âmbito federal, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE (CONAMA, 1986). Entre os objetivos dessa resolução estavam: reduzir os níveis de emissão de poluentes por veículos automotores visando ao cumprimento dos Padrões de Qualidade do Ar, especialmente nos centros urbanos; estabelecer programas de inspeção e manutenção para veículos automotores em uso; estipular condições

para avaliar os resultados alcançados, entre outros. Além disso, o PROCONVE também contou com a participação de outros ministérios ativos na época, como o Ministério do Desenvolvimento Urbano e Habitação, Ministério de Minas e Energia, Ministério dos Transportes, Ministério da Indústria e Comércio, Ministério da Ciência e Tecnologia, e o Ministério da Justiça.

Três anos após a implementação do PROCONVE, o Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar (PRONAR) foi instituído por meio da Resolução CONAMA nº 05, de 15 de junho de 1989. O PRONAR atuava como um instrumento básico de gestão ambiental para proteção da saúde e bem-estar das populações, visando à melhoria da qualidade de vida e permitindo o desenvolvimento econômico e social do país de forma ambientalmente segura nas questões relacionadas aos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica. Nessa resolução, foram estabelecidos os primeiros valores limites para fumaça, partículas inaláveis e ozônio (CONAMA, 1989).

O primeiro dispositivo legal que sucedeu o PRONAR foi a Resolução CONAMA nº 03, de 28 de junho de 1990, sendo esta a resolução que permaneceu vigente por mais tempo, alcançando 28 anos sem alteração dos padrões de qualidade do ar. Esta legislação mantém o sistema de padrões primários e secundários para os poluentes atmosféricos e adiciona o dióxido de nitrogênio à lista de poluentes com limites estabelecidos, além de atualizar os valores dos demais poluentes de acordo com as legislações internacionais vigentes na época (CONAMA, 1990).

Em 2018, foi publicada a Resolução CONAMA nº 491, de 19 de novembro de 2018, tendo como principal objetivo atualizar os padrões de qualidade do ar de acordo com os limites preconizados pela Organização Mundial da Saúde na época. Na Resolução CONAMA de 1990, eram utilizados dois padrões intermediários (Padrão Primário e Padrão Secundário), enquanto que a Resolução CONAMA de 2018 passou a utilizar quatro padrões intermediários (Padrão Intermediário I, II, III e Padrão Final). Além disso, o chumbo foi incluído à lista de poluentes que possuíam um limite estabelecido para a qualidade do ar (CONAMA, 2018). Apesar de a Resolução CONAMA de 2018 ter apresentado melhorias em relação à sua antecessora, ela foi baseada nos limites estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde em 2005 (WHO, 2006), que em 2021 sofreu uma nova atualização (WHO, 2021). A Tabela 1 mostra a evolução dos valores limite para os poluentes atmosféricos no Brasil ao longo dos anos.

139 Tabela 1. Padrões de Qualidade do Ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) mais restritivos estabelecidos em cada uma das Resoluções CONAMA e Organização Mundial da
 140 Saúde.

Poluente Atmosférico	Período de Referência	Conama 1990	Conama 2018	Conama 2024	OMS 2005	OMS 2021
Ozônio	1h	160	-	-	-	-
	8h	-	100	100	100	100
Monóxido de Carbono	1h	40.000	-	-	-	-
	8h	10.000	10.000	10.000	-	-
	24h	-	-	-	-	4.000
Dióxido de Nitrogênio	1h	190	200	200	-	-
	24h	-	-	-	-	25
	Anual	100	40	20	40	10
Dióxido de Enxofre	24h	100	20	40	-	-
	Anual	40	-	20	20	40
Material Particulado MP_{10}	24h	-	50	45	50	45
	Anual	-	20	15	20	15
Material Particulado $\text{MP}_{2,5}$	24h	-	25	15	25	15
	Anual	-	10	5	10	5
Partículas Totais em Suspensão	24h	150	240	240	-	-
	Anual	60	80	80	-	-
Chumbo	-	-	-	-	-	-
	Anual	-	0,5	0,5	-	-
Partículas Inaláveis	24h	150	-	-	-	-
	Anual	50	-	-	-	-
Fumaça	24h	100	50	45	-	-
	Anual	40	20	15	-	-

Por fim, a nova resolução CONAMA 506 de 2024 foi aprovada (CONAMA, 2024), cujo principal avanço consiste no alinhamento aos limites recomendados pela OMS e no estabelecimento de um cronograma de metas bem definido. Assim como na normativa anterior, o sistema de Padrões Intermediários permanece e foi aprimorado, seguindo um gradiente de redução progressiva até o Padrão Final (PF), fundamentado nos valores orientadores da OMS publicados em 2021. Esta resolução prevê quatro padrões que entram em vigor sucessivamente: o PI-1, vigente até 31 de dezembro de 2024; o PI-2, com início em 1º de janeiro de 2025; o PI-3, com início em 1º de janeiro de 2033; e o PI-4, com início em 1º de janeiro de 2044. Cabe destacar que a data de lançamento do PI-4 é passível de antecipação ou prorrogação conforme previsto na legislação. A Tabela 2 apresenta a comparação entre as diretrizes vigentes em nível nacional e internacional.

Tabela 2. Padrões de qualidade do ar vigentes no Brasil (CONAMA, 2024) e níveis orientadores da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2021).

Poluente Atmosférico	Período de Referência	CONAMA 2024					OMS 2021
		PI-1	PI-2	PI-3	PI-4	PF	
Material Particulado (MP _{2,5})	24 horas	60	50	37	25	15	15
	Anual	20	17	15	10	5	5
Material Particulado (MP ₁₀)	24 horas	120	100	75	50	45	45
	Anual	40	35	30	20	15	15
Ozônio (O ₃)	8 horas	140	130	120	100	100	100
	Período de pico	-	-	-	-	-	60
Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	1 hora	260	240	220	200	200	-
	24 horas	-	-	-	-	-	25
	Anual	60	50	45	40	10	10
Dióxido de Enxofre (SO ₂)	24 horas	125	50	40	40	40	40
	Anual	40	30	20	20	20	-
Monóxido de Carbono (CO)	8 horas	-	-	-	-	10.000	-
	24 horas	-	-	-	-	-	4.000
Fumaça (FMC)	24 horas	120	100	75	50	45	-
	Anual	40	35	30	20	15	-
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	24 horas	-	-	-	-	240	-
	Anual	-	-	-	-	80	-

Chumbo (Pb)	Anual	-	-	-	-	0,5	-
-------------	-------	---	---	---	---	-----	---

A nova resolução CONAMA tem como objetivo adequar seus limites para poluentes atmosféricos aos valores orientadores da Organização Mundial da Saúde a partir de seu Padrão Final (PF). Logo, para o período de referência anual, os principais poluentes (MP_{2,5}, PM₁₀, SO₂ e NO₂) possuem os mesmos valores de referência. O O₃ apresenta valores-limite idênticos quando comparado ao período de referência de 8 horas; entretanto, o guia da OMS introduz também um limite para a estação de pico (*peak season*). Este indicador é definido como a média das concentrações máximas diárias de 8 horas de O₃ obtidas durante os seis meses consecutivos que apresentarem as maiores médias móveis semestrais. Para o CO, essa comparação não pode ser realizada diretamente, pois a legislação brasileira considera a máxima média móvel de 8 horas obtida no dia, com limite de 9 ppm (aproximadamente 10.000 µg/m³), enquanto a OMS estabelece um valor para o período de referência anual de aproximadamente 4 ppm.

Ainda assim, a resolução CONAMA mantém limites para três poluentes que a OMS não contempla mais em seus guias: fumaça, Partículas Totais em Suspensão (PTS) e chumbo. Há um contexto histórico e econômico relevante no licenciamento ambiental brasileiro, visto que ainda existem indústrias no país com equipamentos de monitoramento dimensionados para esses parâmetros, o que torna essa regulamentação ainda necessária.

2.2. Monitoramento da Qualidade do Ar

2.2.1. *Conceitos gerais*

Uma peça fundamental na avaliação da qualidade do ar transpassa o monitoramento dos poluentes atmosféricos. Segundo o Guia Técnico para o Monitoramento e Avaliação da Qualidade do Ar (MMA, 2019), uma rede de monitoramento da qualidade do ar bem estruturada deve atender a pelos menos dois objetivos fundamentais: a) Verificar o grau de exposição da população aos poluentes atmosféricos, considerando critérios de saúde pública; e b) Acompanhar tendências de médio e longo prazo para verificar a eficácia dos programas de controle, avaliando a necessidade de aprimoramentos. É importante destacar que o monitoramento por si só não é suficiente para combater a poluição do ar, sendo necessário ser executado concomitantemente com o apoio dos instrumentos legais mais atuais disponíveis. A

resolução CONAMA 506 de 2024 define a obrigatoriedade do monitoramento e faz referência indireta aos métodos que os estados devem seguir (CONAMA, 2024).

Apenas o monitoramento dos poluentes pode não ser suficiente para uma boa gestão da qualidade do ar se as fontes de poluição não puderem ser rastreadas. O Guia Técnico para o Monitoramento e Avaliação da Qualidade do Ar apresenta quatro diferentes tipos de fontes de poluição atmosféricas e ajuda a entender como essas fontes requerem estratégias específicas de monitoramento e gestão. Os poluentes primários originados por fontes veiculares são o CO e o material particulado, no entanto em locais onde há um alto fluxo de veículos movidos a diesel, esforços no monitoramento de SO₂ e NO₂ podem se fazer necessários. Nas situações em que o poluente de preocupação é o O₃, as medidas de monitoramento devem também cobrir áreas mais afastadas da fonte, pois, alinhado a isso, fontes de combustão emitem NO, um poluente capaz de potencializar a formação de O₃ na atmosfera. Em caso de emissões difusas e fugitivas por fontes fixas (não efetuadas por chaminés), o monitoramento mais recomendado é o de microescala ou mesoescala, uma vez que podem causar problemas locais. As emissões por chaminé encontram-se a razoável distância do solo e também da zona de respiração e, dependendo da estabilidade e escoamento atmosférico, os maiores impactos ocorrem distante das fontes. Nestes casos, para que se tenha uma boa avaliação desses impactos deve ser considerada a distância e a posição em relação à estação, a intensidade das emissões, a altura da chaminé, o relevo e a topografia do local, além de aspectos meteorológicos, tais como a intensidade e a predominância de ventos (Hassen et al., 2023). O Quadro 1 apresenta de forma resumida os detalhes para cada tipo de ação de acordo com o objetivo do monitoramento.

Quadro 1. Escala de alocação de monitores em relação ao objetivo do monitoramento (MMA, 2019).

Objetivo de monitoramento	Escala apropriada
Concentrações mais altas	Microescala, para impacto de veículos ou fontes fixas difusas. Mesoescala ou de bairro, para fontes fixas (chaminé). Bairro ou urbana, para ozônio.
Efeitos gerais à população	Bairro, urbana.
Impacto de fontes fixas	Microescala, para fontes fixas difusas. Mesoescala ou bairro, para chaminés

Concentração de fundo	Urbana.
-----------------------	---------

2.2.2. Monitoramento Automático

As estações automáticas são consideradas o padrão ouro no que diz respeito ao monitoramento da qualidade do ar. Essas estações são fixas, costumam ser financeiramente muito caras e com um alto grau de complexidade, uma vez que utilizam de métodos físico-químicos para medir o nível dos poluentes atmosféricos em tempo real. A grande vantagem dessa abordagem reside na alta resolução temporal dos dados gerados, geralmente em escala horária, o que viabiliza a identificação imediata de picos de exposição e a emissão de alertas precoces de saúde pública, além de fornecer subsídios precisos para modelos epidemiológicos de séries temporais (Ye; Geng, 2023).

2.2.3. Monitoramento Manual

O monitoramento manual da qualidade do ar compreende um conjunto de métodos tradicionais baseados na coleta física de poluentes em meios filtrantes ou absorventes para posterior análise laboratorial. Dentre os equipamentos fundamentais dessa categoria, destacam-se os Amostradores de Grande Volume, cujo manuseio requer determinado grau de intervenção humana, uma vez que sua operação consiste em aspirar o ar externo através de diferentes tipos de filtros (carbono, quartzo ou fibra de vidro) durante um período específico, normalmente de 24 horas.

Essencialmente, a análise dos filtros ocorre a partir de uma análise gravimétrica, onde estes filtros são pesados dentro de um laboratório antes e depois da amostragem e a concentração do poluente é medida através de diferença de massa entre os dois momentos. A sala onde os filtros são pesados deve atender a condições específicas de temperatura e umidade para evitar interferências nas medidas. No Quadro 2, é apresentado uma distinção dos poluentes que podem ser medidos em cada tipo de filtro.

Quadro 2. Filtros utilizados na análise de cada poluente.

Poluente(s)	Filtros Recomendados	Tipo de Amostrador	Análises
-------------	----------------------	--------------------	----------

Material Particulado (MP _{2,5} , MP ₁₀)	Teflon (PTFE), Fibra de Quartzo, Fibra de Vidro	Partisol	- Análise Gravimétrica - Fluorescência de Raios-X (XRF) - Espectroscopia de Raios-X por Dispersão de Energia (EDX)
Metais Pesados (Pb, Cd, Zn, Cu, etc.)	Teflon (PTFE), Fibra de Quartzo	Partisol, Impactor	- Fluorescência de Raios-X (XRF) - Espectrometria de Massas com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS) - Espectroscopia de Raios-X por Dispersão de Energia (EDX)
Íons Inorgânicos (Sulfatos, Nitratos, Amônio)	Teflon (PTFE), Náilon	Partisol	- Cromatografia Iônica (IC)
Carbono Orgânico (OC) e Carbono Elementar (EC)	Fibra de Quartzo	Partisol	- Análise Térmica (OC/EC)
Compostos Orgânicos Voláteis (COVs)	Fibra de Quartzo, Fibra de Vidro	Partisol, Dispositivo de Amostragem Passiva	- Cromatografia Gasosa acoplada à Espectrometria de Massas (GC-MS)
Ácidos (HNO ₃ , HCl)	Náilon, Fibra de Vidro	Partisol	- Cromatografia Iônica (IC)

2.2.4. Sensores de Baixo Custo

Assim como o próprio nome sugere, os sensores de baixo custo (LCS) se caracterizam por serem os equipamentos que exigem os menores custos financeiros para monitorar a qualidade do ar. Segundo o (Lewis; Peltier; Von Schneidemesser, 2018), o termo “baixo custo” (*Low-cost*) se refere ao preço inicial de um único sistema de sensores funcional quando comparado ao custo de um instrumento de referência individual, como um estação automática. No manual não é estabelecido um valor limite que define os sensores como sendo de baixo custo, mas indica que sensores simples podem custar aproximadamente cerca de 50 dólares, variando até 10 mil dólares em caso de sensores mais sofisticados que são autônomos e pode avaliar múltiplos parâmetros. Ainda assim, esses valores são expressivamente menores quando comparados às estações convencionais, que podem chegar na casa dos milhões de reais, e podem ajudar a reduzir a barreira financeira que existem no que diz respeito ao monitoramento da qualidade do ar.

A quantificação dos poluentes atmosféricos por sensores de baixo custo tem como princípio a conversão de um gás ou partícula relevante em um sinal elétrico, no qual a magnitude relativa desse sinal está relacionada à concentração atmosférica. Estes sistemas de

monitoramento incluem sensores eletroquímicos, sensores de óxido metálico ou sensores ópticos autônomos; ou sensores de espalhamento óptico de luz. Frequentemente os sistemas também incluem sensores de baixo custo para temperatura e pressão (Lewis; Peltier; Von Schneidmesser, 2018). A confiabilidade dos dados gerados está estritamente atrelada à qualidade dos sensores integrados ao equipamento, os quais são idealmente calibrados em conjunto com estações de referência para mitigar vieses de leitura.

2.2.5. Sensoriamento Remoto

O sensoriamento remoto tem como princípio o uso de radiação eletromagnética para obter informações sem contato físico com o objeto. Portanto, baseia-se na detecção e medição dessa radiação (emitida ou refletida) que interage com os constituintes atmosféricos, permitindo a obtenção de dados sobre a composição química e física da atmosfera sem a necessidade de contato físico direto. A técnica de sensoriamento remoto por satélite pode recuperar concentrações de gases e aerossóis na coluna atmosférica, desde a base até o topo, e tem sido cada vez mais aplicada para avaliar a poluição do ar na superfície terrestre (Martin, 2008).

Os dados obtidos por de satélite podem passar por processos de reanálise e modelagem para garantir uma melhor qualidade dos dados gerados e um dos principais serviços que realiza essas operações é o Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS). A reanálise CAMS considera o conjunto de dados de reanálise global mais recente da composição atmosférica produzido pelo European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), consistindo em campos de composição atmosférica tridimensionais consistentes no tempo, incluindo aerossóis e espécies químicas (Inness et al., 2019). Para garantir a confiabilidade dos dados, as informações do CAMS passam por processos de validação trimestrais, nos quais os resultados do modelo são comparados com medições *in situ* de redes de monitoramento de referência globais (CAMS, 2025).

2.2.6. Monitoramento no Brasil

Ainda que exista uma defasagem na legislação brasileira vigente (considerando os Padrões Intermediários) quando comparada com a legislação internacional preconizada pela OMS, a principal vulnerabilidade do Brasil em relação à poluição atmosférica está na falta de

monitoramento desses poluentes. Em 2021, foi observado em um estudo que entre as 27 unidades federativas do Brasil, apenas 11 realizavam algum tipo de monitoramento da qualidade do ar. No momento da pesquisa, o monitoramento era realizado por meio de 371 estações de monitoramento ativas, sendo 80% delas concentradas na região sudeste do país, refletindo uma disparidade regional. Além disso, 41,2% das estações de monitoramento eram privadas, sendo que o estado do Rio de Janeiro liderava este ranking com 60% de suas estações sendo privadas. Por outro lado, o estado de São Paulo tinha 100% de suas estações de monitoramento públicas (Vormittag et al., 2021).

O relatório do Instituto de Energia e Meio Ambiente, publicado em 2024, traz uma série de dados relevantes sobre o monitoramento da qualidade do ar no Brasil com base em dados coletados até 2023. Considerando apenas as estações automáticas, o Brasil conta atualmente com 246 estações de monitoramento da qualidade do ar. No entanto, a distribuição dessas estações pelo território nacional continua heterogênea, com a região sudeste liderando essa lista, representando 80,82% do total de estações automáticas do país, conforme mostrado na Figura 1 (IEMA, 2024).

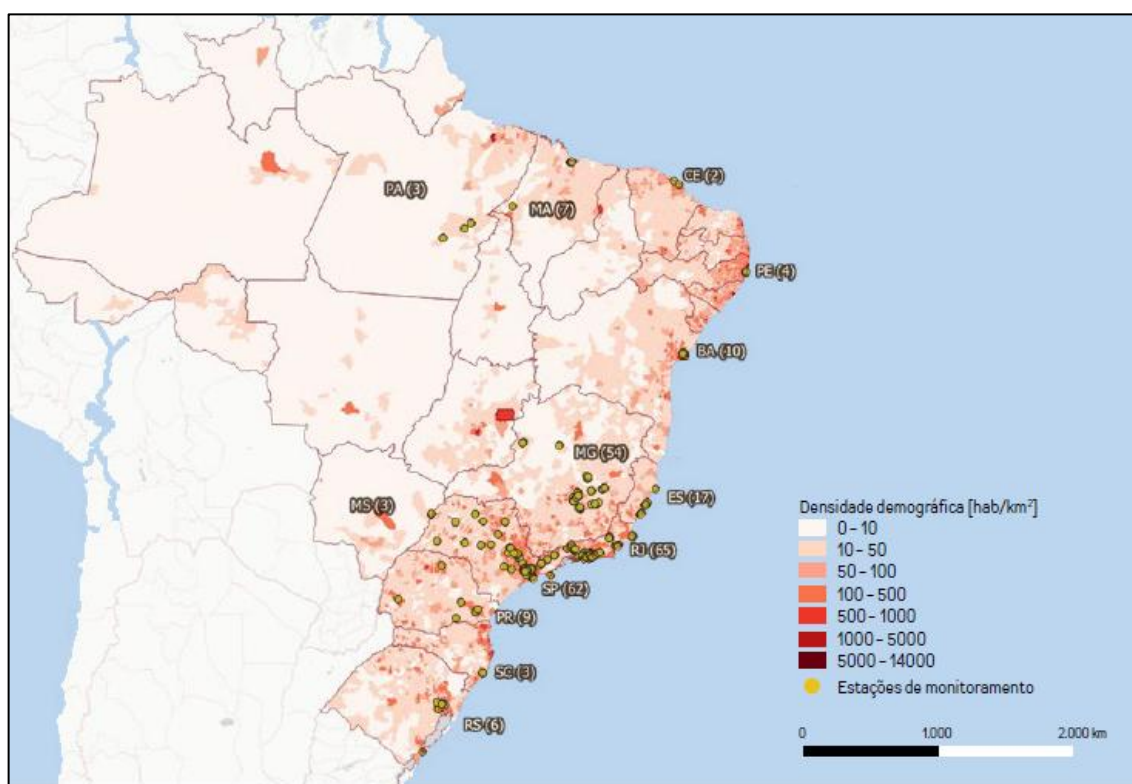


Figura 1. Número de estações automáticas de monitoramento do ar nos estados brasileiros (IEMA, 2024).

De acordo com as normativas internacionais da União Europeia (Diretiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 2008 sobre Qualidade do Ar Ambiente e Ar Mais Limpo para a Europa) e dos Estados Unidos (Apêndice D da Parte 58 - Critérios de Projeto de Rede para Monitoramento da Qualidade do Ar Ambiente), existem critérios técnicos para o dimensionamento das estações de monitoramento da qualidade do ar. Em ambos os casos, o número de estações em um determinado local deve ser dimensionado considerando o tamanho da população, de acordo com as diretrizes da União Europeia e dos Estados Unidos. A Tabela 3 mostra o número de estações necessárias de acordo com o número de habitantes. Comparativamente com outros países da União Europeia e Estados Unidos, o Brasil possui uma baixa taxa de monitoramento por habitante, com 1,15 estação por milhão de habitantes, enquanto a Espanha, primeira da lista, apresenta 12,77 estações por milhão de habitantes e os Estados Unidos com 5,78 estações por milhão de habitantes, conforme mostrado na Tabela 4 (IEMA, 2024).

Tabela 3. Quantidades mínimas de monitores por município requeridas segundo as referências dos Estados Unidos e União Europeia (IEMA, 2024).

Faixa Populacional	Estados Unidos		União Europeia	
	MP ₁₀ e MP _{2,5}	Outros poluentes	MP ₁₀ e MP _{2,5}	Outros poluentes
0 a 250 mil	-	-	-	-
250 mil a 350 mil	-	-	2	1
350 mil a 500 mil	-	1	2	1
500 mil a 1 mi	1	1	2	1
1 mi a 2 mi	2	1	3	2
2 mi a 3,75 mi	2	1	4	3
3,75 mi a 4,75 mi	2	1	6	3
4,75 mi a 6 mi	2	1	6	4
6 mi a 10 mi	2	1	7	4
Mais de 10 mi	2	2	7	4

Tabela 4. Quantidade de estações de monitoramento da qualidade do ar e tamanho da população nos cinco países mais populosos da União Europeia, nos Estados Unidos e no Brasil (IEMA, 2024).

País	Nº de estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar	População (milhões de hab.)	Estações / População (milhões de hab.)
Espanha	606	47,5	12,77
Itália	700	59,0	11,86
França	532	67,3	7,90
Estados Unidos	1927	333,3	5,78

Alemanha	433	83,2	5,21
Reino Unido	170	63,2	2,69
Brasil	246	213,3	1,15

Segundo o último Relatório anual de acompanhamento da qualidade do ar (BRASIL, 2025), o monitoramento da qualidade do ar ainda é inexistente em 7 estados do país (AL, PB, PI, RN, SE, RO e RR) e quando a métrica utilizada é o monitoramento com estações de referência, esse número sobe para 13 estados, com apenas as regiões sul e sudeste tendo todos os seus estados atendidos. No que tange aos instrumentos de gestão, como o Plano de Controle de Emissões Atmosféricas (PCEA) e inventários de emissões atmosféricas (veicular ou industrial), novamente as regiões sul e sudeste se destacam, apresentando essas ferramentas de controle em alguns dos seus estados. A Figura 2 mostra o número de estações divididas por estado e região. É importante destacar que as estações indicativas são integradas em plataformas internacionais com finalidade científica, exploratória e informativa. A gestão desses dados ocorre através da integração dos equipamentos na plataforma, sem qualquer tratamento da informação (BRASIL, 2025).

UF/Região Referência	2023		2024		Variação	
	Referência	Indicativa	Referência	Indicativa	Referência	Indicativa
Norte	3	33	3	82	-	↑ 49
 Acre	-	33	-	30	-	↓ 3
 Amapá	-	-	-	1	-	↑ 1
 Amazonas	-	-	-	46	-	↑ 46
 Pará	3	-	3	3	-	↑ 3
 Rondônia	-	-	-	-	-	-
 Roraima	-	-	-	-	-	-
 Tocantins	-	-	-	2	-	↑ 2
Nordeste	27	-	33	6	↑ 6	↑ 6
 Alagoas	-	-	-	-	-	-
 Bahia	14	-	14	-	-	-
 Ceará	1	-	2	-	↑ 1	-
 Maranhão	7	-	12	6	↑ 5	↑ 6
 Paraíba	-	-	-	-	-	-
 Pernambuco	5	-	5	-	-	-
 Piauí	-	-	-	-	-	-
 Rio Grande do Norte	-	-	-	-	-	-
 Sergipe	-	-	-	-	-	-
Centro-Oeste	8	4	12	6	↑ 4	↑ 2
 Distrito Federal	5	-	8	-	↑ 3	-
 Goiás	-	-	-	2	-	↑ 2
 Mato Grosso	-	4	-	4	-	-
 Mato Grosso do Sul	3	-	4	-	↑ 1	-
Sudeste	283	-	300	-	-	↑ 17
 Espírito Santo	9	-	18	-	↑ 9	-
 Minas Gerais	57	-	55	-	↓ 2	-
 Rio de Janeiro	140	-	151	-	↑ 11	-
 São Paulo	77	-	76	-	↓ 1	-
Sul	37	-	37	-	-	-
 Paraná	15	-	15	-	-	-
 Rio Grande do Sul	19	-	19	-	-	-
 Santa Catarina	3	-	3	-	-	-
 Total⁹	358	37	385	94	↑ 27	↑ 57

Figura 2. Número total de estações de monitoramento da qualidade do ar no Brasil. Dados coletados no formulário aplicado pelo Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (BRASIL, 2025).

2.3. Poluentes atmosféricos

No que diz respeito à qualidade do ar, a literatura científica costuma abordar diferentes compostos químicos a depender do escopo e do objetivo dos estudos. É muito comum que essa distinção atribua gases como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) e gases fluorados ao agravamento efeito estufa, compondo os chamados Gases de Efeito Estufa (GEE). Embora fundamentais no contexto das mudanças climáticas, o foco nesses gases costuma ser a mitigação do aquecimento global, e não necessariamente o efeito tóxico direto por inalação. Por outro lado, poluentes como o ozônio (O₃), material particulado (MP), dióxido de nitrogênio (NO₂), dióxido de enxofre (SO₂) e monóxido de carbono (CO) são considerados poluentes críticos, uma vez que possuem um efeito direto sobre a saúde humana ao serem inalados.

Diferentemente dos GEE, que não possuem limites máximos de concentração estabelecidos para fins de saúde pública, os chamados “poluentes de critério” são rigorosamente regulados. Tanto a legislação brasileira quanto as diretrizes da OMS definem valores-limite para esses compostos, que incluem o ozônio (O₃), o material particulado (MP₁₀ e MP_{2,5}), os dióxidos de nitrogênio (NO₂) e enxofre (SO₂), além do monóxido de carbono (CO) (CONAMA, 2024; WHO, 2021).

Os poluentes atmosféricos podem ser classificados como poluentes primários ou secundários. Os poluentes primários são aqueles lançados diretamente na atmosfera com origem na fonte poluidora, enquanto que os poluentes secundários não são emitidos por uma fonte de poluição, mas sim formados na atmosfera a partir da interação química com poluentes primários e fatores abióticos como a temperatura (CONAMA, 2024). Diversas fontes, antrópicas ou naturais, contribuem para o aporte de poluentes na atmosfera, como atividade industrial, queima de combustíveis fósseis para geração de energia ou aquecimento doméstico, tráfego de veículos (Raaschou-Nielsen et al., 2023) e erupções vulcânicas (Filonchuk et al., 2022).

2.3.1. *Ozônio (O₃)*

O ozônio (O₃) é um poluente secundário que se forma a partir de reações entre poluentes precursores na presença de luz solar. Os principais poluentes precursores do ozônio são os

383 óxidos de nitrogênio (NO_x) e compostos orgânicos voláteis (COVs) e o processo de
384 transformação em ozônio é acelerado na presença de altas temperaturas. Normalmente, os NO_x
385 e COVs são lançados na atmosfera a partir da queima de combustíveis fósseis (Kinney, 2018).
386 Pelo fato da radiação solar possuir uma forte influência sobre a concentração de ozônio na
387 atmosfera, esse poluente possui picos evidentes nas horas em que a intensidade dessa radiação
388 é maior (Huang et al., 2023).

389 É importante destacar que o ozônio desempenha diferentes papéis dependendo da parte
390 da atmosfera em que é encontrado. O ozônio estratosférico, presente até 50 km da superfície
391 terrestre, é responsável por formar uma camada de proteção para a Terra contra a radiação
392 ultravioleta vinda do sol. Por outro lado, o ozônio troposférico é encontrado na porção mais
393 próxima ao solo, até 12 km de altura, e pode desencadear uma série de consequências para os
394 seres humanos expostos a esse poluente (Madronich et al., 2023).

395 O ozônio troposférico exerce toxicidade primordialmente sobre o sistema respiratório,
396 provocando danos estruturais e funcionais aos pulmões. A magnitude desses efeitos varia
397 conforme a faixa etária, apresentando particularidades em crianças e adultos. Em episódios de
398 exposição de curto prazo, observa-se uma pequena redução na função pulmonar em ambos os
399 grupos, mesmo sob concentrações moderadas. Contudo, no que diz respeito à exposição
400 crônica, a associação a redução da capacidade pulmonar torna-se mais aparente. Embora os
401 estudos em adultos não mostrem uma relação clara entre a exposição a baixos níveis de ozônio
402 e a função pulmonar, os estudos em crianças sugerem que, mesmo em níveis baixos, bem abaixo
403 do padrão atual da United States Environmental Protection Agency (USEPA), a função
404 pulmonar infantil pode ser afetada negativamente pela exposição ao ozônio, particularmente
405 em períodos mais longos. Isso evidencia a suscetibilidade de grupos etários mais jovens frente
406 os danos do ozônio durante períodos prolongados de exposição (Holm; Balmes, 2022).

407 408 2.3.2. Monóxido de carbono (CO) 409

410 O monóxido de carbono (CO) é um gás tóxico incolor, não irritante, inodoro e insípido.
411 É produzido pela combustão incompleta de combustíveis carbonáceos, como madeira, gasolina,
412 carvão, gás natural e querosene (WHO, 2021). A principal fonte urbana do monóxido de
413 carbono é a queima de combustíveis fósseis por motores de combustão interna como veículos
414 automotores, mas em escala global, a queima de biomassa, incluindo incêndios florestais e

queimadas agrícolas, desempenha um papel importante. Em menor escala, existem também fontes naturais, como oxidação do metano e atividade vulcânica.

A presença de monóxido de carbono não é identificada pelos sentidos humanos, como visão, paladar ou olfato, dificultando a percepção imediata em um ambiente com concentrações elevadas desse poluente (WHO, 2021). A intoxicação por monóxido de carbono pode ocorrer tanto por exposições curtas somadas a altos níveis de CO quanto por exposições prolongadas, mas com níveis mais baixos. Se a exposição ao CO for suficientemente alta, a inconsciência e a morte ocorrem rapidamente e sem sintomas. Em exposições não letais ao CO, os sintomas comuns incluem dores de cabeça, náuseas e vômitos, tonturas, mal-estar geral e alteração do estado mental (Weaver, 2024).

O principal sistema afetado pelo monóxido de carbono é o sistema circulatório. Estudos evidenciaram que o monóxido de carbono apresentou associação positiva e significativa com doenças cardiovasculares e doença de Parkinson. Além disso, é conhecido que o monóxido de carbono causa asfixiamento químico, uma vez que a afinidade da hemoglobina pelo monóxido de carbono é muito maior do que pelo oxigênio e pode desencadear efeitos adversos à saúde, reduzindo o fornecimento de oxigênio (Chen et al., 2022).

2.3.3. Dióxido de nitrogênio (NO_2)

O dióxido de nitrogênio (NO_2) é um dos componentes que compõe o grupo dos óxidos de nitrogênio (NO_x) e desempenha um papel fundamental na química atmosférica, uma vez que é altamente reativo, principalmente com o ozônio. Seu principal aporte na atmosfera advém de fontes antrópicas como processos de combustão em temperaturas elevadas, especialmente veículos movidos a diesel, hidrelétricas e alguns processos industriais. Naturalmente, o dióxido de nitrogênio pode surgir a partir de relâmpagos e atividade microbiana do solo, ainda que ocorram em menor escala no contexto urbano.

O dióxido de nitrogênio é um gás marrom-avermelhado com um odor forte e característico. Ele é o principal responsável pela névoa marrom observada no horizonte de grandes metrópoles, sendo este evento o resultado do *smog* fotoquímico. Além disso, é um forte oxidante e reage com a água para produzir ácido nítrico e óxido nítrico. Na atmosfera, o óxido nítrico produz dióxido de nitrogênio espontaneamente quando em contato com o ar (WHO, 2021).

Nos últimos anos, um grande número de publicações tem relatado as associações do NO₂ com a mortalidade ou morbidade respiratória, no entanto, a maioria desses estudos se concentrou apenas em doenças respiratórias contemplando todas as causas, e muito poucos conseguiram examinar os efeitos do NO₂ em doenças respiratórias de causas específicas (Liu et al., 2023). A preocupação com a associação entre doenças respiratórias específicas e a exposição a dióxido de nitrogênio tem crescido nos últimos anos. A exposição de curto prazo ao dióxido de nitrogênio pode inflamar as vias aéreas, piorar o quadro de asma e reduzir a função pulmonar em pessoas com condições preexistentes, enquanto níveis menores ainda podem agravar problemas respiratórios (Bhattarai et al., 2024). A redução da função pulmonar resultante da exposição ao dióxido de nitrogênio é agravada em crianças (Zetlen et al., 2025). Apesar dos principais efeitos do dióxido de nitrogênio agirem sobre o sistema respiratório, alguns estudos já encontraram associações com outros desfechos como mortalidade a partir do sistema cardiovascular e diabetes (Chen et al., 2022)

2.3.4. Dióxido de enxofre (SO₂)

O dióxido de enxofre (SO₂) deriva da combustão de combustíveis fósseis que contêm enxofre e é um dos principais poluentes atmosféricos em muitas partes do mundo. A oxidação do dióxido de enxofre, especialmente na superfície de partículas na presença de catalisadores metálicos, leva à formação de ácidos sulfúrico e sulfato. O dióxido de enxofre é um gás incolor e facilmente solúvel em água, o que favorece a reação nas vias aéreas superiores (nariz e garganta) ao entrar em contato com a umidade das mucosas (WHO, 2021).

Assim como o dióxido de nitrogênio, o dióxido de enxofre atua como um precursor para a formação de outros compostos e formas químicas. Na atmosfera, ele se oxida e forma o ácido sulfúrico (H₂SO₄), o principal componente da chuva ácida. Além disso, ele se converte em sulfatos, que formam uma parte significativa do material particulado fino. Embora o problema da chuva ácida tenha sido mitigado no século XX por meio de políticas públicas eficazes, regiões em constante processo de industrialização podem enfrentar riscos renovados caso não haja uma gestão rigorosa das emissões atmosféricas (Shandookh, 2025).

O dióxido de enxofre tem efeitos adversos à saúde humana afetando negativamente os sistemas respiratório, cardiovascular e nervoso, e causando diabetes tipo 2 e mortes não acidentais (Khalaf et al., 2024). Estudos já mostraram que existe uma associação positiva entre

mortalidade e morbidade hospitalar entre a exposição de curto prazo ao dióxido de enxofre e mortalidade por todas as causas e mortalidade por doenças respiratórias (Orellano; Reynoso; Quaranta, 2021), incluindo associações entre doenças respiratórias específicas como asma (Zheng et al., 2021) e doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC) (Zhou et al., 2024).

2.3.5. Material Particulado

Diferentemente dos poluentes gasosos, como o ozônio, monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio, dióxido de enxofre e COVs, o material particulado possui níveis variados de perigo, seja devido ao tamanho das partículas ou às substâncias adsorvidas a elas. Em geral, o material particulado consiste em moléculas de carbono associadas a outros compostos orgânicos ou inorgânicos. Ou seja, o material particulado pode incluir nitratos, sulfatos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, endotoxinas e uma variedade de metais como cobre, ferro, níquel, vanádio e zinco (Hamanaka; Mutlu, 2018). Nesse sentido, o material particulado não deve ser compreendido apenas como um poluente isolado, mas como uma matriz complexa que atua como veículo para diversas substâncias adsorvidas, o que pode potencializar os seus efeitos à saúde.

Uma revisão avaliando estudos realizados em diferentes continentes (23 na Ásia, 22 na Europa, 20 na América do Norte, 3 na América Central e do Sul, e 1 na África) observou que as emissões de diferentes tipos de construções impactam significativamente a qualidade do ar em ambientes fechados e que a ventilação nesses ambientes tem uma grande importância neste processo. Neste mesmo estudo, foi identificado que o fumo, o cozimento de alimentos, o aquecimento do ambiente, velas e inseticidas são fontes de MP_{2,5}, enquanto animais de estimação, trabalhos domésticos e o movimento de pessoas podem contribuir para o aumento da concentração de partículas grossas (MP₁₀) no ambiente. Além disso, outros poluentes como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos podem ser oriundos da queima de carvão e gasolina para o aquecimento (Maung et al., 2022).

Como a diferença entre os tipos de material particulado se dá devido ao tamanho das partículas, a dinâmica desses poluentes no ambiente pode se comportar de maneira completamente distinta no contexto de transporte, deposição, fontes e efeitos na saúde. Por se tratar de partículas sólidas, a gravidade desempenha um papel fundamental sobre o material particulado, portanto, partículas grossas (MP₁₀) tendem a se depositar próximo às fontes de

511 poluição e ficam sujeitas a ressuspensão em estradas, construção civil e abrasão por pneus e
512 freios de veículos automotores. Por outro lado, as partículas finas ($MP_{2,5}$) reagem praticamente
513 de forma inversa, possuindo uma vida prolongada na atmosfera, podendo chegar a dias ou
514 semanas, dependendo das condições meteorológicas como a velocidade e direção dos ventos e
515 pluviosidade.

516 As condições meteorológicas desempenham um papel fundamental na dinâmica de
517 transporte de poluentes atmosféricos, interação que é intensificada no caso do material
518 particulado, cujas características físicas como granulometria, morfologia e densidade
519 determinam seu comportamento na atmosfera. Devido à heterogeneidade de tamanhos, a
520 direção e a velocidade dos ventos podem transportar ou depositar as partículas conforme sua
521 massa e tamanho: frações finas tendem a se deslocar por distâncias maiores, enquanto partículas
522 grosseiras sofrem deposição gravitacional mais próxima às fontes emissoras (Neder et al., 2022;
523 Sharma et al., 2022). Além do transporte horizontal, a dispersão vertical é condicionada pela
524 estabilidade da atmosfera, sendo severamente limitada em episódios de inversão térmica. A
525 pluviosidade, por sua vez, atua como um mecanismo de purificação atmosférica através da
526 deposição úmida. Adicionalmente, a natureza higroscópica de certas partículas favorece a
527 absorção de umidade, resultando no aumento do seu diâmetro aerodinâmico e alterando tanto
528 sua taxa de deposição quanto suas propriedades ópticas de refletividade solar (Zender-Świercz
529 et al., 2024).

530 No que tange a saúde humana, o tamanho aerodinâmico e a composição química são as
531 principais características que refletem o risco do material particulado. As partículas maiores
532 (MP_{10}) são conhecidas por serem capazes de se depositarem no trato superior do sistema
533 respiratório ao passo que as partículas menores ($MP_{2,5}$) podem alcançar o pulmão chegando até
534 os alvéolos (Saju et al., 2023). Ainda que existam menos evidências científicas para suportar os
535 efeitos do MP_1 sobre a saúde humana, é estimado que as partículas dessa dimensão podem ir
536 além dos pulmões, penetrando na corrente sanguínea através dos alvéolos, se difundindo por
537 todo o corpo (Akther et al., 2019; Alam; Mohiuddin, 2022). **A Erro! Fonte de referência não**
538 **encontrada.** ilustra o alcance do material particulado no corpo humano.

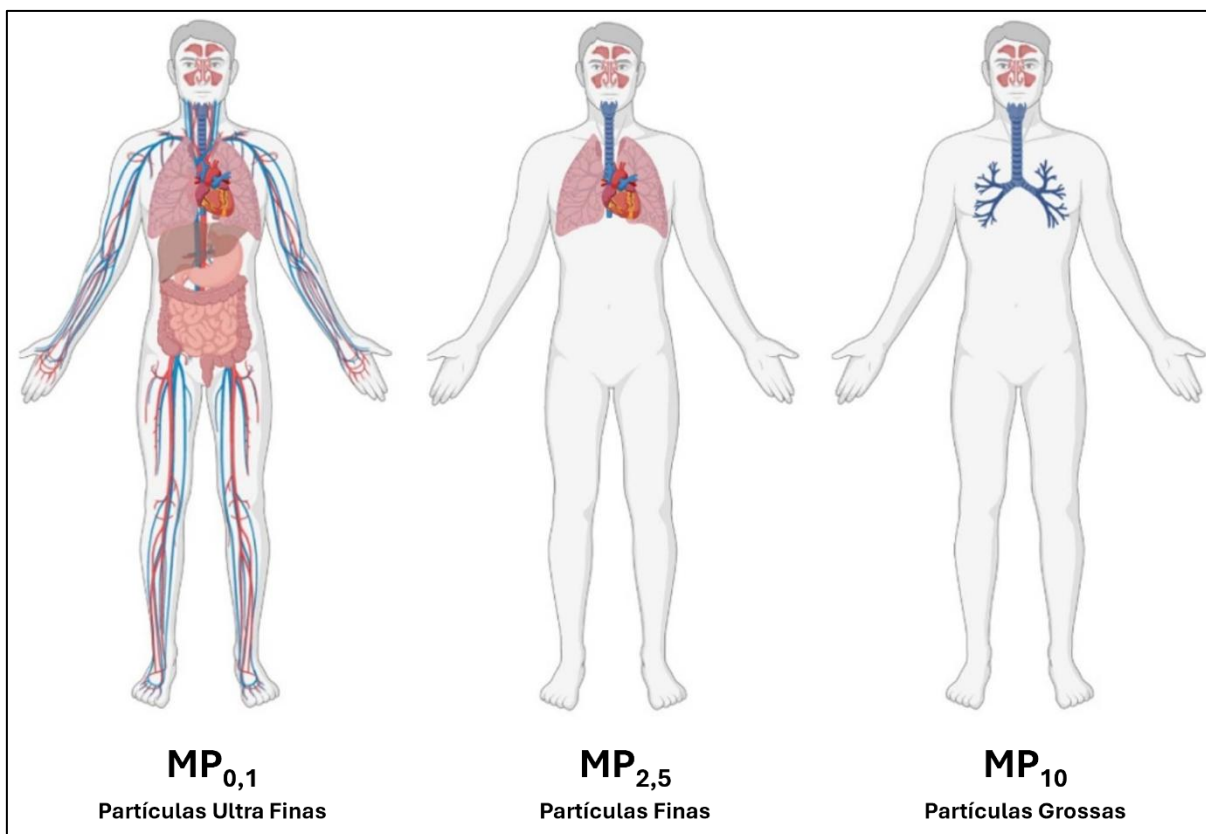


Figura 3. Biodistribuição do material particulado no corpo humano (Adaptado de Flood-Garibay; Angulo-Molina; Méndez-Rojas, 2023).

É importante destacar que a literatura recente tem investigado os possíveis efeitos para partículas que vão além do $MP_{2,5}$, como MP_1 (Saju et al., 2023) e $MP_{0,4}$ (Ruan et al., 2022). A exposição de curta duração a $PM_{1,0}$ tem sido considerada a causa de morte por acidente vascular cerebral, enquanto a inalação prolongada pode aumentar os riscos de distúrbios neurológicos (Liu et al., 2022; Mainka, 2021). Embora as consequências das frações submicrométricas do material particulado ainda estejam sendo exploradas, o estudo de partículas menores pode ser um dos próximos passos no avanço dos estudos em qualidade do ar.

2.4. Efeitos da poluição atmosférica sobre a saúde humana

As consequências deletérias da exposição à poluição atmosférica são bem conhecidas e incluem eventos marcantes que ocorreram ao longo do último século em todo o mundo, como o fenômeno do smog registrado no Vale do Meuse, na Bélgica (1930), em Donora, Pensilvânia, EUA (1948) e em Londres, Reino Unido (1952), sendo este último o mais grave. O *smog*, que

ocorre em áreas industriais e é agravado pela inversão térmica, aumenta significativamente a concentração de material particulado na parte respirável da atmosfera. A exposição a esse material particulado pode aumentar o risco de mortalidade cardiovascular, especialmente entre pessoas de idade avançada, com baixos níveis socioeconômicos, fumantes e aqueles com doenças cardíacas e pulmonares preexistentes (Hamanaka; Mutlu, 2018).

A partir dos dados obtidos no Global Burden of Diseases, foi evidenciado que em 2019, as doenças crônicas respiratórias foram a terceira causa global de mortes, sendo responsáveis por 4 milhões de mortes (IC 95% 3,6 a 4,3), além de uma prevalência de 454,6 milhões de casos da doença. A principal causa de morte entre as doenças crônicas respiratórias foi a doença pulmonar obstrutiva crônica, com 3,3 milhões de mortes (IC 95% 2,9 a 3,6), e uma prevalência de 262,4 milhões de casos no mesmo ano. Adicionalmente, os anos de vida ajustados por incapacidade (DALY) mais elevados por doenças crônicas respiratórias foram atribuídos ao hábito de fumar, poluição atmosférica e riscos ocupacionais. Foi observado que a temperatura ambiente inadequada e o índice de massa corporal elevados foram riscos adicionais para doença pulmonar obstrutiva crônica e asma (Momtazmanesh et al., 2023).

A poluição atmosférica é considerada um fator de risco evitável, no entanto, a sua exposição pode desencadear uma série de injúrias à saúde humana como infecções agudas do trato respiratório inferior, doença pulmonar obstrutiva crônica, asma e câncer de pulmão (Maio et al., 2023). Adicionalmente, um estudo investigou a associação entre o material particulado e a função cardíaca entre indivíduos com doença pulmonar obstrutiva crônica e verificou que o uso de filtros domésticos pode beneficiar a saúde cardiovascular (Raju et al., 2023).

Outras associações menos evidentes que podem ocorrer devido a exposição a poluentes atmosféricos incluem danos no sistema nervoso (Cory-Slechta; Merrill; Sobolewski, 2023; Flood-Garibay; Angulo-Molina; Méndez-Rojas, 2023), danos no sistema imunológico (Sampath et al., 2023), danos de DNA (Ghanemi; Yoshioka; St-Amand, 2022), obesidade (Shi et al., 2022) e diabetes mellitus gestacional (Yu et al., 2023b). Também foi observada associação entre a exposição ao material particulado e distúrbios do espectro autista, mostrando que a exposição ao MP_{2,5} durante a gestação aumenta o risco de nascimentos com distúrbios do espectro autista (Dutheil et al., 2021).

O sistema nervoso central normalmente é protegido contra fatores ambientais, como o material particulado e substâncias hidrofílicas ou macromoléculas, pela presença da barreira hematoencefálica. Essa estrutura permite, de forma seletiva, a passagem de pequenas moléculas

lipofílicas, como o O₂ e o CO₂, por meio do processo de difusão. No entanto, as partículas ultrafinas possuem a capacidade de transpor essa barreira, atingindo o cérebro e o sistema nervoso central. Uma vez no tecido nervoso, essas partículas podem induzir o estresse oxidativo e a expressão de mediadores pró-inflamatórios, desencadeando danos neurodegenerativos e sistêmicos (Flood-Garibay; Angulo-Molina; Méndez-Rojas, 2023).

A exposição prolongada à poluição atmosférica tem sido associada ao aumento do risco de desenvolvimento de doenças autoimunes, sobretudo a artrite reumatoide, patologias do tecido conjuntivo e doenças inflamatórias intestinais. Evidências indicam que a exposição crônica a níveis de poluentes acima dos limiares de proteção à saúde humana está correlacionada a um risco 10% superior de desenvolvimento de doenças inflamatórias imunomediadas (Adami et al., 2022). Neste mesmo estudo observou-se também que cada incremento de 10 µg/m³ na concentração de MP₁₀ é associado a um risco de 7% para o surgimento de patologias autoimunes. Adicionalmente, a exposição a concentrações de MP₁₀ superiores a 30 µg/m³ e de MP_{2,5} acima de 20 µg/m³ foi relacionada a um risco 12% e 13% maior de desenvolvimento dessas condições, respectivamente.

A exposição ao ar poluído em ambientes fechados pode causar danos ao DNA, incluindo quebras de fita simples e danos cromossômicos (Kazensky et al., 2024). Um estudo avaliando dano cromossômico em 176 crianças entre 10 a 11 anos distribuídas em 5 escolas próximas a uma zona industrial encontrou associação significativa entre PM₁₀, SO₂, NO₂ e a frequência de micronúcleos em células bucais (Sopian et al., 2020). Ainda neste estudo, os autores concluíram que a proximidade com áreas industriais impacta negativamente a qualidade do ar interior em escolas, aumentando assim o risco potencial de genotoxicidade e agravando a saúde respiratória de crianças expostas à poluição atmosférica industrial. É importante destacar a importância dos ensaios cometa e micronúcleo como ferramentas sensíveis para a avaliação dos potenciais danos ao DNA e ao genoma causados por diferentes poluentes do ar interior.

Alguns desfechos em saúde decorrentes da exposição à poluição do ar têm sido alvo de estudos em anos recentes, como obesidade e distúrbios do espectro autista. Uma revisão avaliando 18 estudos que relacionam poluentes atmosféricos com obesidade observou associações em diferentes estágios de vida, incluindo recém-nascidos, crianças, adolescentes e adultos. Os autores relatam que a exposição a poluentes como material particulado, óxidos de nitrogênio, ozônio e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos durante a gravidez pode aumentar o risco de obesidade na infância (Shi et al., 2022). Um estudo realizado no México evidenciou

que a exposição ao MP_{2,5} relacionada ao tráfego de veículos estava associada ao aumento do índice de massa corporal para adultos entre 20 e 60 anos. Além disso, constatou-se que uma distância de 685 metros da estrada principal resulta em uma redução relativa na exposição aos poluentes atmosféricos e na diminuição do índice de massa corporal em mulheres (Zhang et al., 2020).

As associações menos comuns com a poluição atmosférica têm ganhando força nos últimos anos. Estudos epidemiológicos sugerem que a poluição do ar afeta a obesidade infantil e o peso corporal, mas as evidências atuais ainda são inconsistentes. Uma meta-análise indicou que os poluentes atmosféricos estavam correlacionados com a obesidade infantil e o ganho de peso. Para a obesidade, a associação foi significativa para MP₁₀ (OR = 1,12; IC 95%: 1,06 a 1,18), MP_{2,5} (OR = 1,28; IC 95%: 1,13 e 1,45), MP₁ (OR = 1,41; IC 95%: 1,30 e 1,53) e NO₂ (OR = 1,11; IC 95%: 1,06 e 1,18). Da mesma forma, o IMC aumentou em 0,08 (0,03-0,12), 0,11 (0,05-0,17) e 0,03 (0,01-0,04) kg/m² com um incremento de 10 µg/m³ na exposição a MP₁₀, MP_{2,5} e NO₂, respectivamente (Huang et al., 2022).

Além dos poluentes mais críticos, como o material particulado, outros poluentes também podem estar associados a determinados desfechos. A exposição ao NO₂ apresentou associação positiva com a prevalência de diabetes (RR = 1,09; IC 95%: 1,02-1,17 por cada incremento de 10 µg/m³), indicando um aumento de 9% na probabilidade da presença de diabetes em populações expostas. Contudo, essa associação não foi estatisticamente significativa quando analisada sob a ótica da incidência da doença (RR = 1,04; IC 95%: 0,96-1,13 por cada incremento de 10 µg/m³), uma vez que o intervalo de confiança cruza a unidade (Kutlar Joss et al., 2023).

Uma série de investigações tem explorado o aumento na prevalência do TEA na população global (Solmi et al., 2022; Zeidan et al., 2022). No contexto da poluição atmosférica, essas associações estão sendo investigadas desde a exposição *in utero*. Um estudo de coorte de nascimentos retrospectivo acompanhando 6.291 crianças diagnosticadas com TEA mostrou que para cada aumento de 5 partes por bilhão (ppb) na concentração de NO_x, o risco da criança desenvolver autismo aumenta em 3%. A diferença entre os sexos ainda não é clara (Carter et al., 2022). Além do NO_x, o MP₁₀, MP_{2,5} e O₃ já revelaram associação entre a poluição do ar e um aumento na prevalência de crianças diagnosticadas com TEA (Amnuaylojaroen; Parasin; Saokaew, 2024).

Um estudo de coorte realizado na Califórnia, EUA, avaliando crianças nascidas entre

2001 e 2014 e suas respectivas mães identificou uma associação entre transtornos do espectro autista e condições de saúde da mãe, como ativação imunológica materna (com uma taxa de risco de 1,11), hipertensão (com uma taxa de risco de 1,30), asma materna (com uma taxa de risco de 1,22), doença autoimune (com uma taxa de risco de 1,19) e maior exposição ao MP_{2,5} durante a gravidez (com uma taxa de risco de 1,07; IC 95% 1,03 a 1,12) por aumento interquartil (3,73 µg/m³) (Yu et al., 2023a). Outro estudo encontrou uma associação entre o aumento de 2,6 µg/m³ para MP_{2,5} e 5,2 ppm para NO₂, e um aumento na Social Responsiveness Scale, uma escala utilizada para medir quantitativamente traços autistas em crianças de 4 a 18 anos (Iyanna et al., 2023).

Em um extenso estudo que analisou 406 cidades em 20 países entre os anos de 1985 e 2015, foi observado um aumento no número de mortes anuais em excesso, variando entre 3.525 e 12840, diante de um cenário de exposição em que a média da concentração de ozônio em 8 horas aumenta em 10 µg/m³ (Vicedo-Cabrera et al., 2020). Outro estudo avaliando 70 cidades chinesas buscou entender a associação entre a exposição ao ozônio no ambiente e o risco de hospitalizações por doenças cardiovasculares, considerando um total de 6,44 milhões de hospitalizações. Foi observado que aumentos consistentes na concentração de ozônio também aumentam o risco de hospitalizações por doenças coronarianas (0,46%, IC 95%: 0,28% a 0,64%); angina de peito (0,45%, IC 95%: 0,13% a 0,77%); infarto agudo do miocárdio (0,75%, IC 95%: 0,38% a 1,13%); síndrome coronariana aguda (0,70%, IC 95%: 0,41% a 1,00%); insuficiência cardíaca (0,50%, IC 95%: 0,24% a 0,77%); acidente vascular cerebral (0,40%, IC 95%: 0,23% a 0,58%); e acidente vascular cerebral isquêmico (0,41%, IC 95%: 0,22% a 0,60%) (Jiang et al., 2023).

2.5. Mudanças climáticas

2.5.1. *Acordos Climáticos Globais*

O Brasil possui relevância histórica no que tange à preservação ambiental e ao enfrentamento das mudanças climáticas. A Rio-92 (ou Eco-92) constitui o marco zero da governança climática moderna, pois formalizou o conceito de desenvolvimento sustentável em escala global. Ao final do século XX, um dos principais avanços institucionais foi o Protocolo de Quioto (1997), no qual o Brasil contribuiu fundamentalmente para a criação do Mecanismo

de Desenvolvimento Limpo. O marco seguinte de maior impacto foi o Acordo de Paris (2015), em que o país se comprometeu a reduzir suas emissões de gases de efeito estufa em 37% até 2025 e em 43% até 2030, tomando como base os níveis de emissão nacionais de 2005. Recentemente, em 2025, o Brasil sediou a COP30, cujo foco central foi a proteção da Amazônia como reguladora climática fundamental para o equilíbrio do planeta.

Complementarmente aos acordos climáticos, a Agenda 2030 das Nações Unidas estabeleceu os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), com destaque para as metas de Saúde e Bem-Estar (ODS 3), Cidades e Comunidades Sustentáveis (ODS 11) e Ação contra a Mudança Global do Clima (ODS 13). Essencialmente, os ODS constituem um apelo global à ação para erradicar a pobreza, proteger o meio ambiente e mitigar os efeitos das mudanças climáticas, garantindo a prosperidade e a paz global. No contexto brasileiro, tais objetivos orientam as políticas públicas e os esforços institucionais necessários para o cumprimento das metas estabelecidas na Agenda 2030 (ONU, 2015).

2.5.2. Impactos Multissistêmicos das Alterações Climáticas

A Organização Mundial da Saúde destaca que as mudanças climáticas têm causado um impacto negativo substancial na saúde das pessoas devido às alterações na qualidade do ar, água, alimentos e moradia. A organização estima que entre 2030 e 2050 ocorram aproximadamente 250,000 mortes por ano, levando em consideração apenas a desnutrição, malária, diarreia e estresse por calor (WHO, 2024).

Os poluentes atmosféricos podem apresentar comportamentos distintos frente a uma perspectiva sazonal. O ozônio tem suas concentrações na atmosfera favorecidas pelo aumento da temperatura e radiação ultravioleta. Um estudo avaliando estações de monitoramento distribuídas em toda a China entre 2015 e 2019 observou que as concentrações de ozônio aumentam no verão, seguido da primavera, outono e inverno (Zheng; Huang; Guo, 2022). Por outro lado, um estudo avaliando 368 cidades da China entre 2015 e 2018 corrobora o aumento dos níveis de ozônio durante o verão, mas evidencia o aumento dos poluentes MP₁₀, MP_{2,5}, SO₂, NO₂ e CO durante o inverno (Zhou et al., 2022). Adicionalmente, um estudo realizado no leste da África avaliou uma série temporal de 2001 até 2021 e verificou que as concentrações mais elevadas dos poluentes atmosféricos ocorrem nos meses de fevereiro, março, junho, julho e agosto, enquanto que as menores concentrações ocorrem nos meses de abril, maio, outubro e

novembro. Além disso, neste estudo foi observado que, além dos parâmetros meteorológicos, outros fatores ambientais como alta pressão ao nível do mar nas latitudes superiores, massas de ar frio do hemisfério norte, vegetação seca e uma atmosfera seca e menos úmida do inverno boreal podem influenciar diretamente no transporte dos poluentes por longas distâncias e, consequentemente, afetando sua concentração na atmosfera (Kalisa et al., 2023).

A poluição do ar e as mudanças climáticas têm impactos significativos na saúde humana, contribuindo para o agravamento de complicações respiratórias, especialmente as crônicas, como rinite e asma. As populações de países ocidentais passam aproximadamente 80% do seu tempo em ambientes fechados, os quais devem apresentar níveis seguros para a qualidade do ar. A exposição ao NO₂ pode ser originada pelo uso de instrumentos de aquecimento a gás, enquanto os COVs estão relacionados às atividades de construção civil e a uma variedade de produtos de consumo, como produtos de limpeza, cosméticos e purificadores de ar (Eguiluz-Gracia et al., 2020).

Além dos efeitos das mudanças climáticas sobre a saúde humana, os danos causados ao meio ambiente também têm sido amplamente discutidos, especialmente nos últimos anos. A década passada (2009 a 2019) registrou os maiores níveis de calor já documentados e contribuiu para uma série de desastres climáticos em todo o mundo. Em 2017, a Austrália enfrentou um dos períodos de seca mais severos de sua história, resultando em uma temporada devastadora de incêndios florestais. No ano de 2021, a Califórnia foi atingida pelo maior incêndio florestal já registrado, que consumiu uma área equivalente a aproximadamente 1100 quilômetros quadrados. Além disso, países como China, Índia e Serra Leoa foram afetados por grandes inundações, causando danos a milhares de famílias. Durante esta década, furacões de categoria 4 e 5 atingiram países da América Central e do Norte em um curto espaço de tempo (Chen et al., 2020). Além dos danos ao meio ambiente, as alterações climáticas podem aumentar a incidência de doenças transmitidas por vetores (Parham et al., 2015), como a dengue, pois o aumento da temperatura e da precipitação afeta significativamente o ciclo de vida do mosquito (Lee et al., 2018).

Outra consequência das mudanças climáticas são os eventos extremos decorrentes dessas alterações no clima. A temperatura é o principal componente meteorológico nesse contexto. As mudanças climáticas desencadeiam eventos de calor ou frio extremo e ilhas de calor, sendo este último um dos desfechos destacados atualmente (Song et al., 2024). Ondas de calor podem provocar insolação em seres humanos, elevando a temperatura corporal para até 43 °C, e esse

aumento súbito pode desregular os mecanismos de funcionamento de vários órgãos, levando o indivíduo à morte em poucas horas (Yadav et al., 2023).

2.5.3. O Papel do IPCC na Ciência do Clima

Criado em 1988 pela Organização Meteorológica Mundial e pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) tem como objetivo fornecer aos governos em todos os níveis informações científicas que possam ser utilizadas para o desenvolvimento de políticas climáticas. Atualmente, o IPCC conta com 195 membros e milhares de pessoas de todo o mundo contribuem para o trabalho da organização (IPCC, 2026).

O principal produto da organização são os Relatórios de Avaliação, elaborados periodicamente para oferecer uma visão abrangente do estado da arte do conhecimento científico sobre as mudanças climáticas. O ciclo mais recente foi consolidado com a publicação do sexto Relatório de Avaliação (AR6) em 2023, que integrou as contribuições dos três Grupos de Trabalho e dos Relatórios Especiais sobre o Aquecimento Global de 1,5 °C, Mudanças Climáticas e Terra, e Oceanos e Criosfera. Atualmente, o IPCC encontra-se no ciclo de elaboração do Sétimo Relatório de Avaliação (AR7), iniciado em 2023. A Figura 4 mostra os impactos decorrentes das mudanças climáticas sobre diversos aspectos em todos os continentes do mundo.

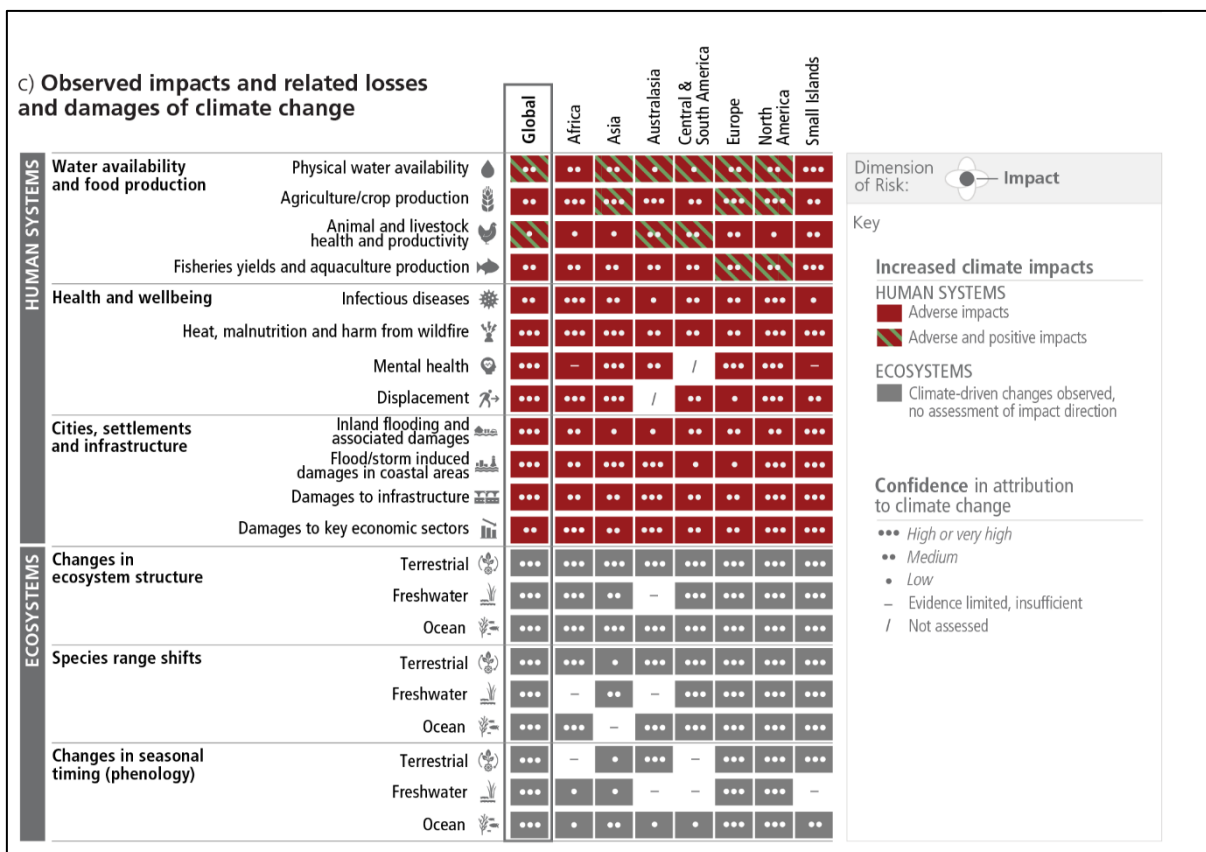


Figura 4. Impactos observados e danos relacionados às mudanças climáticas (IPCC, 2021).

Para quantificar as projeções de mudanças climáticas, o IPCC utiliza modelos baseados em diferentes trajetórias futuras. Tradicionalmente, foram empregados os Cenários de Concentração Representativos (RCPs), que se baseiam no nível de forçante radiativa adicional ao final do século XXI, variando de cenários de mitigação rigorosa (como o RCP 2.6) a cenários de altas emissões (como o RCP 8.5). Mais recentemente, essas projeções foram refinadas pela introdução dos Caminhos Socioeconômicos Compartilhados (SSPs). Enquanto os RCPs descrevem o balanço energético atmosférico de forma física, os SSPs incorporam variáveis demográficas, econômicas e tecnológicas, permitindo uma análise mais integrada de como as escolhas globais de desenvolvimento podem influenciar a vulnerabilidade e a capacidade de adaptação das populações frente aos extremos climáticos (IPCC, 2021).

A modelagem dos RCPs permite estabelecer cenários futuros de aumento de temperatura, desde perspectivas otimistas até cenários de altas emissões (pessimistas), conforme descrito na Tabela 5. Essa estruturação possibilita que estudos utilizem as projeções de temperatura para avaliar o comportamento de outras variáveis, como a concentração de poluentes atmosféricos, permitindo estimar os impactos futuros caso tais cenários se concretizem.

Tabela 5. Descrição e relação entre cenários RCP e SSP modelados considerados nos relatórios dos Grupos de Trabalho do AR6 (IPCC, 2021).

Cenário	Limite de aquecimento	Cenário de emissão de Gases de Efeito Estufa	RCP
C1	1,5 °C	Muito baixo (SSP 1.0 – SSP 1.9)	-
C2	1,5 °C	-	-
C3	2,0 °C	Baixo (SSP 1.0 – SSP 2.6)	RCP 2.6
C4	2,0 °C	-	-
C5	2,5 °C	-	-
C6	3,0 °C	Intermediário (SSP 2.0 – SSP 4.5)	RCP 4.5
C7	4,0 °C	Alto (SSP 3.0 – SSP 7.0)	-
C8	4,0 °C	Muito Alto (SSP 5.0 – SSP 8.5)	RCP 8.5

2.6. Modelagem e previsão de cenários

Novas tecnologias estão sendo desenvolvidas e aprimoradas para lidar com questões relacionadas às mudanças climáticas. Nos últimos anos, tem ocorrido um aumento substancial no volume, variedade e velocidade da coleta de dados atmosféricos e climáticos (Gangwar et al., 2023). O uso de inteligência artificial e algoritmos de aprendizado de máquina têm sido empregados para resolver problemas em diversos campos científicos, como meteorologia, biologia, geofísica, ecologia, silvicultura, ciências agrárias e medicina (Liu; Weng; Li, 2019; Liu et al., 2017; Rao; Govardhan; Rao, 2012; Tabak et al., 2019; Wang et al., 2019) buscando aprimorar o processamento de grandes volumes de dados.

Adicionalmente, o uso destas ferramentas para avaliação de risco de mudanças climáticas tem mostrado resultados promissores (Figura 5) e inclui: 1) previsão e modelagem de eventos meteorológicos, como inundações e deslizamentos, e caracterização de fontes de perigo com base em dados de satélite; 2) identificação de locais potencialmente expostos para a elaboração de cenários futuros; e 3) integração de conhecimento quantitativo e qualitativo para a avaliação de cenários de risco (Zennaro et al., 2021).

No campo da poluição atmosférica, tem sido frequente a aplicação de algoritmos de machine learning para a previsão de cenários, superando limitações de modelos estatísticos tradicionais em lidar com relações não lineares. Entre as metodologias de regressão e classificação mais difundidas neste domínio, destacam-se o Support Vector Machine (SVM), o K-Nearest Neighbors (KNN) e o Random Forest (RF). Essas ferramentas permitem o processamento de grandes volumes de dados meteorológicos e de concentração de poluentes,

proporcionando estimativas mais precisas para horizontes temporais futuros (Bonifácio et al., 2025).

O uso combinado desses algoritmos com os cenários projetados pelo IPCC proporciona um alinhamento metodológico voltado à compreensão do impacto das mudanças climáticas sobre os desfechos de saúde. Essa abordagem viabiliza a modelagem de cenários futuros baseada no aumento da temperatura média e na alteração de outras variáveis meteorológicas fundamentais, tais como pressão atmosférica, umidade relativa do ar, índice de radiação ultravioleta e velocidade dos ventos (Adler Tavella et al., 2025; Bonifácio et al., 2025; Brum et al., 2024a, 2025; Tavella et al., 2025).

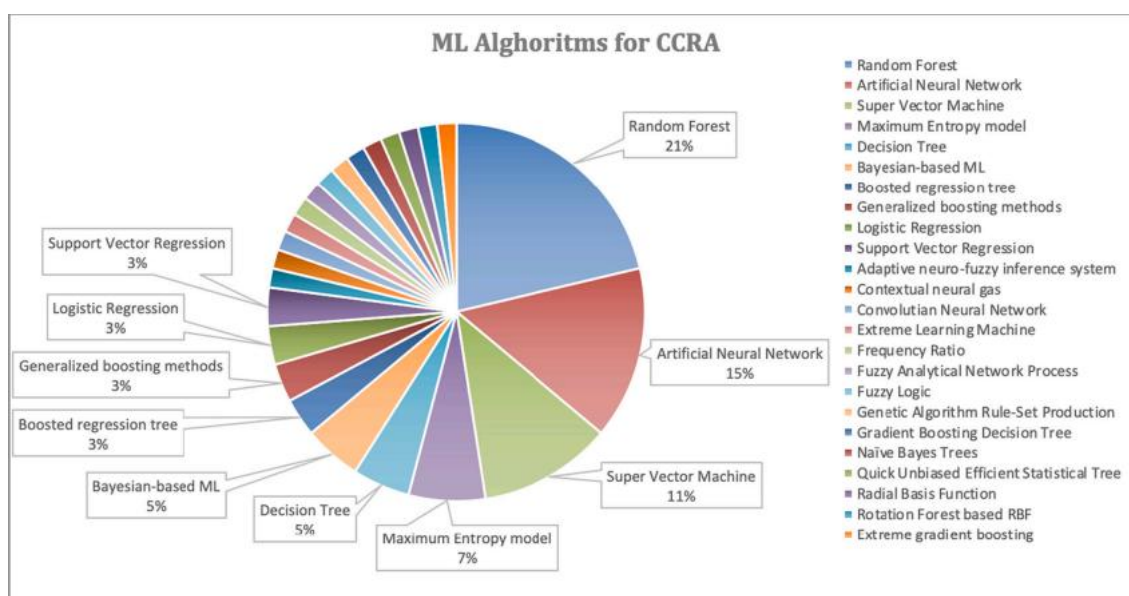


Figura 5. Algoritmos mais utilizados para Machine Learning sobre Avaliação de Risco das Mudanças Climáticas (Zennaro et al., 2021).

Um estudo realizado há mais de uma década já avaliava os impactos dos poluentes atmosféricos modulados pelas mudanças climáticas na saúde ambiental e humana. Em 2009, foi avaliado o impacto do $MP_{2,5}$ e ozônio sob a perspectiva das mudanças climáticas nos Estados Unidos, utilizando um modelo de simulação abrangendo os anos de 2001 até 2050, observou efeitos adversos para 2/3 da população dos Estados Unidos, concluindo que o $MP_{2,5}$ pode induzir 15 vezes mais mortes prematuras quando comparado com o ozônio (Tagaris et al., 2009).

Por outro lado, um estudo recente avaliou o efeito da poluição atmosférica sobre as visitas

hospitalares de pacientes com doenças respiratórias, sobretudo infecções respiratórias agudas, através de oito algoritmos diferentes de aprendizado de máquina: modelo Random Forest; modelo de regressão K-Nearest Neighbors; modelo de regressão linear; modelo de regressão LASSO; Decision Tree Regressor; Support Vector Regression; XGBoost; e Deep Neural Network com 5 camadas (Ravindra et al., 2023). Apesar de os autores não encontrarem associação entre o desfecho estudado, este estudo fornece informações sobre algoritmos de aprendizado de máquina que podem ser úteis no futuro e aplicados em análises de diversas outras doenças, como cardiovasculares e outras doenças respiratórias.

Estudar os efeitos dos poluentes atmosféricos no contexto das mudanças climáticas ainda é crucial, uma vez que estudos nesse escopo têm sido produzidos ao longo dos últimos anos, evidenciando a existência de lacunas de conhecimento que precisam ser preenchidas (Huang et al., 2021; Nguyen et al., 2019; Zheng et al., 2016). Como exemplo disso, simulações futuras sugerem um aumento nos níveis de óxidos de nitrogênio e compostos orgânicos voláteis, que, em conjunto com o aumento da temperatura, elevam os níveis de ozônio na atmosfera (Nguyen et al., 2019).

2.7. Poluição do Ar e Sociedade

A relação entre a poluição atmosférica e a sociedade transcende a análise físico-química dos poluentes, inserindo-se no campo das iniquidades sociais. A exposição aos riscos ambientais não ocorre de maneira uniforme, sendo frequentemente exacerbada por fatores socioeconômicos que definem a vulnerabilidade das populações urbanas. Um estudo de nível nacional na Holanda, que avaliou mais de 17 milhões de indivíduos, observou que grupos étnicos minoritários foram consistentemente expostos a níveis mais elevados de poluição atmosférica em comparação à população local. A magnitude dessas disparidades variou conforme o grupo, com exposições 3% a 44% superiores para o NO₂ e 1% a 9% para o MP_{2,5}. Essas desigualdades persistiram mesmo após o ajuste para a posição socioeconômica, apresentando magnitude semelhante em áreas urbanas e rurais, o que reforça o papel da etnicidade como um determinante estrutural na exposição ambiental.

Em um estudo de coorte envolvendo 60 escolas escocesas, os níveis de CO₂ foram associados a uma menor frequência média anual e a piores resultados individuais em testes de leitura, escrita e aritmética, mesmo após ajuste para o nível socioeconômico e o número de

869 alunos por turma (Gaihre et al., 2014). Estudos experimentais com 20 salas de aula
870 randomizadas por clusters na Alemanha e com 51 escolas primárias em Portugal mostraram
871 que o aumento dos níveis de CO₂ reduz o desempenho de atenção dos alunos a curto prazo
872 (Ferreira; Cardoso, 2014; Twardella et al., 2012).

873 Esse cenário reforça a urgência de traduzir o conhecimento gerado nas instituições
874 científicas para a comunidade externa e para os tomadores de decisão em suas diversas esferas.
875 É imperativo que os grupos de pesquisa dedicados a essa temática não apenas produzam
876 subsídios técnicos para fomentar políticas de mitigação, mas também ocupem a linha de frente,
877 democratizando a informação junto às comunidades. Tal engajamento torna-se ainda mais
878 crítico em regiões distantes dos grandes centros urbanos, onde as carências socioeconômicas
879 são frequentemente exacerbadas e o acesso aos recursos é limitado (Brum et al., 2024b).

880

3. Objetivos

3.1. Objetivo Geral

Avaliar os possíveis desfechos das mudanças climáticas e da poluição atmosférica sobre a saúde da população em cidades brasileiras de diferentes dimensões.

3.2. Objetivos Específicos

Avaliar o impacto das variações climáticas sobre os níveis de poluentes atmosféricos e na saúde humana através de modelos de previsão de cenários (Machine Learning).

Estimar o número de mortes atribuíveis ao material particulado por doenças cardiorrespiratórias.

Compreender o impacto da poluição atmosférica e das mudanças climáticas em municípios de pequeno e médio porte no sul do Brasil.

Investigar o impacto do aumento da temperatura sobre os níveis de poluição atmosférica e desfechos de saúde em todas as capitais do Brasil.

4. Referências Bibliográficas

- ADAMI, Giovanni *et al.* Association between long-term exposure to air pollution and immune-mediated diseases: a population-based cohort study. **RMD Open**, v. 8, n. 1, 15 mar. 2022.
- ADLER TAVELLA, Ronan *et al.* Predicting air pollution changes due to temperature increases in two Brazilian capitals using machine learning—a necessary perspective for a climate resilient health future. **International Journal of Environmental Health Research**, p. 1–15, 2025.
- AKTHER, Tanzina *et al.* Particulate matters and gaseous pollutants in indoor environment and Association of ultra-fine particulate matters (PM1) with lung function. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 6, p. 5475–5484, 1 fev. 2019.
- ALAM, Zerín Binte; MOHIUDDIN, Kazi A. B. M. Micro-characterization of Dust and Materials of Dust Origin at a Cement Industry Located in Bangladesh. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 23, p. 220109, 17 out. 2022.
- AMNUAYLOJAROEN, Teerachai; PARASIN, Nichapa; SAOKAEW, Surasak. Exploring the association between early-life air pollution exposure and autism spectrum disorders in children: A systematic review and meta-analysis. **Reproductive Toxicology**, v. 125, p. 108582, 1 abr. 2024.
- BHATTARAI, Keshav *et al.* Impact of Nitrogen Dioxide (NO₂) Pollution on Asthma: The Case of Louisiana State (2005–2020). **Atmosphere**, v. 15, n. 12, 9 dez. 2024.
- BONIFÁCIO, Alicia da Silva *et al.* Evaluating Machine Learning Models for Particulate Matter Prediction Under Climate Change Scenarios in Brazilian Capitals. **Atmosphere**, v. 16, n. 9, 4 set. 2025.
- BRASIL. **Relatório anual de acompanhamento da qualidade do ar: 2024**. Disponível em: <<https://www.thefight-site.com/home/mma-metagame-defense-amp-initiative>>.
- BRAVO, Mercedes A. *et al.* Long-term air pollution exposure and markers of cardiometabolic health in the National Longitudinal Study of Adolescent to Adult Health (Add Health). **Environment international**, v. 177, p. 107987, 2023.
- BRUM, Aline Neutzling *et al.* Impact of temperature increase on air pollutants-A case study in a small city in southern Brazil. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 9, p. 100624, 2024a.
- BRUM, Rodrigo De Lima *et al.* Ozone and PM_{2.5} behavior in small cities in southern Brazil. **VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde**, v. 35, n. 1, p. 62–72, 2023.
- BRUM, Rodrigo de Lima *et al.* Southern Air Project - scientific efforts to monitor and measure the impacts of air pollution in southern Brazil. **Societal Impacts**, v. 4, p. 100074, 1 dez. 2024b.
- BRUM, Rodrigo de Lima *et al.* Effects of increased temperature on atmospheric pollutant levels and human health in small and medium-sized cities in southern Brazil. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering. Oxford. Vol. 11 (June 2025), art. 101170**, 2025.

- 939 CAMS. **Quality Assurance**. Disponível em: <[https://atmosphere.copernicus.eu/quality-](https://atmosphere.copernicus.eu/quality-assurance)
940 [assurance](https://atmosphere.copernicus.eu/quality-assurance)>.
- 941 CARTER, Sarah A. *et al.* *In utero* exposure to near-roadway air pollution and autism spectrum
942 disorder in children. **Environment International**, v. 158, p. 106898, 1 jan. 2022.
- 943 CHEN, Shuquan *et al.* Anxiety and resilience in the face of natural disasters associated with
944 climate change: A review and methodological critique. **Journal of Anxiety Disorders**, v. 76,
945 p. 102297, 1 dez. 2020.
- 946 CHEN, Zhuoru *et al.* Health effects of exposure to sulfur dioxide, nitrogen dioxide, ozone, and
947 carbon monoxide between 1980 and 2019: A systematic review and meta-analysis. **Indoor Air**,
948 v. 32, n. 11, p. e13170, 2022.
- 949 CONAMA. **Resolução Conama nº 18, de 06 de maio de 1986**. Disponível em:
950 <https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=41>.
- 951 CONAMA. **Resolução Conama nº 05, de 15 de junho de 1989**. Disponível em:
952 <<https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0005-150689.PDF>>.
- 953 CONAMA. **Resolução Conama nº 03, de 28 de junho de 1990**. Disponível em:
954 <<https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0003-280690.PDF>>.
- 955 CONAMA. **Resolução Conama nº 491, de 19 de novembro de 2018**. Disponível em:
956 <[https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-](https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603)
957 [/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-](https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603)
958 [19-de-novembro-de-2018-51058603](https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603)>.
- 959 CONAMA. **Resolução Conama nº 506, de 05 de julho de 2024**. Disponível em:
960 <[https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id](https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=827)
961 [=827](https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=827)>.
- 962 CORY-SLECHTA, Deborah A.; MERRILL, Alyssa; SOBOLEWSKI, Marissa. Air pollution–
963 related neurotoxicity across the life span. **Annual review of pharmacology and toxicology**, v.
964 63, p. 143–163, 2023.
- 965 DA SILVA JÚNIOR, Flavio Manoel Rodrigues *et al.* Air pollution—A look beyond big cities.
966 **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 19, n. 2, p. 295–297, 2023.
- 967 DE LIMA BRUM, Rodrigo *et al.* Effects of increased temperature on atmospheric pollutant
968 levels and human health in small and medium-sized cities in southern Brazil. **Case Studies in**
969 **Chemical and Environmental Engineering**, v. 11, p. 101170, 1 jun. 2025.
- 970 DE MOURA, Fernando Rafael; DA SILVA JÚNIOR, Flavio Manoel Rodrigues. 2030 Agenda:
971 discussion on Brazilian priorities facing air pollution and climate change challenges.
972 **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 3, p. 8376–8390, 2023a.
- 973 DE MOURA, Fernando Rafael; DA SILVA JÚNIOR, Flavio Manoel Rodrigues. Letter to the
974 editor: “Gaps and future directions in research on health effects of air pollution”.
975 **EBioMedicine**, v. 96, p. 104786, out. 2023b.

- 976 DE VASCONCELLOS CEGLENSKI, Leonardo *et al.* Weekend effect on air pollutant levels in
977 southernmost cities of Brazil with different economic activities. **Environmental Monitoring**
978 **and Assessment**, v. 194, n. 11, p. 834, 27 set. 2022.
- 979 DUTHEIL, Frédéric *et al.* Autism spectrum disorder and air pollution: A systematic review and
980 meta-analysis. **Environmental Pollution**, v. 278, p. 116856, 1 jun. 2021.
- 981 EGUILUZ-GRACIA, Ibon *et al.* The need for clean air: the way air pollution and climate
982 change affect allergic rhinitis and asthma. **Allergy**, v. 75, n. 9, p. 2170–2184, 2020.
- 983 FERREIRA, Ana Maria da Conceição; CARDOSO, Massano. Indoor air quality and health in
984 schools. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 40, n. 03, p. 259–268, 2014.
- 985 FILONCHYK, Mikalai *et al.* Measuring air pollution from the 2021 Canary Islands volcanic
986 eruption. **Science of The Total Environment**, v. 849, p. 157827, 2022.
- 987 FLOOD-GARIBAY, Jessica Andrea; ANGULO-MOLINA, Aracely; MÉNDEZ-ROJAS,
988 Miguel Ángel. Particulate matter and ultrafine particles in urban air pollution and their effect
989 on the nervous system. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 25, n. 4, p. 704–
990 726, 26 abr. 2023.
- 991 GAIHRE, Santosh *et al.* Classroom carbon dioxide concentration, school attendance, and
992 educational attainment. **Journal of school health**, v. 84, n. 9, p. 569–574, 2014.
- 993 GANGWAR, Amisha *et al.* The State-of-the-Art in Air Pollution Monitoring and Forecasting
994 Systems Using IoT, Big Data, and Machine Learning. **Wireless Personal Communications**,
995 v. 130, n. 3, p. 1699–1729, 1 jun. 2023.
- 996 GHANEMI, Abdelaziz; YOSHIOKA, Mayumi; ST-AMAND, Jonny. DNA Damage as a
997 Mechanistic Link between Air Pollution and Obesity? **Medicines**, v. 10, n. 1, p. 4, 2022.
- 998 HASSEN, Walid *et al.* Air pollution dispersion in Hail city: Climate and urban topography
999 impact. **Heliyon**, v. 9, n. 10, 1 out. 2023.
- 1000 HAMANAKA, Robert B.; MUTLU, Gökhan M. Particulate matter air pollution: effects on the
1001 cardiovascular system. **Frontiers in endocrinology**, v. 9, p. 680, 2018.
- 1002 HOLM, Stephanie M.; BALMES, John R. Systematic Review of Ozone Effects on Human
1003 Lung Function, 2013 Through 2020. **CHEST**, v. 161, n. 1, p. 190–201, 1 jan. 2022.
- 1004 HONSCHA, Laiz Coutelle *et al.* Human health risk assessment of air pollutants in the largest
1005 coal mining area in Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 21, p.
1006 59499–59509, 2023.
- 1007 HUANG, Jing *et al.* A modelling study on PM_{2.5}-related health impacts from climate change
1008 and air pollution emission control—China, 2010s and 2040s. **China CDC Weekly**, v. 3, n. 23,
1009 p. 500, 2021.
- 1010 HUANG, Chao *et al.* The Association between Childhood Exposure to Ambient Air Pollution
1011 and Obesity: A Systematic Review and Meta-Analysis. **International Journal of**

- 1012 **Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 8, p. 4491, jan. 2022.
- 1013 HUANG, Xuemei *et al.* The characteristics of daily solar irradiance variability and its relation
1014 to ozone in Hefei, China. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 16, n. 2, p. 277–288, 1 fev.
1015 2023.
- 1016 IEMA. **Dimensionamento da Rede Básica de Monitoramento da Qualidade do Ar no**
1017 **Brasil – Cenários Iniciais.** Disponível em:
1018 <[https://energiaambiente.org.br/produto/dimensionamento-da-rede-basica-de-](https://energiaambiente.org.br/produto/dimensionamento-da-rede-basica-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil-cenarios-iniciais)
1019 [monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil-cenarios-iniciais](https://energiaambiente.org.br/produto/dimensionamento-da-rede-basica-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil-cenarios-iniciais)>.
- 1020 INNESS, Antje *et al.* The CAMS reanalysis of atmospheric composition. **Atmospheric**
1021 **Chemistry and Physics**, v. 19, n. 6, p. 3515–3556, 20 mar. 2019.
- 1022 IPCC. **Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group**
1023 **I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.**
- 1024 IPCC. **About the IPCC.** Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/>>.
- 1025 IYANNA, Nidhi *et al.* Air pollution exposure and social responsiveness in childhood: The
1026 cincinnati combined childhood cohorts. **International Journal of Hygiene and**
1027 **Environmental Health**, v. 251, p. 114172, 2023.
- 1028 JIANG, Yunxing *et al.* Ozone pollution and hospital admissions for cardiovascular events.
1029 **European Heart Journal**, v. 44, n. 18, p. 1622–1632, 2023.
- 1030 KALISA, Wilson *et al.* Spatial and temporal heterogeneity of air pollution in East Africa.
1031 **Science of the Total Environment**, v. 886, p. 163734, 2023.
- 1032 KAZENSKY, Luka *et al.* Impact of indoor air pollution on DNA damage and chromosome
1033 stability: a systematic review. **Archives of Toxicology**, v. 98, n. 9, p. 2817–2841, 1 set. 2024.
- 1034 KHALAF, Eman M. *et al.* Effects of sulfur dioxide inhalation on human health: a review.
1035 **Reviews on Environmental Health**, v. 39, n. 2, p. 331–337, 1 jun. 2024.
- 1036 KINNEY, Patrick L. Interactions of climate change, air pollution, and human health. **Current**
1037 **environmental health reports**, v. 5, p. 179–186, 2018.
- 1038 KUTLAR JOSS, Meltem *et al.* Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution and
1039 Diabetes: A Systematic Review and Meta-Analysis. **International Journal of Public Health**,
1040 v. 68, p. 1605718, 31 maio 2023.
- 1041 LEE, Hyojung *et al.* Potential effects of climate change on dengue transmission dynamics in
1042 Korea. **PLoS One**, v. 13, n. 6, p. e0199205, 2018.
- 1043 LEWIS, Alastair; PELTIER, W. Richard; VON SCHNEIDEMESSER, Erika. **Low-cost**
1044 **sensors for the measurement of atmospheric composition: overview of topic and future**
1045 **applications.** Monograph. Disponível em: <<https://eprints.whiterose.ac.uk/id/eprint/135994/>>.
1046 Acesso em: 22 jan. 2026.

- 1047 LIU, Cong *et al.* Ambient Nitrogen Dioxide and Hospitalizations of Full-Spectrum Respiratory
1048 Diseases: A National Case-Crossover Study. **Environment & Health**, v. 1, n. 2, p. 130–138,
1049 18 ago. 2023.
- 1050 LIU, Jianjun; WENG, Fuzhong; LI, Zhanqing. Satellite-based PM_{2.5} estimation directly from
1051 reflectance at the top of the atmosphere using a machine learning algorithm. **Atmospheric**
1052 **Environment**, v. 208, p. 113–122, 1 jul. 2019.
- 1053 LIU, Tao *et al.* Association of ambient PM₁ with hospital admission and recurrence of stroke
1054 in China. **Science of The Total Environment**, v. 828, p. 154131, 1 jul. 2022.
- 1055 LIU, Xiaoping *et al.* A future land use simulation model (FLUS) for simulating multiple land
1056 use scenarios by coupling human and natural effects. **Landscape and Urban Planning**, v. 168,
1057 p. 94–116, 1 dez. 2017.
- 1058 MADRONICH, S. *et al.* Changes in tropospheric air quality related to the protection of
1059 stratospheric ozone in a changing climate. **Photochemical & Photobiological Sciences**, p. 1–
1060 48, 2023.
- 1061 MAINKA, Anna. Children Health Risk Assessment of Metals in Total Suspended Particulate
1062 Matter (TSP) and PM₁ in Kindergartens during Winter and Spring Seasons. **Atmosphere**, v.
1063 12, n. 9, 24 ago. 2021.
- 1064 MAIO, S. *et al.* Outdoor air pollution and respiratory health. **The International Journal of**
1065 **Tuberculosis and Lung Disease**, v. 27, n. 1, p. 7–12, 2023.
- 1066 MARTIN, Randall V. Satellite remote sensing of surface air quality. **Atmospheric**
1067 **Environment**, v. 42, n. 34, p. 7823–7843, 1 nov. 2008.
- 1068 MAUNG, Tun Z. *et al.* Indoor air pollution and the health of vulnerable groups: a systematic
1069 review focused on particulate matter (PM), volatile organic compounds (VOCs) and their
1070 effects on children and people with pre-existing lung disease. **International Journal of**
1071 **Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 14, p. 8752, 2022.
- 1072 MMA. **Guia Técnico para o Monitoramento e Avaliação da Qualidade do Ar**. Disponível
1073 em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/meio-ambiente-urbano-recursos-hidricos-qualidade-ambiental/qualidade-do-ar/guia-tecnico-para-o-monitoramento-e-avaliacao-da-qualidade-do-ar.pdf>>.
1074
1075
- 1076 MOMTAZMANESH, Sara *et al.* Global burden of chronic respiratory diseases and risk factors,
1077 1990–2019: an update from the Global Burden of Disease Study 2019. **EClinicalMedicine**, v.
1078 59, 2023.
- 1079 MUCCILLO-BAISCH, Ana Luiza *et al.* Laboratório de Ensaios Farmacológicos e
1080 Toxicológicos (LEFT)–Um Núcleo Avançado de Estudos de Saúde Ambiental no Sul do Brasil.
1081 **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 18, n. 2, p. 10–17, 2023.
- 1082 NEDER, Camila *et al.* Modelling suspended particulate matter dynamics at an Antarctic fjord
1083 impacted by glacier melt. **Journal of Marine Systems**, v. 231, p. 103734, 1 jul. 2022.

- 1084 NGUYEN, Giang Tran Huong *et al.* Numerical assessment of PM_{2.5} and O₃ air quality in
 1085 Continental Southeast Asia: Impacts of potential future climate change. **Atmospheric**
 1086 **Environment**, v. 215, p. 116901, 2019.
- 1087 ONU. **Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável.**
 1088 Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs#>>.
- 1089 ORELLANO, Pablo; REYNOSO, Julieta; QUARANTA, Nancy. Short-term exposure to
 1090 sulphur dioxide (SO₂) and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-
 1091 analysis. **Environment International**, v. 150, p. 106434, 1 maio 2021.
- 1092 PARHAM, Paul E. *et al.* **Climate change and vector-borne diseases of humans.** [S.l.]: The
 1093 Royal Society, 2015. v. 370 p. 20140377
- 1094 RAASCHOU-NIELSEN, Ole *et al.* PM_{2.5} air pollution components and mortality in Denmark.
 1095 **Environment International**, v. 171, p. 107685, 2023.
- 1096 RAJU, Sarath *et al.* Indoor air pollution and impaired cardiac autonomic function in chronic
 1097 obstructive pulmonary disease. **American journal of respiratory and critical care medicine**,
 1098 v. 207, n. 6, p. 721–730, 2023.
- 1099 RAO, K. Venkateswara; GOVARDHAN, A.; RAO, KV Chalapati. Spatiotemporal data
 1100 mining: Issues, tasks and applications. **International Journal of Computer Science and**
 1101 **Engineering Survey**, v. 3, n. 1, p. 39, 2012.
- 1102 RAVINDRA, Khaiwal *et al.* Application of machine learning approaches to predict the impact
 1103 of ambient air pollution on outpatient visits for acute respiratory infections. **Science of The**
 1104 **Total Environment**, v. 858, p. 159509, 2023.
- 1105 RUAN, Renhui *et al.* Effect of calcined kaolin on PM_{0.4} formation from combustion of
 1106 Zhundong lignite. **Fuel**, v. 319, p. 123622, 1 jul. 2022.
- 1107 SAJU, Jobaer Ahmed *et al.* Measurement of ambient particulate matter (PM_{1.0}, PM_{2.5} and
 1108 PM₁₀) in Khulna City of Bangladesh and their implications for human health. **Environmental**
 1109 **Systems Research**, v. 12, n. 1, p. 42, 19 dez. 2023.
- 1110 SAMPATH, Vanitha *et al.* Mechanisms of climate change and related air pollution on the
 1111 immune system leading to allergic disease and asthma. *In*: Elsevier, 2023.
- 1112 SHANDOOKH, Fatima Kareem. Harmful Environmental Effects of Acid Rain from Sulfur
 1113 Compounds: A Comprehensive Scientific Review. **European Journal of Ecology, Biology**
 1114 **and Agriculture**, v. 2, n. 4, p. 115–128, 1 jul. 2025.
- 1115 SHARMA, Priyanka *et al.* Seasonal dynamics of particulate matter pollution and its dispersion
 1116 in the city of Delhi, India. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 134, n. 2, p. 28, 17 fev.
 1117 2022.
- 1118 SHI, Xiaoyi *et al.* Exposure to outdoor and indoor air pollution and risk of overweight and
 1119 obesity across different life periods: A review. **Ecotoxicology and environmental safety**, v.
 1120 242, p. 113893, 2022.

- 1121 SOLMI, Marco *et al.* Incidence, prevalence, and global burden of autism spectrum disorder
1122 from 1990 to 2019 across 204 countries. **Molecular Psychiatry**, v. 27, n. 10, p. 4172–4180,
1123 out. 2022.
- 1124 SONG, Jinglu *et al.* Effects of the urban landscape on heatwave-mortality associations in Hong
1125 Kong: comparison of different heatwave definitions. **Frontiers of Environmental Science &
1126 Engineering**, v. 18, n. 1, p. 11, 2024.
- 1127 SOPIAN, Nor Ashikin *et al.* Increased Chromosomal Damage among Children in Proximity to
1128 Industrial Zone. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 20, n. 5, p. 944–955, 2020.
- 1129 TABAK, Michael A. *et al.* Machine learning to classify animal species in camera trap images:
1130 Applications in ecology. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 4, p. 585–590, 2019.
- 1131 TAGARIS, Efthimios *et al.* Potential Impact of Climate Change on Air Pollution-Related
1132 Human Health Effects. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 13, p. 4979–4988, 1
1133 jul. 2009.
- 1134 TAVELLA, Ronan Adler *et al.* Weekend Effect of Air Pollutants in a Tropical Brazilian
1135 Metropolis. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 8, p. 521, 2023.
- 1136 TAVELLA, Ronan Adler *et al.* The Relationship Between Surface Meteorological Variables
1137 and Air Pollutants in Simulated Temperature Increase Scenarios in a Medium-Sized Industrial
1138 City. **Atmosphere**, v. 16, n. 4, 23 mar. 2025.
- 1139 TWARDELLA, Dorothee *et al.* Effect of classroom air quality on students' concentration:
1140 results of a cluster-randomized cross-over experimental study. **Indoor air**, v. 22, n. 5, p. 378–
1141 387, 2012.
- 1142 ULGUIM, Sabrina Morales *et al.* Dynamics of air pollutants and the controlled distancing
1143 model of Rio Grande do Sul for Covid-19 pandemic control. **Revista Virtual de Química**, v.
1144 14, n. 2, p. 136–141, 2022.
- 1145 VICEDO-CABRERA, Ana M. *et al.* Short term association between ozone and mortality:
1146 global two stage time series study in 406 locations in 20 countries. **bmj**, v. 368, 2020.
- 1147 VORMITTAG, Evangelina da Motta P. A. de Araújo *et al.* Análise do monitoramento da
1148 qualidade do ar no Brasil. **Estudos Avançados**, v. 35, p. 7–30, 2021.
- 1149 WANG, Nan *et al.* Identification of the debris flow process types within catchments of Beijing
1150 Mountainous Area. **Water**, v. 11, n. 4, p. 638, 2019.
- 1151 WEAVER, Lindell K. Carbon monoxide poisoning. **Undersea & Hyperbaric Medicine**, v. 51,
1152 n. 3, 2024.
- 1153 WHO. **Air quality guidelines global update 2005**. Disponível em:
1154 <<https://www.who.int/publications/i/item/WHO-SDE-PHE-OEH-06.02>>.
- 1155 WHO. **WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone,
1156 nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide**. Disponível em:

- 1157 <<https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>>.
- 1158 WHO. **Climate change**. Disponível em: <[https://www.who.int/health-topics/climate-](https://www.who.int/health-topics/climate-change#tab=tab_1)
1159 [change#tab=tab_1](https://www.who.int/health-topics/climate-change#tab=tab_1)>. Acesso em: 19 fev. 2024.
- 1160 YADAV, Namita *et al.* Systematic exploration of heat wave impact on mortality and urban heat
1161 island: A review from 2000 to 2022. **Urban Climate**, v. 51, p. 101622, 2023.
- 1162 YE, Yifan; GENG, Peng. A Review of Air Pollution Monitoring Technology for Ports. **Applied**
1163 **Sciences**, v. 13, n. 8, p. 5049, jan. 2023.
- 1164 YU, Xin *et al.* Prenatal air pollution, maternal immune activation, and autism spectrum
1165 disorder. **Environment international**, v. 179, p. 108148, 2023a.
- 1166 YU, Zengli *et al.* Green space, air pollution and gestational diabetes mellitus: A retrospective
1167 cohort study in central China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 249, p. 114457,
1168 2023b.
- 1169 ZEIDAN, Jinan *et al.* Global prevalence of autism: A systematic review update. **Autism**
1170 **Research**, v. 15, n. 5, p. 778–790, 2022.
- 1171 ZENDER-ŚWIERCZ, E. *et al.* The effect of temperature and humidity of air on the
1172 concentration of particulate matter - PM2.5 and PM10. **Atmospheric Research**, v. 312, p.
1173 107733, 15 dez. 2024.
- 1174 ZENNARO, Federica *et al.* Exploring machine learning potential for climate change risk
1175 assessment. **Earth-Science Reviews**, v. 220, p. 103752, 2021.
- 1176 ZETLEN, Hilary L. *et al.* Long-Term Exposure to Nitrogen Dioxide and Ozone and Respiratory
1177 Health in Children. **Annals of the American Thoracic Society**, v. 22, n. 2, p. 226–234, fev.
1178 2025.
- 1179 ZHANG, Xueying *et al.* Population-Based Study of traffic-related air pollution and obesity in
1180 Mexican Americans. **Obesity**, v. 28, n. 2, p. 412–420, 2020.
- 1181 ZHENG, Dianyuan; HUANG, Xiaojun; GUO, Yuhui. Spatiotemporal variation of ozone
1182 pollution and health effects in China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29,
1183 n. 38, p. 57808–57822, 2022.
- 1184 ZHENG, Jiajia *et al.* Analysis of air pollution reduction and climate change mitigation in the
1185 industry sector of Yangtze River Delta in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 114, p.
1186 314–322, 2016.
- 1187 ZHENG, Xue-yan *et al.* Short-term exposure to ozone, nitrogen dioxide, and sulphur dioxide
1188 and emergency department visits and hospital admissions due to asthma: A systematic review
1189 and meta-analysis. **Environment International**, v. 150, p. 106435, 1 maio 2021.
- 1190 ZHOU, Xiaoteng *et al.* Temporal and spatial variations of air pollution across China from 2015
1191 to 2018. **Journal of Environmental Sciences**, v. 112, p. 161–169, 1 fev. 2022.

1192 ZHOU, Xingye *et al.* Short-term exposure to sulfur dioxide and the occurrence of chronic
1193 obstructive pulmonary disease: An updated systematic review and meta-analysis based on risk
1194 of bias and certainty of evidence. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 284, p.
1195 116888, 1 out. 2024.

1196

1197

5. Manuscritos

Um total de três manuscritos foram desenvolvidos com o objetivo de responder às questões norteadoras desta tese. Destes, dois encontram-se publicados em periódicos científicos e um está em fase final de elaboração. A sequência de apresentação foi estabelecida para garantir fluidez lógica à apresentação dos resultados. Primeiro, a apresentação dos esforços científicos de monitoramento e medição no sul do Brasil (Manuscrito 1); avança-se para a análise dos efeitos do aumento da temperatura nos níveis de poluentes e na saúde humana em cidades de pequeno e médio porte (Manuscrito 2); e, por fim, são apresentadas as projeções sobre o impacto das mudanças climáticas na dinâmica dos poluentes atmosféricos e seus respectivos desfechos de saúde nas capitais do Brasil (Manuscrito 3). As informações detalhadas de cada estudo estão descritas no Quadro 3.

Para além desta tese, o doutorando realizou as atividades de mobilidade científica através de dois estágios de doutorado sanduíche na Universidade de São Paulo (USP) e na Universidad de La Laguna (ULL), entre os anos de 2024 e 2025, que contribuíram para a formação interdisciplinar do autor. As atividades desenvolvidas, bem como as produções científicas desenvolvidas em cada estágio se encontram detalhadas no [Apêndice A](#) e [Apêndice B](#). Adicionalmente, a produção acadêmica do doutorando no período que inclui os anos de doutorado é apresentada no [Apêndice C](#).

Quadro 3. Informações gerais sobre os manuscritos incluídos na presente tese.

#	Título do Manuscrito	Periódico	Status	Ano de Publicação	DOI
1	Southern Air Project - scientific efforts to monitor and measure the impacts of air pollution in southern Brazil	Social Impacts	Publicado	2024	Link
2	Effects of increased temperature on atmospheric pollutant levels and human health in small and medium-sized cities in southern Brazil	Case Studies in Chemical and Environmental Engineering	Publicado	2025	Link

3	Impact of temperature increase on air pollution and cardiorespiratory outcomes: A nationwide study	-	Em produção	-	-
---	--	---	-------------	---	---

1219

1220

5.1. Manuscript 1

Southern Air Project - scientific efforts to monitor and measure the impacts of air pollution in southern Brazil

Rodrigo de Lima Brum¹, Júlia Oliveira Penteado¹, Paula Florencio Ramires¹, Ronan Adler Tavella¹, Laiz Coutelle Honscha¹, Livia da Silva Freitas¹, Fernando Rafael de Moura¹, Alicia da Silva Bonifácio¹, Vitória Machado da Silva¹, Leopoldo dos Santos da Silva², Jéssica El Koury Santos², Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior^{1*}

1 Universidade Federal do Rio Grande - FURG, Avenida Itália, km 8, S/N, Campus Carreiros, Rio Grande - RS - Brazil, 96203-900

2 Universidade Federal de Pelotas - UFPEL, Rua Benjamin Constant, 989 – Porto, Pelotas – RS – Brazil, 96010020

* Corresponding author: Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior
(f.m.r.silvajunior@gmail.com)

Abstract

This article describes the initiatives of the Southern Air Project, aimed at providing data on air pollution and its health effects in small and medium-sized cities in southern Brazil. Air pollution is responsible for illness and death of millions of people worldwide annually and has strong impacts on the economy and society. Global and national study hotspots are megacities and highly industrialized regions, and the Southern Air Project aims to broaden the focus on the impact on populations in less populated areas. A significant portion of the air pollutant data used in the project originates from satellite information, low-cost sensors, passive samplers, and data provided by enterprises. In addition to research initiatives, the project engages in community actions with the aim of informing about the risks of exposure to air pollution and the role of citizens in demanding quality air from public managers.

Keywords: Air quality, Monitoring, Vulnerable populations, Low- and Middle-income Countries

Social impact

Air pollution is a complex phenomenon resulting from the combination of emissions from vehicle traffic, industrial activities, and natural sources. A recent study conducted using ground measurements of PM_{2.5} from 5,446 monitoring stations in 65 countries worldwide, combined with GEOS-Chem chemical transport model simulations, revealed that over the past 20 years, exposure levels to this pollutant have decreased in Europe and North America, while increasing in the global south. Another notable finding from the study indicates that, in 2019, only 0.18% of the global territory and 0.001% of the world's population had an annual exposure to PM_{2.5} concentrations below the new WHO final limit (5 µg/m³), with over 70% of episodes exhibiting daily PM_{2.5} concentrations exceeding 15 µg/m³ [1]. Concurrently, local and regional trends depict a rise in levels of other pollutants (O₃ and NO₂) across the southern continents, emphasizing the urgent need for an expanded monitoring network and the implementation and periodic review of public policies addressing air quality [2].

In recent times, shifting trends in the burden of disease linked to air pollution have been observed, revealing evolving patterns of health associated with air quality. Hu et al. [3] identified a stabilizing trend in air pollution-attributed deaths from 1990 to 2019, although the number of deaths still increased, albeit slowly, juxtaposed with a declining trajectory in disability-adjusted life years (DALYs). However, their predictive modeling suggests a worrisome future scenario marked by an anticipated increase in air pollution-related mortality and morbidity. Similarly, Yang et al. [4] demonstrated that the trend in the number of deaths caused by air pollution increased by 2.62% from 1990 to 2019, driven by ambient particulate matter and ozone pollution, while household air pollution decreased.

According to the Global Health Observatory, WHO's gateway to health-related statistics, in Brazil in 2019, air pollution was responsible for approximately 72 thousand deaths, and approximately 1.54 million years of full health were lost due to this major environmental problem [5]. In Brazil, the number of deaths related to air pollution exceeds deaths from traffic accidents [6,7]. Moreover, a recent study conducted by the Health and Sustainability Institute predicts a grim outlook: between 2018 and 2025, an estimated 128,000 premature deaths in Brazil will be linked to air quality issues, resulting in productivity losses totaling around R\$ 51.5 billion. Furthermore, this period is expected to have approximately 69,000 public hospitalizations under the Unified Health System (SUS, from Portuguese Sistema Único de

Saúde), incurring costs of R\$ 126.9 million [8].

In Brazil, the scenario of atmospheric pollution is marked by the fragility of control and monitoring policies, which hinder the management and handling of atmospheric pollutants, consequently resulting in health risks. The first legislation that regulated safe limits for atmospheric pollutants in Brazil was established in 1990 by the National Council for the Environment (CONAMA), an entity linked to the Ministry of the Environment. With the increase in urban population and vehicular and industrial emissions, this legislation became outdated and needed to be updated with new limits and pollutants. However, this occurred 28 years after the first legislation, with the implementation of CONAMA Resolution 491 in 2018 [9]. This new legislation, in addition to updating the safe limits for pollutants such as PM₁₀, O₃, NO₂, SO₂, CO, and total suspended particles, adopted a format similar to that of the World Health Organization (WHO), where intermediate standards and a final standard are established. It also added PM_{2.5} and lead (Pb) to the list of regulated particulate pollutants [10]. This resolution considers three intermediate standards and a final standard based on the WHO 2005 guidelines [11]. However, the guideline currently used by the WHO was released in 2021 with updated and more conservative limits [12].

A study conducted by Vormittag et al. [13] surveyed the Brazilian scenario regarding air quality monitoring. In this study, researchers observed that among the 27 federative units of Brazil, only 11 conducted air quality monitoring in some form. At the time of the survey, monitoring was carried out through 371 active monitoring stations, with 80% of them concentrated in the southeastern region of the country. Additionally, 41.2% of the monitoring stations were private, with the state of Rio de Janeiro leading this ranking with 60% of its stations being private. On the other hand, the state of São Paulo had 100% of its monitoring stations public.

Most studies involving air pollution target densely populated regions such as metropolises and megacities. However, it is essential to pay close attention to small cities and regions that have specific activities that also act as potential sources of air pollution [14]. Countries with adequate air quality monitoring use fixed reference equipment that typically collects information on various atmospheric pollutants simultaneously or provide specific detail when focusing on a single pollutant [15]. However, it is important to highlight that low-cost sensors play an important role in obtaining information on air pollution, especially in low- and middle-income countries, and that the dissemination of this data to the general population and decision-

makers aids in understanding the problem [16].

Methodology

The Southern Air Project (Projeto Ar do Sul, in Portuguese) has focused on investigating air quality and its effects on health in cities in southern Brazil that have little or no information regarding air pollution. Despite the high costs of purchasing and maintaining air pollutant monitoring equipment, Southern Air Project research has used different low-cost strategies, such as the use of passive samplers [17], data from satellite [18] and data in the public domain or provided by companies [19,20]. The project has so far raised 434 thousand Brazilian reais in research funding, which is equivalent to 87 thousand dollars.

The project began in 2020 with the primary objective of understanding the effects of social distancing measures imposed by the COVID-19 pandemic on air pollutants [21–25], but has expanded to generate more complete information about small and medium-sized cities in Brazil [14], considering the scarcity of data on the topic in the global south [16]. The information generated as a result of the investigation into the impact of different lockdowns on air pollutants focused on cities with different economic activities, including cities in a region influenced by mineral coal exploration and burning activities and typically industrial and urbanized cities. Another central concern of the project focuses on the health impacts of air pollution and has used a human health risk assessment model and health impact assessment.

The project team has been conducting actions in the community at schools and events to raise awareness of the dangers of exposure to air pollution, inform the interpretation of air quality indices and measures that can minimize exposure and adverse health effects. Since May 2023, the project has acquired a low-cost sensor linked to a global initiative that disseminates data in real time over the internet (<https://aqicn.org/station/brazil-rio-grande-city/>). In addition to information about air quality measured by the low-cost sensor, the project takes passive samplers to actions with the community that monitor pollutant levels in real time (Figure 1).



Figure 1. Actions carried out by Southern Air Project in communities.

In addition to research and community actions, the Southern Air Project has prepared air quality bulletins for the monitored municipalities, based on satellite data, in order to make the data available to the general population on the website (<https://www.left.furg.br>) (Figure 2). The bulletins provide weekly averages for $PM_{2.5}$, PM_{10} , O_3 , NO_2 , SO_2 , and CO in municipalities, general information on the source and effects of air pollutants and recent studies on the topic translated into language for the general public.

Results and implications

Among the main results of the project's scientific initiatives, in the Candiota region, the largest coal mine in Brazil, the study by Honscha et al. [19] using the WHO health impact assessment (HIA) methodology estimated that 11% of deaths from cardiovascular diseases among older adults of 30 years in the 7 cities included in the study. Honscha et al. [20] carried out a study to evaluate the risk of metal(oids) linked to PM_{10} , but the results indicated no risk using the parameters established by USEPA. On the other hand, the study by Marmett et al. [26] identified the carcinogenic risk of PAHs linked to PM_{10} and highlights the importance of epidemiological studies in the region for a more in-depth investigation of the

incidence/prevalence of cancer and the relationship with environmental pollution.

The most recent funding for the Ar do Sul Project, approved by the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq), the main Brazilian research funding agency, has been focused on studies that address issues related to climate change and its impacts on forest fires and on health outcomes. In a case study conducted in Dom Pedrito, a city with 38 thousand inhabitants, Brum et al. [27] investigated the impact of increasing temperature (2 and 4 °C) on air pollutants (O₃, PM_{2.5} and PM₁₀) and the impact on deaths attributable to pollution. The simulated increase of 2 °C and 4 °C in ambient temperature led to an increase in pollutant levels (O₃ - 7.23 % and 11.98 %, respectively; PM_{2.5} - 14.21 % and 18.36 %, respectively; and PM₁₀ 11.9 % and 15.46 %, respectively). In these same temperature increase scenarios, the city of Dom Pedrito, which due to its current levels of PM_{2.5} has no deaths attributable to air pollution, 1.41 and 1.88% of deaths attributable to PM_{2.5} in the scenarios of increase of 2 and 4 °C, respectively.

The increase in temperature has had negative effects on the environment and the increase in forest fires has been identified as one of these consequences [28]. In Brazil, forest fires in the Amazon region have impacts even over long distances. Brum et al. [29] investigated the behavior of O₃, PM_{2.5} and PM₁₀ in the 5 smallest cities in the state of Rio Grande do Sul (< 1.5 thousand inhabitants) and during the period evaluated, PM_{2.5} peaks in these cities were associated to the long-distance transport of pollutants from biomass burning in the Amazon, influenced by the South American Low Level Jet (SALLJ), a wind that occurs east of the Andes and is an important agent of transport and mixing of atmospheric components.

Air pollution and its health impacts have been less studied in Brazil and other Latin American countries compared to other regions worldwide, particularly China and India. Although, in general, air pollutants in Brazil do not reach levels as high as those in these countries, some regions of the country experience critical episodes of pollution from urban, industrial, or biomass burning in the Amazon or Cerrado regions. These regions have been the main focus of Brazilian researchers, but the Southern Air Project initiative has shown the panorama of air pollution in still relatively unexplored areas.

In the state of Rio Grande do Sul, there are 10 cities with operational monitoring for some atmospheric pollutant, and the Southern Air Project has expanded this scope to 32 municipalities. The cities monitored before the project mainly covered the metropolitan region of the state capital, Porto Alegre. So far, 18 articles have been published covering 21 cities in

southern Brazil, including pollution hotspots (coal exploration and burning areas and industrial areas), as well as cities with no significant pollution sources. Additionally, in 11 of the 21 cities, including some small ones, their health information has been expanded, as many of them had little or no information about the health impacts of air pollution. The different studies produced through the initiatives of the Southern Air Project have put the Federal University of Rio Grande on the map of air pollution studies. This recognition contributes not only to the academic acknowledgment of the institution but also to public awareness of the impacts of air pollution on human health and the environment.

Given this context, the Southern Air Project continues to face the challenge of filling knowledge gaps that have not yet been explored, especially in medium and small-sized cities, where studies in the area are still scarce. In the short and medium term, the project aims to investigate the impact of climate change, understand the seasonal behavior of atmospheric pollutants, and comprehend the role of meteorological variables in pollutant levels. Additionally, sociodemographic issues also fit among the project's future challenges, as individuals in situations of racial, territorial, and economic vulnerability are also directly or indirectly affected by the deleterious effects of air pollution.



BOLETIM SEMANAL DA QUALIDADE DO AR

JANEIRO/2023 – SEMANA 1

LABORATÓRIO DE ENSAIOS FARMACOLÓGICOS E TOXICOLÓGICOS

VOLUME 1 - 2023

1417
1418 Figure 2. Cover of a Weekly Air Quality Bulletin.
1419
1420

References

1. Yu W, Ye T, Zhang Y, Xu R, Lei Y, Chen Z, et al. Global estimates of daily ambient fine particulate matter concentrations and unequal spatiotemporal distribution of population exposure: a machine learning modelling study. *The Lancet Planetary Health*. 2023;7(3):e209–18.
2. Sicard P, Agathokleous E, Anenberg SC, De Marco A, Paoletti E, Calatayud V. Trends in urban air pollution over the last two decades: A global perspective. *Science of The Total Environment*. 2023;858:160064.
3. Hu W, Fang L, Zhang H, Ni R, Pan G. Changing trends in the air pollution–related disease burden from 1990 to 2019 and its predicted level in 25 years. *Environmental Science and Pollution Research*. 2023;30(1):1761–73.
4. Yang X, Zhang T, Zhang X, Chu C, Sang S. Global burden of lung cancer attributable to ambient fine particulate matter pollution in 204 countries and territories, 1990–2019. *Environmental Research*. 2022;204:112023.
5. WHO. World Health Organization. 2021 [citado 10 de fevereiro de 2024]. Global Health Observatory - Explore a world of health data. Disponível em: <https://www.who.int/data/gho>
6. PAHO. Pan American Health Organization. 2018. Não polua o meu futuro! O impacto do ambiente na saúde das crianças. Disponível em: <https://iris.paho.org/handle/10665.2/49123>
7. De Simoni W. O estado da qualidade do ar no Brasil. WRI Brasil, Working Paper. 2021;1–31.
8. ISS. Instituto de Saúde e Sustentabilidade. 2019. Análise do monitoramento de qualidade do ar no Brasil. Disponível em: https://www.saudeesustentabilidade.org.br/wp-content/uploads/2019/06/An%C3%A1lise-do-Monitoramento-de-Qualidade-do-Ar-no-Brasil_ISS.pdf
9. Siciliano B, Dantas G, Silva CM da, Arbilla G. The updated Brazilian national air quality standards: a critical review. *Journal of the Brazilian Chemical Society*. 2020;31:523–35.
10. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2018. Resolução No 491, de 19 de novembro de 2018. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/guest/materia/>

- 1453 /asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/doi-10.11-21-resolucao-n-491-de-
1454 19-de-novembro-de-2018-51058603
- 1455 11. WHO. World Health Organization. 2006. Air quality guidelines global update
1456 2005. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-SDE-PHE-OEH-06.02>
- 1457 12. WHO. World Health Organization. 2021. WHO global air quality guidelines:
1458 particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon
1459 monoxide. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>
- 1460 13. Vormittag E da MPA de A, Cirqueira SSR, Wicher Neto H, Saldiva PHN.
1461 Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. *Estud av.* 23 de agosto de 2021;35:7–
1462 30.
- 1463 14. da Silva Júnior FMR, de Moura FR, Brum R de L, Tavella RA. Air pollution—
1464 A look beyond big cities. *Integrated Environmental Assessment and Management* [Internet].
1465 2023;19(2):295–7. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ieam.4720>
- 1466 15. Vilcassim R, Thurston GD. Gaps and future directions in research on health
1467 effects of air pollution. *EBioMedicine*. 2023;
- 1468 16. de Moura FR, da Silva Júnior FMR. Letter to the editor: “Gaps and future
1469 directions in research on health effects of air pollution”. *EBioMedicine*. 2023;96.
- 1470 17. Ceglinski L de V, Garcia EM, Reis FO, Tavella RA, Silva Júnior FMR da,
1471 Ceglinski L de V, et al. Air quality assessment using the Pollen Abortion assay in *Tradescantia*
1472 *pallida* in a Mid-sized City in Southern Brazil. *Revista de la Sociedad Científica del Paraguay*.
1473 junho de 2021;26(1):6–16.
- 1474 18. Leão MLP, Zhang L, da Silva Júnior FMR. Effect of particulate matter (PM_{2.5}
1475 and PM₁₀) on health indicators: climate change scenarios in a Brazilian metropolis. *Environ*
1476 *Geochem Health*. 1o de maio de 2023;45(5):2229–40.
- 1477 19. Honscha LC, Penteadó JO, de Sá Gama V, da Silva Bonifácio A, Aikawa P, dos
1478 Santos M, et al. Health impact assessment of air pollution in an area of the largest coal mine in
1479 Brazil. *Environ Sci Pollut Res*. 1o de fevereiro de 2022;29(10):14176–84.
- 1480 20. Honscha LC, Reis FO, Aikawa P, Coronas MV, Muccillo-Baisch AL, Baisch
1481 PRM, et al. Human health risk assessment of air pollutants in the largest coal mining area in
1482 Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*. 2023;30(21):59499–509.
- 1483 21. Tavella RA, da Silva Salimene L, Ulguim SM, Gabriel RR, da Silva Júnior FMR.
1484 Comportamento dos poluentes do ar durante e após lockdown em uma cidade de médio porte.

- 1485 VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde. 2021;33(3):62–7.
- 1486 22. Ulguim SM, Dias D, Tavella RA, Silva Júnior FMR da. Dynamics of air
1487 pollutants and the controlled distancing model of Rio Grande do Sul for Covid-19 pandemic
1488 control. Revista Virtual de Química. 2022;14(2):136–41.
- 1489 23. Tavella RA, Fernandes CLF, Penteado JO, Brum R de L, Florencio Ramires P,
1490 Coutelle Honscha L, et al. Unexpected reduction in ozone levels in a mid-size city during
1491 COVID-19 lockdown. International Journal of Environmental Health Research. 3 de agosto de
1492 2022;32(8):1801–14.
- 1493 24. Tavella RA, da Rosa Moraes NG, Aick CDM, Ramires PF, Pereira N, Soares
1494 AG, et al. Weekend effect of air pollutants in small and medium-sized cities: The role of policies
1495 stringency to COVID-19 containment. Atmospheric Pollution Research. 2023;14(2):101662.
- 1496 25. Tavella RA, El Koury Santos J, de Moura FR, da Silva Júnior FMR. Better
1497 understanding the behavior of air pollutants at shutdown times—results of a short full lockdown.
1498 International Journal of Environmental Health Research. 2023;33(12):1525–32.
- 1499 26. Marmett B, Carvalho RB, Muccillo-Baisch AL, Baisch PRM, Dos Santos M,
1500 Garcia EM, et al. Emissions monitoring and carcinogenic risk assessment of PM 10-bounded
1501 PAHs in the air from Candiota’s coal activity area, Brazil. Environmental Geochemistry and
1502 Health. 2023;45(3):899–911.
- 1503 27. Brum AN, Brum R de L, Bonifácio A da S, da Silva Júnior FMR, Zhang L.
1504 Impact of temperature increase on air pollutants - A case study in a small city in southern Brazil.
1505 Case Studies in Chemical and Environmental Engineering. 1o de junho de 2024;9:100624.
- 1506 28. de Moura FR, Machado PDW, Ramires PF, Tavella RA, Carvalho H, da Silva
1507 Júnior FMR. In the line of fire: Analyzing burning impacts on air pollution and air quality in
1508 an Amazonian city, Brazil. Atmospheric Pollution Research. 1o de abril de 2024;15(4):102033.
- 1509 29. Brum RDL, Tavella RA, Ramires PF, Santos JEK, Klein RD, da Silva Júnior
1510 FMR. Ozone and PM2.5 behavior in small cities in southern Brazil. VITTALLE - Revista de
1511 Ciências da Saúde. 18 de agosto de 2023;35(1):62–72.

1512

5.2. Manuscript 2

Effects of increased temperature on atmospheric pollutant levels and human health in small and medium-sized cities in southern Brazil

Rodrigo de Lima Brum¹, Júlia Oliveira Penteado¹, Ronan Adler Tavella², Willian Cézar Nadaleti³, Aline Neutzling Brum⁴, Ng Haig They⁵, Mariana Vieira Coronas⁶, Roberta Daniele Klein⁷, Natália Pereira¹, Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior^{1,3*}

¹ Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Avenida Itália, km 8, S/N, Campus Carreiros – Rio Grande, RS, Brazil, 96203-900

² Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP) – São Paulo, SP, Brazil

³ Universidade Federal de Pelotas (UFPEL), Rua Benjamin Constant, 989, Porto – Pelotas, RS, Brazil, 96010-020

⁴ Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), Rua Vinte e Um de Abril, 80, São Gregório, Campus Dom Pedrito – Dom Pedrito, RS, Brazil, 96450-000

⁵ Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos (CECLIMAR), Departamento Interdisciplinar, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) – Imbé, RS, Brazil

⁶ Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Rodovia Taufik Germano, 3013, Passo D'Areia, Campus de Cachoeira do Sul – Cachoeira do Sul, RS, Brazil, 96503-205

⁷ Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS, RS, Brazil

***Corresponding author:** Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior
(f.m.r.silvajunior@gmail.com)

Abstract

This study analyzed the impact of temperature increases on O₃, PM_{2.5}, and PM₁₀ concentrations and cardiopulmonary deaths attributable to PM_{2.5} in 11 cities in southern Brazil, including Porto Alegre. In 2022, 12.80% of cardiopulmonary deaths in the capital were attributed to PM_{2.5}. Although small cities were within legal limits, simulated scenarios of +2 and +4 °C indicated an increase in deaths in all cities. The results highlight the need for public health interventions and climate adaptation strategies to mitigate the impacts of pollution and global warming in smaller cities.

Keywords: Air pollution; Attributable deaths; cardiovascular diseases; Machine Learning; Modeling

Introduction

According to the latest version of the World Health Statistics, it is estimated that household and ambient air pollution collectively caused 6.7 million deaths worldwide in 2019, with 4.2 million attributable to ambient air pollution and 3.2 million to household air pollution [1]. Allied to this, the most recent edition of the Global Burden of Disease investigated 88 risk factors in 204 countries and found that particulate matter air pollution was the largest contributor to the global burden of disease in 2021 [2].

Climate change can have a significant impact on the concentration of atmospheric pollutants through various mechanisms. Increases or decreases in meteorological variables such as precipitation, wind direction, and wind speed directly contribute to the deposition [3] or dispersion of pollutants in the atmosphere [4]. On the other hand, increases in temperature and UV index have a direct relationship with the concentration of tropospheric ozone, as its formation in the atmosphere is catalyzed by UV radiation [5].

Various extreme events can be induced by climate change, such as heatwaves and cold spells, wildfires, droughts, and floods. These events can influence the mobilization of different types of contaminants. For instance, wildfires and heatwaves directly affect atmospheric pollutants due to temperature variations, while droughts and floods can impact the mobility and transport of both organic and inorganic contaminants in terrestrial and aquatic environments [6,7].

Additionally, extreme temperature events, such as heatwaves and cold spells, have become increasingly frequent and have adverse effects on human health [8]. Recent studies have linked exposure to extreme temperatures and PM_{2.5} to increased mortality from myocardial infarction [9], higher morbidity from chronic obstructive pulmonary disease [10], mental health issues [11,12], and autism spectrum disorders [13]. Most of the effects of exposure to high temperatures occur because it can accelerate the thermoregulatory process, induce water loss, and increase cardiac output [14]. Moreover, recent studies show that socioeconomically vulnerable populations may suffer more from the effects of climate change and air pollution [15].

Several studies have simulated atmospheric pollutant levels due to rising temperatures [16-18]. Additionally, studies linking air pollution to health outcomes are also valuable for understanding specific scenarios [19,20]. Modeling methodologies and estimates help to

understand the situation in understudied areas, such as small and medium-sized cities.

Most research in this field focuses on megacities with high population densities, often overlooking small cities. However, developing small cities or those with specific industrial activities can also experience the negative effects of air pollution on human health [21-23]. Studies that assess air pollution in small cities in Brazil are usually regional and assess specific issues of air pollution, such as the Weekend Effect in cities with populations between 6 and 350 thousand inhabitants [24,25]. Therefore, this study aims to calculate the relative risk and number of cardiovascular deaths attributable to PM_{2.5} concentrations in small and medium-sized cities in Brazil.

Methodology

Study area

Brazilian states are divided into microregions and mesoregions. A microregion is a smaller area within a mesoregion and can encompass a single municipality or a group of cities within the same state. Additionally, each city in the country has a reference city within its microregion. These reference cities in each microregion generally have more developed infrastructure, comprehensive public services, and an important role in regional coordination and development. According to the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE), there are 158 microregions and 57 mesoregions in Brazil, with the state of Rio Grande do Sul containing 35 microregions and 7 mesoregions. These divisions aim to provide a better understanding of the national territory, as there can be significant differences in environment, climate, economy, and culture within the same state.

For this study, we selected the five smallest cities in the state of Rio Grande do Sul, Brazil, as well as the most populous cities within their respective microregions and the state capital, based on the census conducted by the Brazilian Institute of Geography and Statistics [26].

Figure 1 shows the cities and their reference cities evaluated in each mesoregion in the study.

The main economic activities in these cities can be divided into agriculture (Carlos Gomes, Engenho Velho, Frederico Westphalen, Porto Vera Cruz, Sananduva, Santa Rosa, Tupanci do Sul, União da Serra), industry (Erechim and Guaporé), and commerce/services (Porto Alegre). Most of the cities are primarily engaged in agriculture, with the main sources

of pollution being emissions from agricultural vehicles and burnings for pasture management and soil preparation. In contrast, the remaining cities are characterized by industrial activities and urban traffic, which are the major sources of atmospheric pollutants.

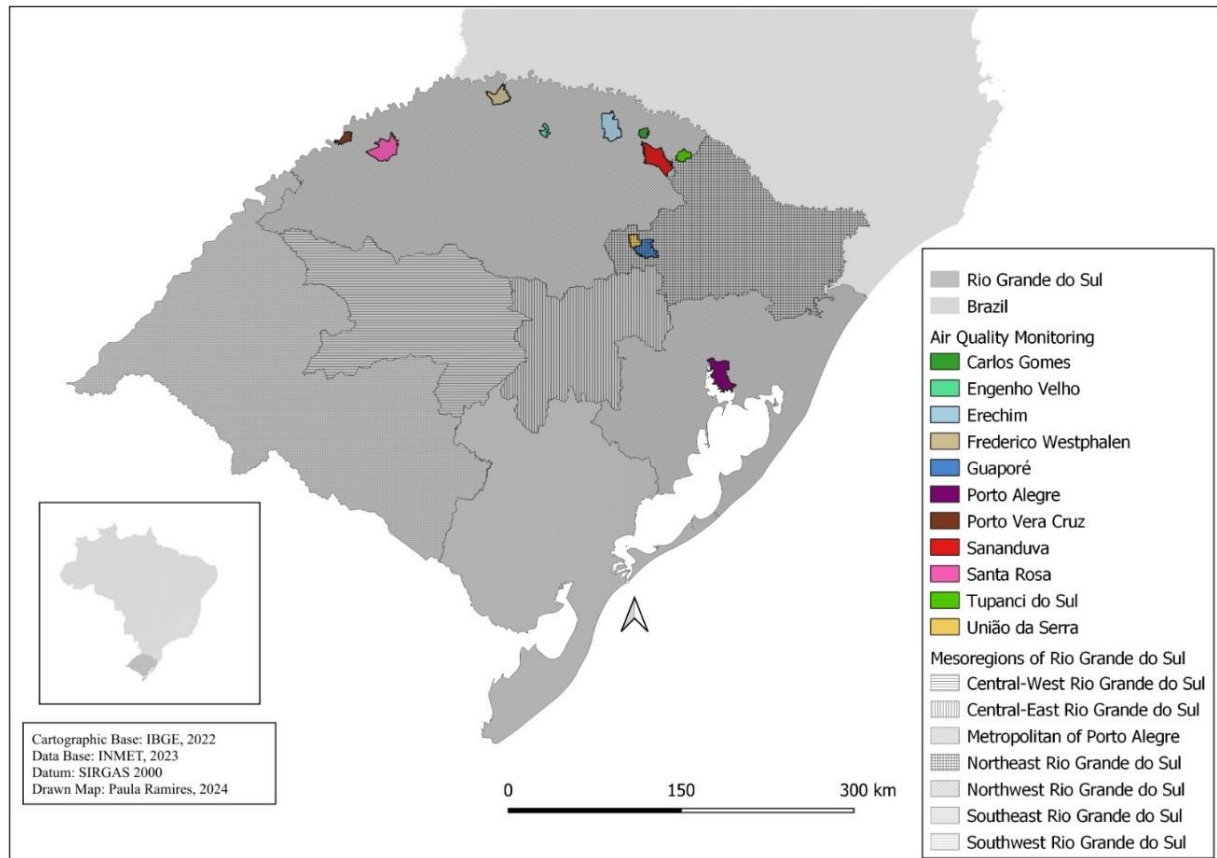


Figure 1. A map presenting the geographic location of the cities studied.

Data sampling and analysis

Air pollution data (O_3 , PM_{10} , e $PM_{2.5}$) and meteorological data (temperature, wind speed, relative humidity, atmospheric pressure, and UV index) were obtained from satellite monitoring, available through the Copernicus Atmospheric Monitoring Service (CAMS) database via The Weather Channel application for the whole year of 2022. These data were manually extracted daily at 12 PM (± 1 hour), as the planetary boundary layer (PBL) is more developed at this time, promoting pollutant dispersion and, consequently, enabling a more accurate and representative reading from pollution sensors [27]. Additionally, precipitation data were obtained from the Agrometeorological Monitoring System – AGRITEMPO database. AGRITEMPO data are widely used in climate and environmental studies across the country

and are recognized for their high spatial resolution (approximately 5 km) and reasonable accuracy in precipitation measurements. Once collected, the pollution and weather data were curated to ensure there were no typographical errors. In cases of missing data collection days, the gap was filled with the average value between the previous and following days [28].

The resolution of the data obtained through CAMS may vary according to the sensors used for each atmospheric pollutant. To estimate the concentration of O₃, NO₂, SO₂, and CO gases, the Sentinel-5P sensor (Copernicus) was used, with a resolution of 5.5 km x 3.5 km. Additionally, to estimate the concentration of particulate matter PM_{2.5} and PM₁₀, the MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) sensor was used, with a resolution ranging from 1 km to 10 km.

The satellite data collected by The Weather Channel, originating from CAMS, is validated by comparison with ground-level monitoring stations. In particular, the agencies that contribute to this data validation in Brazil are the National Institute for Space Research (INPE) and the Environmental Company of the State of São Paulo (CETESB). To approximate the satellite-collected data to ground-level measurements, raw satellite data are converted into surface estimates using statistical models or comprehensive chemical-transport meteorological models to provide spatially resolved air quality estimates. These data undergo several processing and validation steps before being publicly released for practical applications [28].

Mortality data for cardiovascular diseases were obtained from the Unified Health System (DataSUS) database, considering ICD codes I00-I52, and stratified by age group, targeting the population over 30 years old. All data were collected from January 1, 2022, to December 31, 2022. The data were organized into a single database and processed into spreadsheets using Microsoft Excel software.

The levels of air pollutants were analyzed descriptively, observing the annual averages and compared with national [30] and international [31] recommendations. The number of deaths from cardiovascular diseases in each city was assessed considering the number of deaths only for individuals over 30 years old and the percentage of these deaths about the total number of deaths in the same age group was calculated.

Scenario simulation

To estimate the concentration of pollutants O₃, PM₁₀, and PM_{2.5} under simulated

scenarios, two steps were necessary. Eight temperature increments of 0.5 °C (0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, and 4.0 °C) were chosen to frame the scenarios of interest. The first step involved creating a "future atmosphere" where meteorological variables such as wind speed, relative humidity, atmospheric pressure, UV index, and precipitation were used as dependent variables in the model, with each temperature increase (from 0.5 to 4.0 °C) serving as the independent variable. To simulate the concentration of atmospheric pollutants at temperature increases, each of the three pollutants was included in the model as a dependent variable concerning temperature (from 0.5 to 4.0 °C) and its respective "future atmosphere."

The machine learning approach used the Support Vector Machine (SVM) model for the analyses, with the training section always considering observed values, while the test section represented the simulated scenarios of temperature increase and "future atmosphere". This method was chosen to accurately classify the predicted scenarios under different conditions, in addition to the need to ensure robustness against outliers or noise in the evaluated data. Additionally, a v-fold cross-validation (V value 10 and Seed 1000) was incorporated into the pollutant level simulations to ensure robustness in the analysis (Figure 2). All machine learning analyses were performed using STATISTICA 10.0 software.

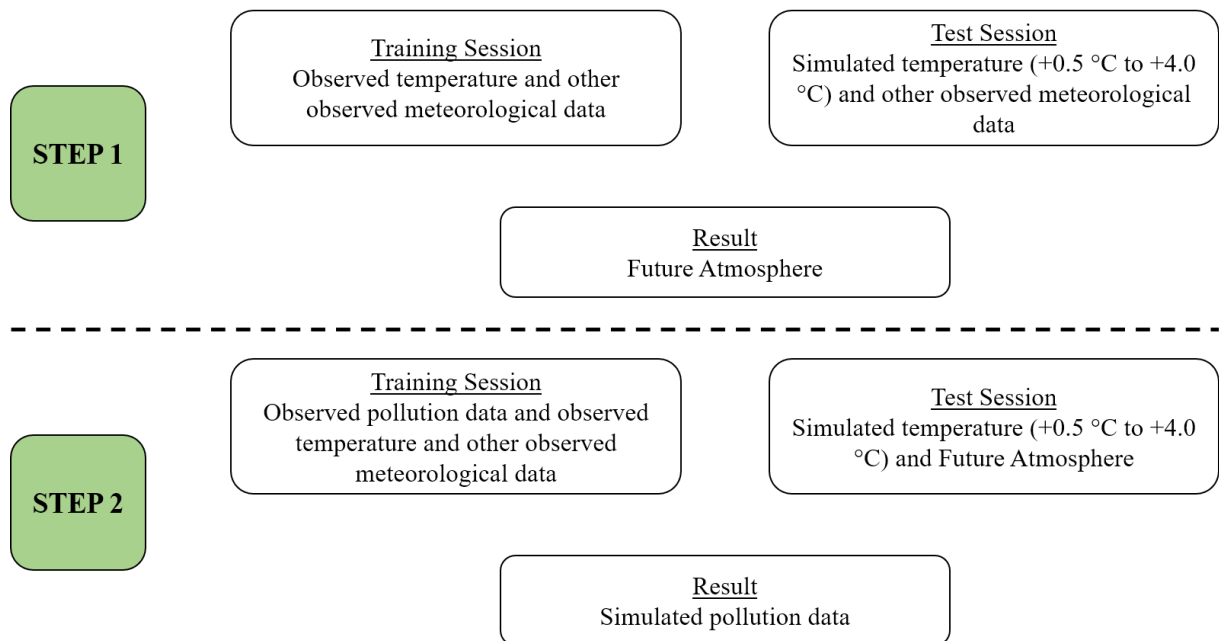


Figure 2. Flowchart depicting when and which variables were included in the model with simulated scenarios.

Attributable Deaths

The methodology to assess the number of deaths attributed to PM_{2.5} and the concentration-response function coefficient were adapted from the study by Arranz et al. [32]. The Relative Risk (RR) for exposure to PM_{2.5} was calculated using Equation 1. For this calculation, a beta value of 0.15515 (0.0562 – 0.2541) was used, and a baseline PM_{2.5} concentration of 5 µg/m³ was considered, by the latest air pollution guidelines from the World Health Organization [31]. Equation 1 shows: X, the annual average concentration of PM_{2.5}; X₀, the baseline concentration of PM_{2.5}; and beta, the coefficient of the concentration-response function.

$$RR = \left[\frac{(X + 1)}{(X_0 + 1)} \right]^\beta \quad (1)$$

Equation 2 was used to calculate the number of deaths from cardiopulmonary diseases (ICD I00-I02; I10-I15; I20-I49; I51-I52 and J00-J99) attributable to PM_{2.5}. Only one age group was considered due to the beta used in the relative risk calculation, specifically the population over 30 years old. Therefore, Equation 2 shows: RR, relative risk; N_{deaths}, the number of cardiopulmonary deaths attributable to PM_{2.5}; and N_{cardio}, the number of deaths from cardiopulmonary diseases for age groups over 30 years.

$$N_{deaths} = \left[\frac{(RR - 1)}{RR} \right] * N_{cardio} \quad (2)$$

This methodology incorporates several factors aimed at minimizing biases in the results. Only individuals aged 30 and above were considered in the analysis, as deaths from cardiopulmonary diseases attributed to PM_{2.5} are less likely to occur in younger individuals. The place of residence was also used to identify mortality, as in smaller towns there may be deficiencies in the healthcare system, which could lead individuals to be diagnosed in larger cities rather than their hometowns. However, some confounding factors may still exist, including variations in the notification and reporting system, such as misclassification of the cause of death or underreporting of cases. Additionally, access to quality healthcare services may vary when comparing small towns with large urban centers.

Results

Table 1 shows the population estimates for each city in the study for the year 2022, emphasizing small, medium and large cities and their distance from the state capital. Among the five smallest cities in the state, Engenho Velho has the smallest population, with only 932 inhabitants, while the reference city with the largest population is Erechim, with over 100,000 inhabitants. Additionally, the state capital, Porto Alegre, has approximately 1.5 million inhabitants. Engenho Velho is the small city furthest from its reference city, and the greatest distance between a small city and the capital is 540 km.

Table 2 presents the observed (measured) temperature values and their respective increase scenarios for each city and pollutant evaluated in this study. The observed values refer to the satellite data collected. Each percentage represents the increase (positive) or decrease (negative) of the annual average levels simulated by machine learning compared to the observed concentration in each city. In general, for most cities, there is a gradual increase in pollutant levels as temperature increases are simulated. In the most critical scenario (4 °C increase), all cities showed higher pollutant levels than observed, with Porto Alegre exhibiting the highest percentage increase (23.24%).

The average increase for the pollutants in the most critical scenario (+4 °C) was 12.79% for O₃; 7.10% for PM_{2.5}; and 7.16% for PM₁₀. The cities with the highest percentage increases for PM_{2.5} were Engenho Velho (22.43%), Tupanci do Sul (12.85%) and Erechim (11.01%) reaching concentrations of 5.32, 4.63 and 5.32 µg/m³, respectively. On the other hand, for PM₁₀, the highest percentage increases were in Erechim (18.75%), Sananduva (12.18%) and Frederico Westphalen (11.35%) with concentrations of 7.96, 7.29 e 8.88 µg/m³, respectively.

1741 Table 1. Population estimates for the capital (Porto Alegre), small cities, and their respective reference cities.

Small city	Population	Reference city	Population	Mesoregion	Microregion	Distance to reference city	Distance from capital
Engenho Velho	932	Frederico Westphalen	31,675	Northwest Rio Grande do Sul	Frederico Westphalen	101 km	371 km
União da Serra	1,084	Guaporé	26,199	Northeast Rio Grande do Sul	Guaporé	23.3 km	223 km
Porto Vera Cruz	1,258	Santa Rosa	73,882	Northwest Rio Grande do Sul	Santa Rosa	50.2 km	540 km
Carlos Gomes	1,327	Erechim	107,368	Northwest Rio Grande do Sul	Erechim	50.9 km	345 km
Tupanci do Sul	1,447	Sananduva	16,382	Northwest Rio Grande do Sul	Sananduva	37.9 km	316 km
-	-	Porto Alegre	1,492,530	Metropolitan of Porto Alegre	Porto Alegre	-	-

1742

1743

1744

1745 Table 2. Annual average temperature observed between 2022 and 2023, observed concentrations of atmospheric pollutants ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) and the
 1746 difference in these concentrations in each of the eight temperature increase scenarios ($^{\circ}\text{C}$).

Pollutant	Cities	Average Annual Temperature	Observed Pollutant	Scenarios							
				+0.5 $^{\circ}\text{C}$	+1.0 $^{\circ}\text{C}$	+1.5 $^{\circ}\text{C}$	+2.0 $^{\circ}\text{C}$	+2.5 $^{\circ}\text{C}$	+3.0 $^{\circ}\text{C}$	+3.5 $^{\circ}\text{C}$	+4.0 $^{\circ}\text{C}$
O_3	Engenho Velho	21.9	57.39	4.04%	5.20%	6.39%	7.61%	8.86%	10.15%	11.46%	12.81%
	Frederico Westphalen	20.8	57.33	2.32%	3.72%	5.15%	6.61%	8.09%	9.60%	11.14%	12.70%
	União da Serra	21.7	55.05	1.86%	2.91%	3.99%	5.10%	6.23%	7.39%	8.57%	9.78%
	Guaporé	20.9	55.06	4.60%	6.34%	8.11%	9.93%	11.78%	13.66%	15.57%	17.52%
	Porto Vera Cruz	23.8	54.82	1.22%	2.44%	3.67%	4.91%	6.15%	7.41%	8.67%	9.93%
	Santa Rosa	22.8	56.89	-0.34%	0.56%	1.46%	2.36%	3.26%	4.16%	5.05%	5.94%
	Carlos Gomes	22.2	57.35	2.33%	3.48%	4.66%	5.85%	7.07%	8.31%	9.57%	10.86%
	Erechim	19.8	56.94	4.25%	5.12%	6.02%	6.94%	7.88%	8.85%	9.84%	10.86%
	Tupanci do Sul	19.7	56.52	1.88%	3.39%	4.93%	6.48%	8.04%	9.62%	11.21%	12.81%
	Sananduva	20.7	56.67	2.39%	3.99%	5.62%	7.28%	8.97%	10.69%	12.43%	14.21%
	Porto Alegre	21.5	69.90	3.60%	6.04%	8.60%	11.29%	14.10%	17.04%	20.08%	23.24%
$\text{PM}_{2.5}$	Engenho Velho	21.9	5.32	10.27%	12.06%	13.83%	15.59%	17.33%	19.05%	20.75%	22.43%
	Frederico Westphalen	20.8	6.01	6.50%	6.45%	6.33%	6.14%	5.88%	5.57%	5.20%	4.78%
	União da Serra	21.7	5.26	3.49%	4.07%	4.67%	5.28%	5.91%	6.57%	7.26%	7.97%
	Guaporé	20.9	5.33	3.42%	4.25%	5.07%	5.89%	6.71%	7.54%	8.39%	9.25%
	Porto Vera Cruz	23.8	5.92	-4.40%	-3.57%	-2.82%	-2.16%	-1.58%	-1.09%	-0.67%	-0.34%
	Santa Rosa	22.8	5.91	-4.34%	-3.70%	-3.15%	-0.63%	-2.33%	-2.04%	-1.84%	-1.72%
	Carlos Gomes	22.2	5.19	2.89%	3.20%	3.46%	3.67%	3.84%	3.98%	4.09%	4.19%
	Erechim	19.8	5.32	5.95%	6.74%	7.49%	8.22%	8.93%	9.62%	10.31%	11.01%
	Tupanci do Sul	19.7	4.63	6.51%	7.58%	8.59%	9.54%	10.44%	11.29%	12.09%	12.85%
	Sananduva	20.7	4.84	0.12%	0.33%	0.49%	0.59%	0.64%	0.65%	0.63%	0.58%
	Porto Alegre	21.5	12.80	-1.78%	-0.43%	0.89%	2.19%	3.46%	4.71%	5.94%	7.14%
PM_{10}	Engenho Velho	21.9	7.92	6.92%	7.46%	7.97%	8.44%	8.87%	9.27%	9.65%	10.00%
	Frederico Westphalen	20.8	8.88	5.66%	6.62%	7.53%	8.39%	9.21%	9.97%	10.69%	11.35%
	União da Serra	21.7	7.83	3.09%	3.96%	4.84%	5.71%	6.59%	7.47%	8.36%	9.26%
	Guaporé	20.9	7.95	2.96%	3.75%	4.53%	5.31%	6.08%	6.84%	7.61%	8.39%
	Porto Vera Cruz	23.8	8.65	-2.72%	-1.80%	-0.97%	-0.23%	0.43%	1.00%	1.49%	1.89%
	Santa Rosa	22.8	8.65	-6.45%	-6.47%	-6.61%	-6.85%	-7.19%	-7.62%	-8.15%	-8.76%
	Carlos Gomes	22.2	7.80	2.56%	2.77%	2.92%	2.99%	3.00%	2.96%	2.87%	2.73%
	Erechim	19.8	7.96	8.32%	9.95%	11.52%	13.05%	14.53%	15.98%	17.38%	18.75%

	Tupanci do Sul	19.7	7.00	3.03%	3.20%	3.30%	3.33%	3.29%	3.20%	3.06%	2.88%
	Sananduva	20.7	7.29	3.33%	4.74%	6.09%	7.40%	8.66%	9.87%	11.04%	12.18%
	Porto Alegre	21.5	19.23	-2.26%	-0.37%	1.48%	3.27%	5.03%	6.74%	8.40%	10.02%
1747											
1748											
1749											

The annual concentration of atmospheric pollutants and the number of deaths from cardiopulmonary diseases for individuals over 30 years of age, as well as the percentage relative to the population in the same age group, are presented in Table 3. The capital, Porto Alegre, recorded the highest concentrations of all pollutants. Regarding deaths from cardiopulmonary diseases, occurrences for individuals over 30 years old were considered. In this context, Porto Alegre, Erechim and Santa Rosa showed the highest frequencies of cardiopulmonary deaths.

Table 3. Average annual concentration of air pollutants ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) and number of deaths from cardiopulmonary diseases (ICD I00-I52) in the year 2022.

Cities	O ₃	PM _{2.5}	PM ₁₀	Cardiopulmonary deaths > 30 years	% Population
Engenho Velho	56.15	5.32	7.72	3	0.39%
Frederico Westphalen	56.61	5.74	8.32	83	0.42%
União da Serra	53.41	5.16	7.53	8	0.90%
Guaporé	53.46	5.28	7.70	62	0.39%
Porto Vera Cruz	54.36	5.73	8.29	8	0.70%
Santa Rosa	56.24	5.77	10.16	161	0.34%
Carlos Gomes	55.97	5.08	7.38	5	0.53%
Erechim	55.48	5.23	7.58	184	0.28%
Tupanci do Sul	55.49	4.59	6.69	2	0.21%
Sananduva	55.23	4.81	7.01	47	0.43%
Porto Alegre	65.09	13.50	20.08	2529	0.30%

The relative risk and the number of cardiopulmonary deaths attributable to PM_{2.5} for individuals over 30 years old are shown in Table 4. The calculation of relative risk and attributable deaths due to PM_{2.5} was performed for the observed values and for the temperature increase scenarios of +2 °C and +4 °C. The percentage value refers to the number of cardiopulmonary deaths attributable to PM_{2.5} relative to the total number of cardiopulmonary deaths.

Considering the observed values, Porto Alegre had the highest relative risk (1.15) and the highest number of attributable deaths to PM_{2.5}, with 323.80 deaths for individuals over 30 years old. This represents 12.80% of cardiopulmonary deaths, considering the total number of deaths within the respective age group. Overall, the cities ranged from -1% (deaths cannot be attributed to PM_{2.5}) to 2.

On the other hand, the simulated scenarios indicate an increase in relative risk in some cities and, consequently, an increase in the number of cardiovascular deaths attributable to PM_{2.5}. All cities, with the exception of Porto Vera Cruz and Porto Alegre, showed a percentage increase in the number of deaths attributed to PM_{2.5} in the +2 C° scenario. However, in the most

1775 critical scenario, considering a 4 °C temperature increase, Porto Alegre again leads with the
1776 highest percentage of cardiovascular deaths attributable to PM_{2.5} at 12.75, followed by
1777 Frederico Westphalen (3.03%) and Engenho Velho (3.14%). In absolute numbers, Porto Alegre
1778 had the highest number of deaths attributable to PM_{2.5} with 323.80, 306.44, and 322.41 cases,
1779 considering the observed PM_{2.5} levels and the +2 °C and +4 °C temperature increase scenarios,
1780 respectively.
1781

1782 Table 4. Relative risk and deaths from cardiovascular disease (CD) attributed to PM_{2.5} in the year 2022.

Cities	Deaths from CD attributed to PM _{2.5} from observed data			Deaths from CD attributed to PM _{2.5} from the 2°C increase scenario			Deaths from CD attributed to PM _{2.5} from the 4 °C increase scenario		
	Absolute	%	Relative Risk (CI95%)	Absolute	%	Relative Risk (CI95%)	Absolute	%	Relative Risk (CI95%)
Engenho Velho	0.02	0.74%	1.0068 (1.0025 - 1.0111)	0.07	2.35%	1.0241 (1.0087 - 1.0398)	0.09	3.14%	1.0324 (1.0116 - 1.0536)
Frederico Westphalen	1.53	1.85%	1.0186 (1.006 - 1.0306)	2.58	3.11%	1.0321 (1.0115 - 1.0531)	2.51	3.03%	1.0312 (1.0112 - 1.0516)
União da Serra	0.04	0.47%	1.0042 (1.0015 - 1.0069)	0.10	1.29%	1.013 (1.0047 - 1.0214)	0.13	1.63%	1.0166 (1.006 - 1.0273)
Guaporé	0.47	0.76%	1.0071 (1.0026 - 1.0117)	0.90	1.45%	1.0147 (1.0053 - 1.0243)	1.18	1.90%	1.0193 (1.007 - 1.0319)
Porto Vera Cruz	0.14	1.80%	1.0179 (1.0065 - 1.0296)	0.13	1.64%	1.0167 (1.006 - 1.0275)	0.16	1.98%	1.0202 (1.0073 - 1.0333)
Santa Rosa	3.04	1.89%	1.0188 (1.0068 - 1.031)	2.58	1.60%	1.0195 (1.007 - 1.0321)	2.96	1.84%	1.0187 (1.0068 - 1.0309)
Carlos Gomes	0.01	0.26%	1.0024 (1.0009 - 1.004)	0.04	0.89%	1.009 (1.0032 - 1.0147)	0.05	1.02%	1.0103 (1.0037 - 1.017)
Erechim	1.17	0.64%	1.0058 (1.0021 - 1.0094)	3.14	1.71%	1.0174 (1.0063 - 1.0286)	3.84	2.09%	1.0213 (1.0077 - 1.0351)
Tupanci do Sul	-	-	0.9891 (0.996 - 0.9822)	-	-	0.9995 (0.9998 - 0.9992)	0.01	0.42%	1.0043 (1.0015 - 1.007)
Sananduva	-	-	0.995 (0.9982 - 0.9919)	-	-	0.996 (0.9985 - 0.9934)	-	-	0.9968 (0.9988 - 0.9948)
Porto Alegre	323.80	12.80%	1.1467 (1.0508 - 1.2513)	306.44	12.12%	1.1379 (1.0479 - 1.2356)	322.41	12.75%	1.1461 (1.0506 - 1.2503)

1783

1784

1785

1786

Discussion

In this study, we found that most of the evaluated cities have atmospheric pollutant levels (O_3 , $PM_{2.5}$ and PM_{10}) within the limits set by Brazilian legislation. However, only three cities meet the safe limits when considering international WHO recommendations. Additionally, we observed that the health impacts of air pollution are greater in scenarios with increased temperatures, including in cities that currently do not pose a risk under present temperature conditions.

In general, average concentrations of atmospheric pollutants, including $PM_{2.5}$, have decreased over time. However, the distribution of this decrease varies globally, and some regions, especially those distant from major urban centers, require further investigation. In the United States, the gap in $PM_{2.5}$ pollution levels between the most and least polluted areas narrowed between 1981 and 2016. However, the areas that were the least polluted in the past remain the least polluted today, and similarly, the most polluted areas in 1981 continue to be the most polluted in 2016 [33].

Few recent studies focus on air pollution in small cities. The lack of adequate monitoring in small and medium-sized cities in Brazil [34] means there is a gap in knowledge about the potential risks that air pollution can bring to these cities. In contrast, climate change is a growing topic that has been incorporated into various research areas, including air pollution. Research groups have been developing studies in this field [35-38], particularly in Brazil [39-41]. Our study investigated the effects of climate change on air pollution levels in cities with populations ranging from one thousand to one million people.

The definition of an urban area or small city varies according to the guidelines of each country. For instance, many countries use a minimum population size to define an urban area, varying from 200 (Denmark), 2,000 (Argentina), 5,000 (India), 50,000 (Japan) to 100,000 inhabitants (China) [42]. In Brazil, cities with populations under 50,000 are considered small cities; those with populations between 50,000 and 100,000 are considered medium-sized; and those with populations above 100,000 are considered large cities [43].

The levels of atmospheric pollutants observed in our study showed that, despite having similar concentrations, some cities fall within the limits set by national [30] and international guidelines [31], while others exceed these annual limits. For $PM_{2.5}$, only the

capital Porto Alegre surpassed the annual limit established by Brazilian legislation ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$). However, when considering international recommendations, only Tupanci do Sul and Sananduva were within the recommended limit ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). On the other hand, only Porto Alegre had a PM_{10} concentration above both the WHO ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and Brazilian ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Regarding O_3 , none of the evaluated cities exceeded the national ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and international ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$), recommended limits.

In general, the small city (Engenho Velho, União da Serra, Porto Vera Cruz, Carlos Gomes, and Tupanci do Sul) showed pollutant concentrations similar to their reference cities. Studies have demonstrated that atmospheric pollutants can be transported between regions to varying degrees, depending on several factors, particularly meteorological conditions such as wind direction and speed [44,45].

Climate change affects various aspects of society, including health [46], agriculture [47], work productivity [48] and human migration [49]. Additionally, the impact of climate change, especially rising temperatures, can affect cities of different sizes and populations. A study in China investigated how climate affects the spatial distribution of the domestic population in 285 prefecture-level cities from 2011 to 2017 and concluded that annual temperature variation impacts city size in both large and small cities, with city size tending to decrease as temperature differences increase [50].

Meteorological variables have the potential to contribute to the increase or decrease of atmospheric pollutant levels, either through physical transport processes or through physicochemical processes that favor the formation of new pollutants [51]. Our findings show that in temperature increase scenarios, O_3 progressively increases with each 0.5°C rise in temperature, reaching nearly a 30% increase over observed concentrations in some cities. Specifically, tropospheric O_3 is a secondary pollutant formed in the atmosphere through photochemical reactions, which are enhanced by UV radiation. This radiation tends to be higher on hot days with higher temperatures [52,53].

Seasonality can favor the increase of particulate matter levels in the atmosphere, with winter being the season where concentrations are highest. A study conducted in two large cities in China observed that $\text{PM}_{2.5}$ concentration reached $115.1 \pm 53.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in winter, while the lowest concentration was observed in summer, with $54.2 \pm 16.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [54].

Large cities, especially those with high population density and ongoing potentially polluting activities, often exhibit elevated levels of atmospheric pollutants. For example,

Chongqing in China reported an annual average $\text{PM}_{2.5}$ concentration of $70.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [54]; Bursa in Turkey recorded a PM_{10} concentration of $66.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [55]; and Delhi in India had concentrations of $202.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} and $113.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2.5}$ in 2020 [56]. These are examples of cities with at least 1 million inhabitants that have high atmospheric pollutant levels.

Few studies evaluate cities with populations under 50,000, and some studies that claim to evaluate small cities actually examine cities with over 100,000 inhabitants (particularly in China), as each country defines small cities differently. For instance, a study in Israel compared pollution levels between Tel Aviv, a city with nearly 500,000 inhabitants, and Afula, with about 54,000 inhabitants, but the authors only evaluated carbon monoxide [57].

The scarcity of information on atmospheric pollutants in small cities makes analysis and comparison between different regions difficult, since it is uncommon to find research in the literature that evaluates small cities with similar profiles. Furthermore, the temporal issue can also be an obstacle that makes this type of comparison difficult. For example, a study conducted in Pisa, a region of Italy with approximately 87,058 inhabitants between 2009 and 2011, found PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ concentration values above the concentrations found in our study in 2022 using data from fixed monitoring stations [58]. In this study, the annual average of PM_{10} was $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and the annual average of $\text{PM}_{2.5}$ was $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (both below the European limits at the time of 40 and $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively), while in our study, we found PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ values of 19.23 and $12.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in a city with 17 times more inhabitants.

Rising temperatures lead to a higher burden of heat-related illnesses, necessitating efforts to prevent and reduce heat-related diseases during hot periods and maintaining surveillance over the most vulnerable populations [59]. A study analyzing over 74,000 mortality records from 13 countries between 1985 and 2012 observed that 7.71% (IC 95% 7,43 - 7,91) of mortality was attributable to non-optimal temperatures. However, this percentage varied significantly between the countries analyzed, ranging from 3.37% in Thailand to 11% in China [60]. This type of studies support understanding that different regions with varying economies, cultures, and lifestyles can experience the impacts of rising temperatures heterogeneously.

In our study, we evaluated the number of cardiopulmonary deaths for individuals over 30 years old and observed that in 2022, 3,092 deaths occurred in the studied cities.

The city with the highest number of cardiovascular deaths was the state capital, Porto Alegre, with 2,529 deaths. However, it is important to note that, proportionally to the population in the same age group, the number of deaths in each city did not exceed 2% of the population. Despite this, another study in a Brazilian city showed that this proportion of cardiovascular deaths can be lower even in a scenario with equivalent air pollution levels [61].

Regarding cardiopulmonary deaths attributable to PM_{2.5}, our findings show that in Porto Alegre, more than 12% of cardiopulmonary deaths may be associated with PM_{2.5}, followed by Santa Rosa at 1.89%. In the +2 °C and +4 °C temperature increase scenarios, it was observed that Porto Alegre maintained nearly the same proportion. However, cities that previously had a low relative risk (or no risk) showed an increase in the number of cardiopulmonary deaths associated with PM_{2.5}, such as Engenho Velho (2.35% and 3.14%), Frederico Westphalen (3.11% and 3.03%), and Erechim (1.71% and 2.09%) under the +2 °C and +4 °C scenarios, respectively.

Although global mortality rates attributable to air pollution have been continuously declining in recent years, the literature shows that specific scenarios based on the economic and geographical position of each region can impact these rates [62]. Additionally, it is important for policymakers to ensure that atmospheric pollutant concentrations meet, at a minimum, Brazilian standards, even though these limits are more permissive than those recommended by the WHO.

While air pollution can potentially negatively affect all populations, the combination of health, socioeconomic, and demographic factors can exacerbate the impact on the most sensitive groups [63]. A recent study conducted in China showed that sustainable policies can reduce air pollution and, consequently, decrease risks to human health [64]. Additionally, an inverse relationship between the concentration of atmospheric pollutants and the proportion of green spaces has been observed, and projections of increased urban green areas suggest a benefit for pollutant reduction and a decrease in the prevalence of certain health outcomes [65].

Our study revealed that cities with low pollution levels, which currently pose no health risks under present climatic conditions, could suffer from increased temperatures according to our simulations. Additionally, a more comprehensive and adequate air quality pollutant monitoring system could facilitate future research in other cities across the country with different social and economic profiles. This underscores the need for

public policies and preparedness among decision-makers to act effectively to mitigate the effects of climate change to protect the population.

Conclusion

Our study found that while small cities generally meet air quality standards, rising temperatures may increase pollutant levels and impact cardiopulmonary mortality. This highlights the need to focus on these often-overlooked cities, which may face significant environmental risks. Targeted public health measures and mitigation strategies are essential, especially where government support is limited compared to large metropolises.

Funding

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Grant 307791/2023-8 (FMRSJ), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) grant 2024/02579-0 (RAT), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS), Grant 21/2551-0001981-6 (FMRSJ).

Competing interests

The authors declare that they have no competing interests.

CRediT authorship contribution statement

Rodrigo de Lima Brum: Methodology, Formal analysis, Writing – Original Draft, Writing – Review & Editing; **Julia Oliveira Penteado:** Methodology, Formal analysis, Writing – Original Draft, Writing – Review & Editing; **Ronan Adler Tavella:** Methodology, Formal analysis, Writing – Original Draft, Writing – Review & Editing; **Willian César Nadaleti:** Writing – Review & Editing; **Aline Neutzling Brum:** Formal analysis, Writing – Review & Editing; **Ng Haig They:** Writing – Review & Editing; **Mariana Vieira Coronas:** Writing – Review & Editing; **Roberta Danielle Klein:**

1952 Writing – Review & Editing; **Natália Pereira**: Writing – Review & Editing; **Flávio**
1953 **Manoel Rodrigues da Silva Júnior**: Conceptualization, Methodology, Software, Formal
1954 analysis, Resources, Writing – Review & Editing, Supervision.

1955

1956 **Declaration of competing interest**

1957

1958 The authors declare that they do not have any known competing financial interests
1959 or personal relationships that could have influenced the work reported in this paper.

1960

1961 **Data availability**

1962

1963 Data will be made available by the corresponding author upon reasonable request.

1964

References

- 1965
1966
1967 1. WHO. World Health Organization. 2024. World health statistics 2024: Monitoring
1968 health for the SDGs, Sustainable Development Goals. Disponível em:
1969 [https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/376869/9789240094703-](https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/376869/9789240094703-eng.pdf?sequence=1)
1970 [eng.pdf?sequence=1](https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/376869/9789240094703-eng.pdf?sequence=1)
- 1971 2. Brauer M, Roth GA, Aravkin AY, Zheng P, Abate KH, Abate YH, et al. Global burden
1972 and strength of evidence for 88 risk factors in 204 countries and 811 subnational
1973 locations, 1990–2021: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study
1974 2021. *The Lancet*. 18 de maio de 2024;403(10440):2162–203.
- 1975 3. Yang Y, Zhou W, Gao Q, Zhao D, Liu X, Wang Y. Effects of Air Pollutants on Summer
1976 Precipitation in Different Regions of Beijing. *Atmosphere*. janeiro de
1977 2022;13(1):141.
- 1978 4. Sindosi OA, Hatzianastassiou N, Markozannes G, Rizos EC, Ntzani E, Bartzokas A.
1979 PM10 Concentrations in a Provincial City of Inland Greece in the Times of
1980 Austerity and Their Relationship with Meteorological and Socioeconomic
1981 Conditions. *Water Air Soil Pollut*. 13 de fevereiro de 2021;232(2):77.
- 1982 5. Mirahmadi M, Pérez-Ríos J, Egorov O, Tyuterev V, Kokkoouline V. Ozone Formation
1983 in Ternary Collisions: Theory and Experiment Reconciled. *Phys Rev Lett*. 10 de
1984 março de 2022;128(10):108501.
- 1985 6. Bolan S, Padhye LP, Jasemizad T, Govarthanam M, Karmegam N, Wijesekara H, et al.
1986 Impacts of climate change on the fate of contaminants through extreme weather
1987 events. *Sci Total Environ*. 20 de janeiro de 2024;909:168388.
- 1988 7. Ayejoto DA, Egbueri JC, Agbasi JC, Omeka ME, Unigwe CO, Nwazelibe VE, et al.
1989 Influence of Seasonal Changes on the Quality of Water Resources in Southwestern
1990 Nigeria: A Review. Em: Egbueri JC, Ighalo JO, Pande CB, organizadores. *Climate*
1991 *Change Impacts on Nigeria: Environment and Sustainable Development* [Internet].
1992 Cham: Springer International Publishing; 2023 [citado 6 de fevereiro de 2025]. p.
1993 423–47. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-031-21007-5_22
- 1994 8. IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2022. *Climate Change 2022:*
1995 *Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Disponível em:
1996 <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>
- 1997 9. Xu R, Huang S, Shi C, Wang R, Liu T, Li Y, et al. Extreme Temperature Events, Fine
1998 Particulate Matter, and Myocardial Infarction Mortality. *Circulation*. 25 de julho de
1999 2023;148(4):312–23.
- 2000 10. Hansel NN, McCormack MC, Kim V. The Effects of Air Pollution and Temperature
2001 on COPD. *COPD J Chronic Obstr Pulm Dis*. 3 de maio de 2016;13(3):372–9.
- 2002 11. Louis S, Carlson AK, Suresh A, Rim J, Mays M, Ontaneda D, et al. Impacts of Climate
2003 Change and Air Pollution on Neurologic Health, Disease, and Practice. *Neurology*.

- 2004 7 de março de 2023;100(10):474–83.
- 2005 12. Ayeni EA, Aldossary AM, Ayejoto DA, Gbadegesin LA, Alshehri AA, Alfassam HA,
2006 et al. Neurodegenerative Diseases: Implications of Environmental and Climatic
2007 Influences on Neurotransmitters and Neuronal Hormones Activities. *Int J Environ*
2008 *Res Public Health*. janeiro de 2022;19(19):12495.
- 2009 13. Frye RE, Cakir J, McCarty PJ, Rose S, Delhey LM, Palmer RF, et al. Air Pollution
2010 and Maximum Temperature Are Associated with Neurodevelopmental Regressive
2011 Events in Autism Spectrum Disorder. *J Pers Med*. novembro de 2022;12(11):1809.
- 2012 14. Liu C, Yavar Z, Sun Q. Cardiovascular response to thermoregulatory challenges. *Am*
2013 *J Physiol-Heart Circ Physiol*. dezembro de 2015;309(11):H1793–812.
- 2014 15. Understanding the connections between climate change, air pollution, and human
2015 health in Africa: Insights from a literature review: *Journal of Environmental*
2016 *Science and Health, Part C: Vol 41 , No 3-4 - Get Access [Internet]*. [citado 6 de
2017 fevereiro de 2025]. Disponível em:
2018 <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/26896583.2023.2267332>
- 2019 16. Kumar K, Pande BP. Air pollution prediction with machine learning: a case study of
2020 Indian cities. *Int J Environ Sci Technol*. 1o de maio de 2023;20(5):5333–48.
- 2021 17. Lou J, Wu Y, Liu P, Kota SH, Huang L. Health Effects of Climate Change Through
2022 Temperature and Air Pollution. *Curr Pollut Rep*. 1o de setembro de 2019;5(3):144–
2023 58.
- 2024 18. Puza B, Roberts S. A Bayesian approach to modeling the interaction between air
2025 pollution and temperature. *Ann Epidemiol*. abril de 2013;23(4):198–203.
- 2026 19. Hanigan IC, Broome RA, Chaston TB, Cope M, Dennekamp M, Heyworth JS, et al.
2027 Avoidable Mortality Attributable to Anthropogenic Fine Particulate Matter
2028 (PM2.5) in Australia. *Int J Environ Res Public Health*. janeiro de 2021;18(1):254.
- 2029 20. Jalili M, Ehrampoush MH, Mokhtari M, Ebrahimi AA, Mazidi F, Abbasi F, et al.
2030 Ambient air pollution and cardiovascular disease rate an ANN modeling: Yazd-
2031 Central of Iran. *Sci Rep*. 20 de agosto de 2021;11(1):16937.
- 2032 21. da Silva Júnior FMR, de Moura FR, Brum R de L, Tavella RA. Air pollution—A look
2033 beyond big cities. *Integr Environ Assess Manag*. 2023;19(2):295–7.
- 2034 22. Liang L, Gong P. Urban and air pollution: a multi-city study of long-term effects of
2035 urban landscape patterns on air quality trends. *Sci Rep*. 2020;10(1):18618.
- 2036 23. Mokoena KK, Ethan CJ, Yu Y, Shale K, Liu F. Ambient air pollution and respiratory
2037 mortality in Xi'an, China: a time-series analysis. *Respir Res*. 2019;20(1):1–9.
- 2038 24. de Vasconcellos Ceglinski L, Tavella RA, da Silva Bonifácio A, Santos JEK, da Silva
2039 Júnior FMR. Weekend effect on air pollutant levels in southernmost cities of Brazil
2040 with different economic activities. *Environ Monit Assess*. 2022;194(11):834.

- 2041 25. Tavella RA, da Rosa Moraes NG, Aick CDM, Ramires PF, Pereira N, Soares AG, et
2042 al. Weekend effect of air pollutants in small and medium-sized cities: The role of
2043 policies stringency to COVID-19 containment. *Atmospheric Pollut Res.*
2044 2023;14(2):101662.
- 2045 26. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2023 [citado 11 de agosto de
2046 2023]. IBGE: Cidades e Estados do Brasil. Disponível em:
2047 <https://cidades.ibge.gov.br/>
- 2048 27. Seidel DJ, Zhang Y, Beljaars A, Golaz JC, Jacobson AR, Medeiros B. Climatology
2049 of the planetary boundary layer over the continental United States and Europe. *J*
2050 *Geophys Res Atmospheres* [Internet]. 2012 [citado 31 de janeiro de
2051 2025];117(D17). Disponível em:
2052 <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2012JD018143>
- 2053 28. Gayathri M, Kavitha V. A Comparative Analysis of the Imputing of Missing Data on
2054 Air Pollution. Em: 2024 2nd International Conference on Networking and
2055 Communications (ICNWC) [Internet]. 2024 [citado 31 de janeiro de 2025]. p. 1–6.
2056 Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/abstract/document/10537524>
- 2057 29. CAMS. CAMS Documentation. 2024.
- 2058 30. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2018. Resolução Conama no 491,
2059 de 19 de novembro de 2018. Disponível em:
2060 [https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-](https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603)
2061 [/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-](https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603)
2062 [resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603](https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603)
- 2063 31. WHO. World Health Organization. 2021. WHO global air quality guidelines:
2064 particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and
2065 carbon monoxide. Disponível em:
2066 <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>
- 2067 32. Arranz MC, Moreno MFM, Medina AA, Capitán MA, Vaquer FC, Gómez AA. Health
2068 impact assessment of air pollution in Valladolid, Spain. *BMJ Open.* 1o de outubro
2069 de 2014;4(10):e005999.
- 2070 33. Colmer J, Hardman I, Shimshack J, Voorheis J. Disparities in PM_{2.5} air pollution in
2071 the United States. *Science.* 2020;369(6503):575–8.
- 2072 34. IEMA. Instituto de Energia e Meio Ambiente. 2024. Dimensionamento da Rede
2073 Básica de Monitoramento da Qualidade do Ar no Brasil – Cenários Iniciais.
2074 Disponível em: [https://energiaeambiente.org.br/produto/dimensionamento-da-](https://energiaeambiente.org.br/produto/dimensionamento-da-rede-basica-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil-cenarios-iniciais)
2075 [rede-basica-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil-cenarios-iniciais](https://energiaeambiente.org.br/produto/dimensionamento-da-rede-basica-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil-cenarios-iniciais)
- 2076 35. Alahmad B, Khraishah H, Althalji K, Borchert W, Al-Mulla F, Koutrakis P.
2077 Connections Between Air Pollution, Climate Change, and Cardiovascular Health.
2078 *Can J Cardiol.* 1o de setembro de 2023;39(9):1182–90.
- 2079 36. D’Amato G, D’Amato M. Climate change, air pollution, pollen allergy and extreme
2080 atmospheric events. *Curr Opin Pediatr.* 1o de junho de 2023;35(3):356–61.

- 2081 37. The Lancet Respiratory Medicine. Air pollution, climate change, and lung health in
2082 Europe. *Lancet Respir Med.* 1o de outubro de 2023;11(10):851.
- 2083 38. Tran HM, Tsai FJ, Lee YL, Chang JH, Chang LT, Chang TY, et al. The impact of air
2084 pollution on respiratory diseases in an era of climate change: A review of the current
2085 evidence. *Sci Total Environ.* 10 de novembro de 2023;898:166340.
- 2086 39. Brum AN, Brum R de L, Bonifácio A da S, da Silva Júnior FMR, Zhang L. Impact of
2087 temperature increase on air pollutants - A case study in a small city in southern
2088 Brazil. *Case Stud Chem Environ Eng.* 1o de junho de 2024;9:100624.
- 2089 40. de Moura FR, Machado PDW, Ramires PF, Tavella RA, Carvalho H, da Silva Júnior
2090 FMR. In the line of fire: Analyzing burning impacts on air pollution and air quality
2091 in an Amazonian city, Brazil. *Atmospheric Pollut Res.* 1o de abril de
2092 2024;15(4):102033.
- 2093 41. Leão MLP, Zhang L, da Silva Júnior FMR. Effect of particulate matter (PM_{2.5} and
2094 PM₁₀) on health indicators: climate change scenarios in a Brazilian metropolis.
2095 *Environ Geochem Health.* 1o de maio de 2023;45(5):2229–40.
- 2096 42. Dijkstra L, Hamilton E, Lall S, Wahba S. World Bank. 2020. How do we define cities,
2097 towns, and rural areas? Disponível em:
2098 [https://blogs.worldbank.org/en/sustainablecities/how-do-we-define-cities-towns-](https://blogs.worldbank.org/en/sustainablecities/how-do-we-define-cities-towns-and-rural-areas)
2099 [and-rural-areas](https://blogs.worldbank.org/en/sustainablecities/how-do-we-define-cities-towns-and-rural-areas)
- 2100 43. Vieira AB, Roma CM, Miyazaki VK. CIDADES MÉDIAS E PEQUENAS: UMA
2101 LEITURA GEOGRÁFICA. *Cad Prudentino Geogr.* 2007;1(29):135–56.
- 2102 44. Deryugina T, Heutel G, Miller NH, Molitor D, Reif J. The Mortality and Medical
2103 Costs of Air Pollution: Evidence from Changes in Wind Direction. *Am Econ Rev.*
2104 dezembro de 2019;109(12):4178–219.
- 2105 45. Ramires PF, Dos Santos M, Paz-Montelongo S, Rubio-Armendáriz C, Adamatti D,
2106 Fiasconaro ML, et al. Multiple exposure pathways and health risk assessment of
2107 potentially harmful elements for children and adults living in a coal region in Brazil.
2108 *Environ Geochem Health.* fevereiro de 2023;45(2):305–18.
- 2109 46. Romanello M, Napoli C di, Green C, Kennard H, Lampard P, Scamman D, et al. The
2110 2023 report of the Lancet Countdown on health and climate change: the imperative
2111 for a health-centred response in a world facing irreversible harms. *The Lancet.* 16
2112 de dezembro de 2023;402(10419):2346–94.
- 2113 47. Zhao C, Liu B, Piao S, Wang X, Lobell DB, Huang Y, et al. Temperature increase
2114 reduces global yields of major crops in four independent estimates. *Proc Natl Acad*
2115 *Sci U S A.* 2017;114(35):9326–31.
- 2116 48. Zhang P, Deschenes O, Meng K, Zhang J. Temperature effects on productivity and
2117 factor reallocation: Evidence from a half million chinese manufacturing plants. *J*
2118 *Environ Econ Manag.* 1o de março de 2018;88:1–17.
- 2119 49. Carleton TA, Hsiang SM. Social and economic impacts of climate. *Science.* 9 de

- 2120 setembro de 2016;353(6304):aad9837.
- 2121 50. Zhang X, Yan B. Climate change and city size: the role of temperature difference in
2122 the spatial distribution of China's population. *Environ Sci Pollut Res.* 1o de
2123 novembro de 2022;29(54):82232–42.
- 2124 51. Handhayani T. An integrated analysis of air pollution and meteorological conditions
2125 in Jakarta. *Sci Rep.* 9 de abril de 2023;13(1):5798.
- 2126 52. Tavella RA, El Koury Santos J, de Moura FR, da Silva Júnior FMR. Better
2127 understanding the behavior of air pollutants at shutdown times - results of a short
2128 full lockdown. *Int J Environ Health Res.* dezembro de 2023;33(12):1525–32.
- 2129 53. Zeren Y, Zhou B, Zheng Y, Jiang F, Lyu X, Xue L, et al. Does Ozone Pollution Share
2130 the Same Formation Mechanisms in the Bay Areas of China? *Environ Sci Technol.*
2131 18 de outubro de 2022;56(20):14326–37.
- 2132 54. Wang H, Tian M, Chen Y, Shi G, Liu Y, Yang F, et al. Seasonal characteristics,
2133 formation mechanisms and source origins of PM_{2.5} in two megacities in Sichuan
2134 Basin, China. *Atmospheric Chem Phys.* 24 de janeiro de 2018;18(2):865–81.
- 2135 55. Efe B. Air quality improvement and its relation to mobility during COVID-19
2136 lockdown in Marmara Region, Turkey. *Environ Monit Assess.* 7 de março de
2137 2022;194(4):255.
- 2138 56. Kolluru SSR, Patra AK, Nazneen, Shiva Nagendra SM. Association of air pollution
2139 and meteorological variables with COVID-19 incidence: Evidence from five
2140 megacities in India. *Environ Res.* 1o de abril de 2021;195:110854.
- 2141 57. Saadi D, Tirosh E, Schnell I. The Relationship between City Size and Carbon
2142 Monoxide (CO) Concentration and Their Effect on Heart Rate Variability (HRV).
2143 *Int J Environ Res Public Health.* 18 de janeiro de 2021;18(2):788.
- 2144 58. Fasola S, Maio S, Baldacci S, La Grutta S, Ferrante G, Forastiere F, et al. Short-Term
2145 Effects of Air Pollution on Cardiovascular Hospitalizations in the Pisan
2146 Longitudinal Study. *Int J Environ Res Public Health.* 28 de janeiro de
2147 2021;18(3):1164.
- 2148 59. Faurie C, Varghese BM, Liu J, Bi P. Association between high temperature and
2149 heatwaves with heat-related illnesses: A systematic review and meta-analysis. *Sci*
2150 *Total Environ.* 15 de dezembro de 2022;852:158332.
- 2151 60. Gasparrini A, Guo Y, Hashizume M, Lavigne E, Zanobetti A, Schwartz J, et al.
2152 Mortality risk attributable to high and low ambient temperature: a multicountry
2153 observational study. *The Lancet.* 25 de julho de 2015;386(9991):369–75.
- 2154 61. Cortes TR, Silveira IH, de Oliveira BFA, Bell ML, Junger WL. Short-term association
2155 between ambient air pollution and cardio-respiratory mortality in Rio de Janeiro,
2156 Brazil. *PLOS ONE.* 16 de fevereiro de 2023;18(2):e0281499.
- 2157 62. Hekmatpour P, Leslie CM. Ecologically unequal exchange and disparate death rates

- 2158 attributable to air pollution: A comparative study of 169 countries from 1991 to
2159 2017. *Environ Res.* 1o de setembro de 2022;212:113161.
- 2160 63. Norheim K, Oppong JR. Mapping Health Fragility and Vulnerability in Air
2161 Pollution–Monitoring Networks in Dallas–Fort Worth. *Int J Environ Res Public*
2162 Health. 18 de janeiro de 2023;20(3):1807.
- 2163 64. Du S, He C, Zhang L, Zhao Y, Chu L, Ni J. Policy implications for synergistic
2164 management of PM2.5 and O3 pollution from a pattern-process-sustainability
2165 perspective in China. *Sci Total Environ.* 15 de março de 2024;916:170210.
- 2166 65. Nguyen Thi Khanh H, Rigau-Sabadell M, Khomenko S, Pereira Barboza E, Cirach
2167 M, Duarte-Salles T, et al. Ambient air pollution, urban green space and childhood
2168 overweight and obesity: A health impact assessment for Barcelona, Spain. *Environ*
2169 *Res.* 1o de janeiro de 2025;264:120306.
- 2170

5.3. Manuscript 3

**Impact of temperature increase on air pollution and cardiorespiratory outcomes:
A nationwide study**

Rodrigo de Lima Brum ¹, Alicia da Silva Bonifácio ¹, Ronan Adler Tavella ², Júlia
Oliveira Penteado ¹, Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior ^{1,3,*}

1 – Universidade Federal do Rio Grande - FURG, Rio Grande, RS, 96203-900, Brazil

2 – Universidade de São Paulo - UNIFESP, Diadema, SP, 09913-030, Brazil

3 – Universidade Federal de Alagoas - UFAL, Maceió, AL, 57072-970, Brazil

* **Corresponding author:** Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior
(f.m.r.silvajunior@gmail.com)

Abstract

Air pollution remains a critical global health challenge, disproportionately affecting low- and middle-income countries where rapid urbanization and climatic variations or changes converge. This study provides a assessment of the interplay between rising global temperatures and particulate matter concentrations (PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁) across all 27 Brazilian state capitals, filling a vital gap in South American climate-health research. Utilizing satellite-derived data from the Copernicus Atmosphere Monitoring Service (2019 to 2023) and mortality records from official open-access repository that consolidates comprehensive health databases, we employed the Random Forest algorithm to model future pollution scenarios based on IPCC-projected temperature increases of +2 °C and +4 °C. Health impact assessments were conducted to estimate attributable deaths for seven cardiorespiratory outcomes. Future scenarios indicate a significant rise in pollutant levels nationwide, with the North region emerging as a critical hotspot where concentrations could triple under a +4 °C increase. While the Southeast region maintains the highest absolute mortality due to population density, the North faces the most acute environmental risk. Notably, PM₁ was the primary driver of attributable mortality at +2 °C, while PM₁₀ predominated at +4 °C, indicating a change in atmospheric dynamics under extreme warming. These findings emphasize the urgent need for region-specific adaptation strategies, the reduction of biomass burning, and the implementation of predictive healthcare interventions. Ultimately, the synergistic effects of climate change demand a shift toward proactive environmental surveillance to protect vulnerable populations from the escalating toxicological burden across Brazil.

Keywords: Climate Change; Air Pollution; Particulate Matter; Machine Learning; Brazil

Introduction

Air pollution is a complex phenomenon arising from the synergistic combination of vehicular traffic emissions, industrial activities, and natural sources. This issue stands as a critical public health challenge affecting the global population. According to the World Health Organization (WHO), nearly the entire global population breathes air that exceeds the updated 2021 air quality guidelines, with low- and middle-income countries bearing the disproportionate burden of this exposure (WHO, 2022). Furthermore, the WHO identifies particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), nitrogen oxides (NO_x), sulfur dioxide (SO₂), and ozone (O₃) as the most critical atmospheric pollutants. It is estimated that exposure to these pollutants (both ambient and household) is responsible for approximately 7 million premature deaths annually (WHO, 2021).

As air quality deteriorates, there is growing concern among public health authorities regarding the detrimental health impacts and the substantial financial costs associated with increased hospitalization and mortality rates (Héroux et al., 2015). By 2018, the primary causes of mortality linked to air pollution included ischemic heart disease (34%), respiratory infections (21%), stroke (20%), chronic obstructive pulmonary disease (18%), and lung cancer (7%) (WHO, 2018a, 2018b, 2018c). Furthermore, according to the Global Burden of Disease study, chronic respiratory diseases represent the third leading cause of global mortality, accounting for approximately 4 million deaths (95% CI: 3.6 to 4.3). During the same period, the global prevalence of these conditions reached 454.6 million cases (Momtazmanesh et al., 2023).

Moreover, air pollution has recently been associated with a wide spectrum of emerging health concerns. These include mental and behavioral disorders (Carter et al., 2022; Solmi et al., 2022; Zeidan et al., 2022), diseases of the nervous system (Cory-Slechta et al., 2023; Flood-Garibay et al., 2023), dermatological conditions (Pan et al., 2023), ocular disorders (Lin et al., 2022), chronic kidney disease (Da Silva et al., 2026) and adverse neonatal outcomes (Palma et al., 2022; Pejhan et al., 2019).

A critical factor that exacerbates the negative effects of atmospheric pollution is climate change. Numerous studies have investigated the interplay between air pollution and meteorological variability concerning their impacts on health, including respiratory diseases (D'Amato & D'Amato, 2023), cardiovascular disorders (Alahmad et al., 2023), and neurological conditions (Louis et al., 2023), among others. Consequently, modeling

and scenario forecasting are employed to simulate variations in meteorological parameters, aiming to understand the impacts of climate change on air pollution and, by extension, on human health (Adler Tavella et al., 2025; Brum et al., 2024, 2025; de Lima Brum et al., 2025; Leão et al., 2023).

The synergistic application of machine learning algorithms, such as Random Forest, in conjunction with IPCC-projected scenarios, establishes a methodological framework for understanding the health impacts of climate change. This approach enables the modeling of future scenarios based on increases in temperature and the subsequent alteration of fundamental meteorological variables, including atmospheric pressure, relative humidity, ultraviolet radiation indices, and wind speed. Given this context, the objectives of this study are twofold: (1) to estimate the impact of rising temperatures on atmospheric pollutant concentrations; and (2) to assess the consequences of air pollution across various health outcomes within Brazilian capitals.

Methodology

Study area

This study evaluates the capitals of the 27 federative units of Brazil (Table 1). The national territory extends over 8,000 km, resulting in exacerbated climatic and socioeconomic disparities across the country's five geographical regions. Regarding climate, the North and Northeast regions exhibit relatively constant mean annual temperatures, as most of their states are situated near the Equator. Conversely, states located further south experience a broader thermal amplitude, with more clearly defined seasons. From an economic perspective, the Southeast region stands out, housing states such as São Paulo and Rio de Janeiro. In 2023, the state of São Paulo alone achieved a Gross Domestic Product (GDP) of approximately US\$ 700 billion (equivalent to nearly 3.5 trillion Brazilian Reais), followed by Rio de Janeiro, which recorded less than half that amount.

Table 1. Description of Brazilian capitals according to their respective states and regions.

Region	State	Capital	Population (2022)
North	RO	Porto Velho	460,413
	AC	Rio Branco	364,756
	AM	Manaus	2,063,547
	RR	Boa Vista	413,486
	PA	Belém	1,303,389
	AP	Macapá	442,933
	TO	Palmas	302,692
Northeast	MA	São Luís	1,037,775
	PI	Teresina	866,3
	CE	Fortaleza	2,428,678
	RN	Natal	751,3
	PB	João Pessoa	833,932
	PE	Recife	1,488,920
	AL	Maceió	957,916
	SE	Aracaju	602,757
	BA	Salvador	2,418,005
Southeast	MG	Belo Horizonte	2,315,560
	ES	Vitória	322,869
	RJ	Rio de Janeiro	6,211,423
	SP	São Paulo	11,451,245
South	PR	Curitiba	1,773,733
	SC	Florianópolis	537,213
	RS	Porto Alegre	1,332,570
Midwest	MS	Campo Grande	897,938
	MT	Cuiabá	650,912
	GO	Goiânia	1,437,237
	DF	Brasília	2,817,068

Data sample

Atmospheric pollution levels and meteorological variables were obtained from satellite-derived data via the Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) (Inness et al., 2019). Data provided by CAMS are rigorously validated and widely utilized in time-series analyses, particularly in regions lacking traditional ground-based monitoring stations. CAMS provides air quality information with high spatial (0.1°) and vertical resolution (up to seven levels, from the surface to 5000 m) through an atmospheric modeling system composed of nine distinct chemistry and transport models (Schneider et al., 2022). For the present study, the selected pollutants included PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁, while the meteorological variables comprised temperature, relative humidity, atmospheric pressure, and wind speed.

Health-related information was retrieved from the Plataforma de Ciência de Dados Aplicada à Saúde (PCDaS), an official open-access repository that consolidates comprehensive health databases, including mortality and morbidity records (FIOCRUZ, 2025). For this research, seven outcomes associated with particulate matter exposure were selected based on the International Classification of Diseases, 10th Revision (ICD-10) codes. These outcomes include: (1) All-cause mortality for adults aged 30 years and older (A00-R99); (2) mortality from Chronic Obstructive Pulmonary Disease (COPD) for adults aged 30 years and older (J40-J47); (3) mortality from Ischemic Heart Disease (IHD) for adults aged 25 years and older (I20-I25); (4) mortality from Lung Cancer (LC) for adults aged 25 years and older (C33-C34); and (5) mortality from Stroke for adults aged 25 years and older (I60-I69) (Begou & Kassomenos, 2022).

The temporal scope for both environmental and health data collection spans from 2019 to 2023. This period was selected to provide a sufficient dataset for the training and validation of the machine learning models. Furthermore, the 2023 threshold was established to ensure data integrity and reliability because health databases frequently undergo retrospective re-analysis and data cleaning, meaning that the inclusion of more recent years could compromise the stability of the epidemiological estimates.

Modeling of Future Scenarios

The scenarios evaluated in this study are based on the projections of the Intergovernmental Panel on Climate Change Sixth Assessment Report (AR6) (IPCC, 2021). The AR6 framework utilizes Shared Socio-economic Pathways (SSPs), which integrate socio-economic developments with radiative forcing trajectories. For instance, the SSP1-2.6 scenario represents a low greenhouse gas (GHG) emission pathway designed to limit global warming to below 2 °C by the end of the century. Conversely, the SSP5-8.5 scenario assumes a very high GHG emission trajectory, potentially leading to a global temperature increase exceeding 4 °C. Consequently, our study incorporates three distinct atmospheric conditions: (1) a baseline scenario (observed data); (2) a conservative scenario (representing a 2 °C increase); and (3) a high-emission scenario (representing a 4 °C increase).

Prior to estimating pollutant levels through machine learning, a future atmospheric profile was synthesized to harmonize the impact of temperature increases on other meteorological variables, such as relative humidity, atmospheric pressure, and wind speed. To achieve this, a predictive adjustment model was applied to each capital, where the specific temperature increments (+2 °C and +4 °C) were used to recalibrate the associated meteorological parameters based on their historical covariance. This procedure ensured that the projected atmosphere for each city remained physically consistent with regional climatic patterns before being processed by the Random Forest algorithm.

The Random Forest (RF) algorithm was selected to estimate future particulate matter concentrations due to its superior performance in modeling non-linear relationships and its robustness against high-variance datasets (Bonifácio et al., 2025). Unlike traditional linear regression, RF effectively handles complex environmental data structures. To enhance the sensitivity of the analysis, pollutant concentrations were incorporated using a 3-day lag structure (lag 0-2). Furthermore, a minimum threshold of 50 total deaths per outcome was established as an inclusion criterion for the capitals to ensure statistical stability in the coefficient estimations. Finally, the concentration-response functions (β) were calculated based on a 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increment in atmospheric pollutants.

Health Impact Assessment

The Health Impact Assessment was conducted in three sequential stages. First, the

Relative Risk (RR) was estimated based on the coefficients (β) derived from the models, assuming a linear relationship for every $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in pollutant concentration (ΔC) (Equation 1). Subsequently, the Attributable Fraction (AF) was calculated to represent the proportion of deaths that could be avoided if pollutant levels remained at the baseline (Equation 2). Finally, the total number of attributable deaths (AD) for each specific outcome was determined by multiplying the AF by the observed baseline mortality (N) (Equation 3).

$$RR = e^{\beta * (\frac{\Delta C}{10})} \quad (1)$$

$$AF = \frac{(RR - 1)}{RR} \quad (2)$$

$$AD = AF * N \quad (3)$$

Software and Statistical Tools

Data extraction, preprocessing, and the implementation of the Random Forest models were conducted using RStudio (RStudio Team, 2025). The statistical modeling, including the calculation of concentration-response functions and attributable deaths, was performed using the R programming language (R version 4.5.1). Finally, all high-resolution graphical representations were generated using GraphPad Prism (8.2.1)

Results

Annual atmospheric pollutant concentrations for each city are detailed in the Supplementary Material (Table S1). Analysis of the mean concentrations across the investigated regions (Figure 1) revealed a stable temporal pattern over the five-year study period for four of the regions. The exception was the North region, where annual means fluctuated between 29.53 and 29.35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} , 16.85 and 21.57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2.5}$, and 12.43 and 16.47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_1 . On the other hand, the Southeast region consistently exhibited elevated levels throughout the investigated period, reaching maximum values of 28.16, 19.68, and 16.16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, and PM_1 , respectively. The remaining regions showed lower concentrations in comparison to the North and Southeast.

The predictive models for the +2 °C and +4 °C scenarios demonstrated an increase in the levels of all pollutants across every city investigated. Notably, the North region exhibited concentration levels nearly double those of other regions under the +2 °C scenario. In the more extreme +4 °C warming scenario, particulate matter levels in the North were found to be three times higher than those in the Midwest region, which consistently presented the lowest concentrations of atmospheric pollutants.

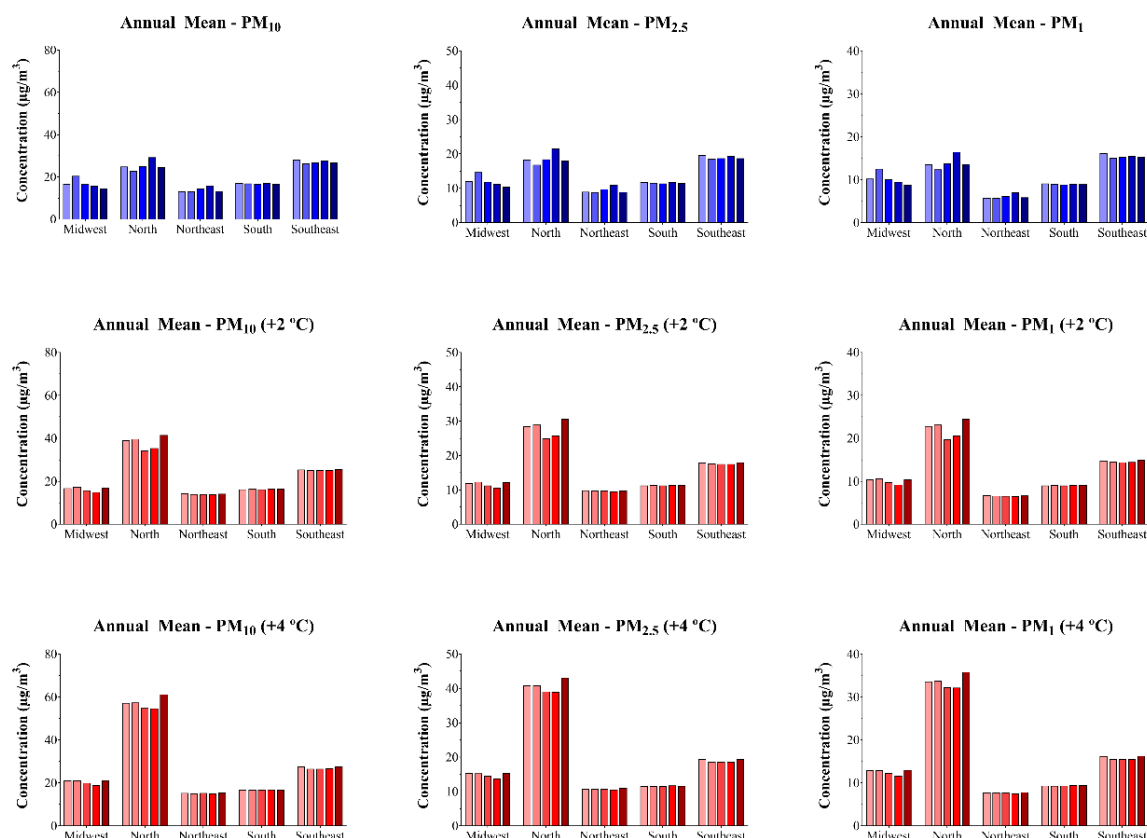


Figure 1. Annual mean particulate matter concentrations (PM_{10} , $PM_{2.5}$, and PM_1) across the 27 Brazilian state capitals, grouped by the five geographical regions and years (2019-2023).

The future atmospheric profile, synthesized from the mean meteorological variables over the study period (2019–2023), is presented in Table 2. As expected, the lowest mean temperatures were identified in the South region, whereas the highest means were observed in the North and Northeast regions. Regarding relative humidity, the South region exhibited the highest mean during the period, followed by the Southeast. Furthermore, the Northeast region presented a mean wind speed nearly twice as high as that of the Midwest.

Table 2. Annual mean (2019-2023) of meteorological variables within the future atmospheric projection model.

City	Temperature (°C)	Atmospheric Pressure	Relative Humidity	Wind Speed
Midwest	26,57	946,63	63,83	1,85
BRASILIA	24,78	908,22	61,17	1,73

CAMPO GRANDE	26,30	959,06	64,23	2,15
CUIABA	28,61	972,61	66,07	1,68
GOIANIA	25,58	924,56	60,85	1,70
North	29,00	997,56	69,39	2,17
BELEM	29,14	1007,60	70,61	2,71
BOA VISTA	29,60	995,85	60,94	2,78
MACAPA	29,27	1009,51	77,12	3,18
MANAUS	29,20	1005,35	70,99	1,74
PALMAS	29,35	977,68	52,43	1,91
PORTO VELHO	28,59	999,36	73,98	1,29
RIO BRANCO	27,84	987,57	79,66	1,56
Northeast	28,39	992,92	69,65	3,85
ARACAJU	28,25	998,64	74,09	3,53
FORTALEZA	29,48	1001,05	61,58	6,23
JOAO PESSOA	27,96	1000,25	76,71	3,38
MACEIO	27,41	990,36	75,77	3,15
NATAL	28,63	1007,54	76,56	4,69
RECIFE	27,94	999,33	75,55	3,25
SALVADOR	28,17	1002,19	77,21	3,73
SAO LUIS	29,55	1009,31	67,24	6,12
TERESINA	30,89	995,98	50,93	2,75
South	21,90	983,88	80,80	2,79
CURITIBA	20,71	938,65	81,97	1,83
FLORIANOPOLIS	23,24	1005,26	82,50	3,03
PORTO ALEGRE	21,77	1007,72	77,91	3,52
Southeast	24,55	959,93	75,77	2,58
BELO HORIZONTE	24,52	923,23	65,55	1,91
RIO DE JANEIRO	25,29	982,88	78,61	2,20
SAO PAULO	22,66	938,83	75,61	2,02
VITORIA	25,76	994,80	83,32	4,20

2392

2393 The number of recorded deaths for each region during the study period is presented
2394 in Table 3. The Southeast region exhibits the highest absolute mortality across all
2395 evaluated outcomes, accounting for approximately 45% to 55% of the total deaths. On
2396 the other hand, the North region presents the lowest mortality percentages relative to the
2397 national total, with values near 7% for All Natural Causes, Ischemic Heart Diseases
2398 (IHD), and Lung Cancer (LC).

2399

2400 Table 3. Total deaths by health outcome across the 27 Brazilian state capitals, grouped
2401 by the five geographical regions (2019-2023).

Region	All Natural Causes	Chapter IX	Chapter X	COPD	IHD	LC	Stroke
Midwest	159475	41921	15755	6342	14541	3729	11758
North	147432	33568	17737	4217	9934	2790	11811
Northeast	373086	98143	41957	8848	30106	8054	30514
South	132808	32006	9641	5788	10286	4680	9716
Southeast	785190	220975	100355	21007	73905	17628	52200
Brazil	1597991	426613	185445	46202	138772	36881	115999

Chapter IX: Circulatory Diseases
 Chapter X: Respiratory Diseases
 COPD: Chronic Obstructive Pulmonary Disease
 IHD: Ischemic Heart Disease
 LC: Lung Cancer

Table 4 presents the number of deaths attributable to particulate matter for all studied outcomes between 2019 and 2023 under the +2 °C temperature increase scenario. Following the rise in temperature, PM₁ exhibited the highest number of attributable deaths across all outcomes when compared to larger particles. These results indicate that respiratory diseases (Chapter X) are more strongly associated with the three types of particulate matter than circulatory diseases (Chapter IX). Among specific outcomes, Ischemic Heart Disease (IHD) and Stroke presented the highest number of deaths related to particulate matter exposure.

Table 4. Total deaths by health outcome associated with PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ across the 27 Brazilian state capitals, projected for the +2 °C scenario and grouped by geographical regions.

Region	All Natural Causes	Chapter IX	Chapter X	COPD	IHD	LC	Stroke
Scenario +2° - PM₁₀							
Midwest	348.38	19.65	132.28	0.00	7.43	140.34	0.00
North	6137.00	726.34	586.84	60.58	339.68	15.39	434.01
Northeast	7294.72	2154.42	880.36	200.35	829.99	605.88	936.92
South	0.00	710.55	45.96	89.37	718.77	81.71	487.81
Southeast	4403.48	356.68	2512.33	914.73	601.67	379.21	415.66
Brazil	18183.59	3967.64	4157.77	1265.02	2497.53	1222.53	2274.40
Scenario +2° - PM_{2.5}							
Midwest	371.78	20.09	134.43	0.00	7.53	135.18	0.00
North	5442.08	627.08	536.86	63.52	309.46	16.72	390.31
Northeast	7971.66	2238.62	1025.94	154.05	802.12	568.37	802.41
South	0.00	697.86	55.88	86.00	720.44	93.60	484.27
Southeast	4142.10	394.76	2452.12	914.47	618.90	376.88	409.91
Brazil	17927.62	3978.41	4205.23	1218.03	2458.44	1190.75	2086.90
Scenario +2° - PM₁							
Midwest	371.54	20.58	134.86	0.00	6.61	134.96	0.00
North	6492.10	1001.83	677.60	56.21	449.95	15.81	502.85
Northeast	8751.41	2057.20	1487.75	109.06	835.68	606.42	937.51
South	0.00	694.07	60.33	73.87	709.05	145.30	467.31

Southeast	3564.19	450.88	2376.61	902.44	623.00	362.37	429.07
Brazil	19179.24	4224.55	4737.15	1141.57	2624.29	1264.85	2336.74

Similarly, Table 5 presents the number of deaths per outcome under the +4 °C temperature increase scenario. However, in contrast to the +2 °C scenario, PM₁₀ was the pollutant associated with the highest number of deaths across all outcomes, with the exception of Chapter X. It is important to note that negative values, resulting from negative Attributable Fractions, do not imply that pollution acts as a protective factor; therefore, these values were set to zero.

Table 5. Total deaths by health outcome associated with PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ across the 27 Brazilian state capitals, projected for the +4 °C scenario and grouped by geographical regions.

Region	All Natural Causes	Chapter IX	Chapter X	COPD	IHD	LC	Stroke
Scenario +4° - PM₁₀							
Midwest	344.89	20.07	135.63	0.00	7.57	136.95	0.00
North	4452.10	527.57	416.06	47.20	243.68	10.58	311.53
Northeast	7622.68	2197.17	891.05	200.11	838.21	619.72	975.45
South	0.00	723.13	47.90	92.16	725.78	82.26	499.84
Southeast	4800.85	346.50	2907.12	1019.59	603.79	386.54	485.65
Brazil	17220.53	3814.44	4397.77	1359.06	2419.04	1236.06	2272.46
Scenario +4° - PM_{2.5}							
Midwest	371.59	20.77	139.19	0.00	7.72	133.26	0.00
North	4057.64	464.79	395.43	51.60	230.38	11.73	277.99
Northeast	7979.53	2188.18	1029.68	158.35	775.83	570.79	818.55
South	0.00	706.00	58.62	88.70	721.41	94.82	495.16
Southeast	4515.38	374.38	2846.38	1015.40	614.19	380.46	480.04
Brazil	16924.14	3754.12	4469.31	1314.05	2349.53	1191.05	2071.74
Scenario +4° - PM₁							
Midwest	368.03	20.82	137.36	0.00	6.61	131.84	0.00
North	4423.45	705.64	447.87	41.48	310.07	10.60	355.30
Northeast	8081.01	1953.54	1392.47	117.37	769.01	560.23	934.89
South	0.00	690.74	63.42	76.17	693.19	146.34	475.50
Southeast	3912.88	406.58	2756.95	991.51	612.90	357.89	498.19
Brazil	16785.36	3777.32	4798.07	1226.54	2391.77	1206.90	2263.88

Discussion

This study provides a assessment of the interplay between rising global temperatures and atmospheric pollution across Brazilian capitals. Our findings reveal a critical regional disparity, particularly in the North region, where future climate scenarios (+4 °C) could triple particulate matter concentrations, posing a severe threat to public health. This may occur because the Northern region of the country presents a recent history of wildfires, characterized by high peaks in particulate matter concentration, which consequently influences the predictive models. In general, the observed concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} exceeded the thresholds established by the WHO (annual means of 15 µg/m³ and 5 µg/m³, respectively) across nearly all cities throughout the study period. In the Northeast region, PM₁₀ levels remained close to the 15 µg/m³ threshold under both the baseline and the +4 °C scenarios, notably exhibiting a slight reduction in the +2 °C projection.

Although the Southeast is the most populous and industrialized region in the country, leading to the expectation of higher pollutant levels, the North region exhibited the highest concentrations of PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁, particularly under the projected temperature increase scenarios. In the baseline period, the peak PM₁₀ concentration occurred in 2022, which may be attributed to the extensive wildfires in the Amazon region during that time (Brum et al., 2023; de Moura & da Silva Júnior, 2023). Furthermore, the interannual variability observed across the five-year study period likely stems from these episodic peaks in particulate matter generated by biomass burning.

Although the fluctuations in particulate matter levels highlighted certain model limitations, the application of Random Forest has consistently outperformed traditional models, such as Support Vector Machine (SVM) and K-Nearest Neighbors (KNN), in scenarios characterized by significant database variability (Bonifácio et al., 2025). These alternative models are generally more suitable for contexts where the pollution datasets do not exhibit a high frequency of temporal spikes during the training phase (Brum et al., 2024, 2025).

The shift in the primary driver of attributable mortality from PM₁ in the +2 °C scenario to PM₁₀ in the +4 °C scenario suggests that extreme warming may alter atmospheric dynamics, potentially increasing the prevalence of larger suspended particles. Meteorological conditions play a pivotal role in the transport dynamics of

atmospheric pollutants. This interaction is further intensified in the case of particulate matter, where physical characteristics, such as particle size distribution, morphology, and density, govern its atmospheric behavior. Due to this size heterogeneity, wind direction and velocity can either transport or deposit particles according to their mass and dimensions, therefore fine fractions tend to travel longer distances, whereas coarse particles are more susceptible to gravitational deposition near emission sources (Neder et al., 2022; Sharma et al., 2022).

While the Southeast region bears the highest absolute burden of attributable deaths due to its population density, the North region faces the most acute environmental risk, with projected pollutant increments that far exceed national averages. In certain combinations of temperature increase scenarios, health outcomes, and pollutants, the number of attributable deaths in the North region exceeds those in the Southeast, despite the North having a significantly smaller population.

These results emphasize that climate change mitigation is inextricably linked to air quality management and public health preservation in Brazil. The transition from the +2 °C to the +4 °C scenario not only escalates mortality rates but also shifts the toxicological profile of particulate exposure, demanding region-specific adaptation strategies. By employing a Random Forest framework, this study captures non-linear atmospheric responses that traditional models often overlook, providing a more accurate blueprint for future health interventions. Ultimately, the disproportionate impact observed in the North region serves as a stark warning, once without targeted policies to curb biomass burning and enhance environmental surveillance, the effect of global warming and air pollution will exacerbate existing regional health inequalities.

From a public health perspective, it is fundamental to emphasize the need for strategic management regarding the variations in atmospheric pollutants and meteorological variables, including global warming. It is crucial for the healthcare system to be prepared to act predictively, rather than reactively, in the face of climatic adversities, especially in regions with a history of biomass burning. In an ideal scenario, health policies must anticipate these challenges to mitigate the adverse effects of rising pollution and temperature. To this end, scenario forecasting methodologies, such as the one presented in this study, serve as indispensable tools in addressing climate change and protecting vulnerable populations.

Conclusion

In conclusion, this study demonstrates that rising global temperatures significantly amplify the health risks associated with air pollution across Brazilian capitals, with the North region emerging as a critical hotspot where pollutant levels may triple under extreme warming. The observed shift in particulate matter exposure underscores the complexity of atmospheric dynamics and the urgent need for region-specific adaptation strategies. Based on the proposed modeling using Random Forest, our findings offer a vital tool for public health planning, emphasizing that the reduction of biomass burning and the implementation of predictive healthcare interventions are essential steps to mitigate the deleterious effects of climate change and protect the most vulnerable populations nationwide.

References

1. Adler Tavella, R., Scursone, G. F., dos Santos da Silva, L., Nadaleti, W. C., Adamatti, D. F., El Khouri Miraglia, S. G., & da Silva Júnior, F. M. R. (2025). Predicting air pollution changes due to temperature increases in two Brazilian capitals using machine learning—a necessary perspective for a climate resilient health future. *International Journal of Environmental Health Research*, 1–15.
2. Alahmad, B., Khraishah, H., Althalji, K., Borchert, W., Al-Mulla, F., & Koutrakis, P. (2023). Connections between air pollution, climate change, and cardiovascular health. *Canadian Journal of Cardiology*.
3. Begou, P., & Kassomenos, P. (2022). Burden of Natural-Cause and Cause-Specific Mortality Associated with Long-Term Exposure to PM_{2.5}: A Case Study in Attica Region, Greece. *Atmosphere*, 13(12). <https://doi.org/10.3390/atmos13122026>
4. Bonifácio, A. da S., Tavella, R. A., Brum, R. de L., Silveira, G. de O., Fernandes, R. C., Scursone, G. F., Machado, R. A., Adamatti, D. F., & Júnior, F. M. R. da S. (2025). Evaluating Machine Learning Models for Particulate Matter Prediction Under Climate Change Scenarios in Brazilian Capitals. *Atmosphere*, 16(9). <https://doi.org/10.3390/atmos16091052>
5. Brum, A. N., de Lima Brum, R., da Silva Bonifácio, A., da Silva Júnior, F. M. R., & Zhang, L. (2024). Impact of temperature increase on air pollutants-A case study in a small city in southern Brazil. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 9, 100624.
6. Brum, R. D. L., Tavella, R. A., Ramires, P. F., Santos, J. E. K., Klein, R. D., & Júnior, F. M. R. D. S. (2023). Ozone and PM_{2.5} behavior in small cities in southern Brazil. *VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde*, 35(1), 62–72.
7. Brum, R. de L., Penteado, J. O., Tavella, R. A., Nadaleti, W. C., Brum, A. N., They, N. H., Coronas, M. V., Klein, R. D., Pereira, N., & Silva Júnior, F. M. R. da. (2025). Effects of increased temperature on atmospheric pollutant levels and human health in small and medium-sized cities in southern Brazil. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering. Oxford. Vol. 11 (June 2025), art. 101170*.
8. Carter, S. A., Rahman, M. M., Lin, J. C., Shu, Y.-H., Chow, T., Yu, X., Martinez, M. P., Eckel, S. P., Chen, J.-C., Chen, Z., Schwartz, J., Pavlovic, N., Lurmann, F. W., McConnell, R., & Xiang, A. H. (2022). *In utero* exposure to near-roadway air pollution and autism spectrum disorder in children. *Environment International*, 158, 106898. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106898>
9. Cory-Slechta, D. A., Merrill, A., & Sobolewski, M. (2023). Air pollution–related neurotoxicity across the life span. *Annual review of pharmacology and toxicology*, 63, 143–163.

- 2552 10. Da Silva, I., Calderón, M. E. G., Peralta, A. D., Smolentzov, I., Wikuats, C. F. H.,
2553 Roelofs, J. J. T. H., Florquin, S., Sanches, T. R., Freitas, E. D., Kers, J., Tammaro,
2554 A., de Fatima Andrade, M., & Andrade, L. (2026). Chronic PM_{2.5} exposure and
2555 increased risk of hospitalization for kidney disease in São Paulo, Brazil. *Scientific*
2556 *Reports*, 16(1), 9256. <https://doi.org/10.1038/s41598-026-39558-5>
- 2557 11. D'Amato, G., & D'Amato, M. (2023). Climate change, air pollution, pollen
2558 allergy and extreme atmospheric events. *Current Opinion in Pediatrics*, 35(3),
2559 356–361.
- 2560 12. de Lima Brum, R., Penteado, J. O., Tavella, R. A., Nadaleti, W. C., Brum, A. N.,
2561 They, N. H., Coronas, M. V., Klein, R. D., Pereira, N., & da Silva Júnior, F. M.
2562 R. (2025). Effects of increased temperature on atmospheric pollutant levels and
2563 human health in small and medium-sized cities in southern Brazil. *Case Studies*
2564 *in Chemical and Environmental Engineering*, 11, 101170.
2565 <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2025.101170>
- 2566 13. de Moura, F. R., & da Silva Júnior, F. M. R. (2023). 2030 Agenda: Discussion on
2567 Brazilian priorities facing air pollution and climate change challenges.
2568 *Environmental Science and Pollution Research*, 30(3), 8376–8390.
- 2569 14. FIOCRUZ. (2025). *PCDaS: Plataforma de Ciência de Dados aplicada à Saúde*.
2570 Fundação Oswaldo Cruz. <https://pcdas.icict.fiocruz.br/>
- 2571 15. Flood-Garibay, J. A., Angulo-Molina, A., & Méndez-Rojas, M. Á. (2023).
2572 Particulate matter and ultrafine particles in urban air pollution and their effect on
2573 the nervous system. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 25(4), 704–
2574 726. <https://doi.org/10.1039/D2EM00276K>
- 2575 16. Héroux, M.-E., Anderson, H. R., Atkinson, R., Brunekreef, B., Cohen, A.,
2576 Forastiere, F., Hurley, F., Katsouyanni, K., Krewski, D., Krzyzanowski, M.,
2577 Künzli, N., Mills, I., Querol, X., Ostro, B., & Walton, H. (2015). Quantifying the
2578 health impacts of ambient air pollutants: Recommendations of a WHO/Europe
2579 project. *International Journal of Public Health*, 60(5), 619–627.
2580 <https://doi.org/10.1007/s00038-015-0690-y>
- 2581 17. Inness, A., Ades, M., Agustí-Panareda, A., Barré, J., Benedictow, A.,
2582 Blechschmidt, A.-M., Dominguez, J. J., Engelen, R., Eskes, H., Flemming, J.,
2583 Huijnen, V., Jones, L., Kipling, Z., Massart, S., Parrington, M., Peuch, V.-H.,
2584 Razinger, M., Remy, S., Schulz, M., & Suttie, M. (2019). The CAMS reanalysis
2585 of atmospheric composition. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(6), 3515–
2586 3556. <https://doi.org/10.5194/acp-19-3515-2019>
- 2587 18. IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution*
2588 *of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental*
2589 *Panel on Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- 2590 19. Leão, M. L. P., Zhang, L., & da Silva Júnior, F. M. R. (2023). Effect of particulate
2591 matter (PM_{2.5} and PM₁₀) on health indicators: Climate change scenarios in a
2592 Brazilian metropolis. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(5), 2229–

- 2593 2240. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01331-8>
- 2594 20. Lin, C.-C., Chiu, C.-C., Lee, P.-Y., Chen, K.-J., He, C.-X., Hsu, S.-K., & Cheng,
2595 K.-C. (2022). The adverse effects of air pollution on the eye: A review.
2596 *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(3), 1186.
- 2597 21. Louis, S., Carlson, A. K., Suresh, A., Rim, J., Mays, M., Ontaneda, D., & Dhawan,
2598 A. (2023). Impacts of climate change and air pollution on neurologic health,
2599 disease, and practice: A scoping review. *Neurology*, 100(10), 474–483.
- 2600 22. Momtazmanesh, S., Moghaddam, S. S., Ghamari, S.-H., Rad, E. M., Rezaei, N.,
2601 Shobeiri, P., Aali, A., Abbasi-Kangevari, M., Abbasi-Kangevari, Z., &
2602 Abdelmasseh, M. (2023). Global burden of chronic respiratory diseases and risk
2603 factors, 1990–2019: An update from the Global Burden of Disease Study 2019.
2604 *EClinicalMedicine*, 59.
- 2605 23. Neder, C., Fofonova, V., Androsov, A., Kuznetsov, I., Abele, D., Falk, U.,
2606 Schloss, I. R., Sahade, R., & Jerosch, K. (2022). Modelling suspended particulate
2607 matter dynamics at an Antarctic fjord impacted by glacier melt. *Journal of Marine*
2608 *Systems*, 231, 103734. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2022.103734>
- 2609 24. Palma, A., Petrunyk, I., & Vuri, D. (2022). Prenatal air pollution exposure and
2610 neonatal health. *Health Economics*, 31(5), 729–759.
- 2611 25. Pan, Z., Dai, Y., Akar-Ghibril, N., Simpson, J., Ren, H., Zhang, L., Hou, Y., Wen,
2612 X., Chang, C., & Tang, R. (2023). Impact of air pollution on atopic dermatitis: A
2613 comprehensive review. *Clinical Reviews in Allergy & Immunology*, 65(2), 121–
2614 135.
- 2615 26. Pejhan, A., Agah, J., Adli, A., Mehrabadi, S., Raoufinia, R., Mokamel, A.,
2616 Abroudi, M., Ghalenovi, M., Sadeghi, Z., & Bolghanabadi, Z. (2019). Exposure
2617 to air pollution during pregnancy and newborn liver function. *Chemosphere*, 226,
2618 447–453.
- 2619 27. RStudio Team. (2025). RStudio: Integrated Development Environment for R
2620 (Version 2025.05.1 Build 513). RStudio, PBC.
- 2621 28. Schneider, R., Masselot, P., Vicedo-Cabrera, A. M., Sera, F., Blangiardo, M.,
2622 Forlani, C., Douros, J., Jorba, O., Adani, M., Kouznetsov, R., Couvidat, F., Arteta,
2623 J., Raux, B., Guevara, M., Colette, A., Barré, J., Peuch, V.-H., & Gasparrini, A.
2624 (2022). Differential impact of government lockdown policies on reducing air
2625 pollution levels and related mortality in Europe. *Scientific Reports*, 12(1), 726.
2626 <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04277-6>
- 2627 29. Sharma, P., Peshin, S. K., Soni, V. K., Singh, S., Beig, G., & Ghosh, C. (2022).
2628 Seasonal dynamics of particulate matter pollution and its dispersion in the city of
2629 Delhi, India. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 134(2), 28.
2630 <https://doi.org/10.1007/s00703-021-00852-8>
- 2631 30. Solmi, M., Song, M., Yon, D. K., Lee, S. W., Fombonne, E., Kim, M. S., Park,
2632 S., Lee, M. H., Hwang, J., Keller, R., Koyanagi, A., Jacob, L., Dragioti, E., Smith,

- 2633 L., Correll, C. U., Fusar-Poli, P., Croatto, G., Carvalho, A. F., Oh, J. W., ...
 2634 Cortese, S. (2022). Incidence, prevalence, and global burden of autism spectrum
 2635 disorder from 1990 to 2019 across 204 countries. *Molecular Psychiatry*, 27(10),
 2636 4172–4180. <https://doi.org/10.1038/s41380-022-01630-7>
- 2637 31. WHO. (2018a). *Burden of disease from ambient air pollution for 2016*. World
 2638 Health Organization. [https://cdn.who.int/media/docs/default-source/air-](https://cdn.who.int/media/docs/default-source/air-pollution-documents/air-quality-and-health/aap_bod_results_may2018_final.pdf)
 2639 [pollution-documents/air-quality-and-health/aap_bod_results_may2018_final.pdf](https://cdn.who.int/media/docs/default-source/air-pollution-documents/air-quality-and-health/aap_bod_results_may2018_final.pdf)
- 2640 32. WHO. (2018b). *Burden of disease from household air pollution for 2016*. World
 2641 Health Organization. [https://cdn.who.int/media/docs/default-source/air-](https://cdn.who.int/media/docs/default-source/air-pollution-documents/air-quality-and-health/hap_bod_results_may2018_final.pdf)
 2642 [pollution-documents/air-quality-and-health/hap_bod_results_may2018_final.pdf](https://cdn.who.int/media/docs/default-source/air-pollution-documents/air-quality-and-health/hap_bod_results_may2018_final.pdf)
- 2643 33. WHO. (2018c). *Burden of disease from the joint effects of household and ambient*
 2644 *Air pollution for 2016*. World Health Organization.
 2645 [https://cdn.who.int/media/docs/default-source/air-quality-database/aqd-](https://cdn.who.int/media/docs/default-source/air-quality-database/aqd-2018/ap_joint_effect_bod_results_may2018.pdf)
 2646 [2018/ap_joint_effect_bod_results_may2018.pdf](https://cdn.who.int/media/docs/default-source/air-quality-database/aqd-2018/ap_joint_effect_bod_results_may2018.pdf)
- 2647 34. WHO. (2021). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM2.5 and*
 2648 *PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World
 2649 Health Organization. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>
- 2650 35. WHO. (2022). *Billions of people still breathe unhealthy air: New WHO data*.
 2651 World Health Organization. [https://www.who.int/news/item/04-04-2022-](https://www.who.int/news/item/04-04-2022-billions-of-people-still-breathe-unhealthy-air-new-who-data)
 2652 [billions-of-people-still-breathe-unhealthy-air-new-who-data](https://www.who.int/news/item/04-04-2022-billions-of-people-still-breathe-unhealthy-air-new-who-data)
- 2653 36. Zeidan, J., Fombonne, E., Scora, J., Ibrahim, A., Durkin, M. S., Saxena, S.,
 2654 Yusuf, A., Shih, A., & Elsabbagh, M. (2022). Global prevalence of autism: A
 2655 systematic review update. *Autism Research*, 15(5), 778–790.
 2656 <https://doi.org/10.1002/aur.2696>
- 2657

Supplementary Materials**Impact of temperature increase on air pollution and cardiorespiratory outcomes:
A nationwide study**

Rodrigo de Lima Brum ¹, Alicia da Silva Bonifácio ¹, Ronan Adler Tavella ², Júlia
Oliveira Penteado ¹, Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior ^{1,3,*}

1 – Universidade Federal do Rio Grande - FURG, Rio Grande, RS, 96203-900, Brazil

2 – Universidade de São Paulo - UNIFESP, Diadema, SP, 09913-030, Brazil

3 – Universidade Federal de Alagoas - UFAL, Maceió, AL, 57072-970, Brazil

Table S1. Observed annual concentrations of particulate matter for each investigated city.

2672 Table S1. Observed annual concentrations of particulate matter for each investigated city.

Region	State	Capital	Year	PM ₁₀	PM _{2.5}	PM ₁
Midwest	DF	BRASILIA	2019	18,16	12,94	11,03
Midwest	DF	BRASILIA	2020	16,41	11,67	9,89
Midwest	DF	BRASILIA	2021	21,72	15,49	13,24
Midwest	DF	BRASILIA	2022	18,51	13,18	11,09
Midwest	DF	BRASILIA	2023	16,46	11,66	9,91
Midwest	MS	CAMPO GRANDE	2019	10,99	7,88	6,70
Midwest	MS	CAMPO GRANDE	2020	13,38	9,64	8,19
Midwest	MS	CAMPO GRANDE	2021	11,72	8,38	7,16
Midwest	MS	CAMPO GRANDE	2022	11,75	8,40	7,10
Midwest	MS	CAMPO GRANDE	2023	12,21	8,76	7,37
Midwest	MT	CUIABA	2019	21,27	15,35	13,05
Midwest	MT	CUIABA	2020	31,63	22,87	19,58
Midwest	MT	CUIABA	2021	16,41	11,78	9,93
Midwest	MT	CUIABA	2022	17,27	12,45	10,39
Midwest	MT	CUIABA	2023	15,29	10,98	9,18
Northeast	GO	GOIANIA	2019	16,49	11,75	10,00
Northeast	GO	GOIANIA	2020	16,24	11,56	9,83
Northeast	GO	GOIANIA	2021	16,64	11,82	10,06
Northeast	GO	GOIANIA	2022	16,85	12,00	10,08
Northeast	GO	GOIANIA	2023	15,20	10,77	9,13
North	PA	BELEM	2019	21,46	16,00	10,10
North	PA	BELEM	2020	19,84	14,73	9,66
North	PA	BELEM	2021	21,60	15,71	10,79
North	PA	BELEM	2022	23,59	17,49	12,01
North	PA	BELEM	2023	23,12	16,89	11,94
North	RR	BOA VISTA	2019	20,22	15,30	9,70
North	RR	BOA VISTA	2020	18,10	13,77	8,61
North	RR	BOA VISTA	2021	19,10	14,73	8,66
North	RR	BOA VISTA	2022	18,34	13,89	8,48
North	RR	BOA VISTA	2023	17,85	13,59	8,64
North	AP	MACAPA	2019	17,95	13,68	7,15
North	AP	MACAPA	2020	16,07	12,13	6,51
North	AP	MACAPA	2021	15,93	11,97	6,62
North	AP	MACAPA	2022	16,54	12,51	6,87
North	AP	MACAPA	2023	15,94	11,92	6,67
North	AM	MANAUS	2019	22,18	16,57	12,03
North	AM	MANAUS	2020	23,58	17,51	13,02
North	AM	MANAUS	2021	21,13	15,66	11,64
North	AM	MANAUS	2022	26,72	19,79	14,97
North	AM	MANAUS	2023	29,33	21,58	16,74
North	TO	PALMAS	2019	21,01	15,21	12,74
North	TO	PALMAS	2020	20,64	14,91	12,43
North	TO	PALMAS	2021	17,34	12,47	10,32
North	TO	PALMAS	2022	25,68	18,56	15,49
North	TO	PALMAS	2023	18,77	13,48	11,29
North	RO	PORTO VELHO	2019	41,96	30,58	25,41
North	RO	PORTO VELHO	2020	37,67	27,45	22,68
North	RO	PORTO VELHO	2021	46,71	33,90	28,43
North	RO	PORTO VELHO	2022	53,86	39,14	32,83
North	RO	PORTO VELHO	2023	39,81	28,91	24,07
North	AC	RIO BRANCO	2019	29,30	21,41	17,49
North	AC	RIO BRANCO	2020	23,92	17,48	14,13
North	AC	RIO BRANCO	2021	33,67	24,56	20,23
North	AC	RIO BRANCO	2022	40,78	29,66	24,67
North	AC	RIO BRANCO	2023	26,96	19,66	16,04
Northeast	SE	ARACAJU	2019	8,85	5,71	3,32

Northeast	SE	ARACAJU	2020	9,31	5,96	3,43
Northeast	SE	ARACAJU	2021	9,91	6,42	3,64
Northeast	SE	ARACAJU	2022	11,64	7,54	4,20
Northeast	SE	ARACAJU	2023	9,30	6,01	3,50
Northeast	CE	FORTALEZA	2019	13,54	9,33	5,93
Northeast	CE	FORTALEZA	2020	13,25	9,00	5,81
Northeast	CE	FORTALEZA	2021	14,28	9,71	6,00
Northeast	CE	FORTALEZA	2022	15,73	10,96	6,91
Northeast	CE	FORTALEZA	2023	12,75	8,54	5,56
Northeast	PB	JOAO PESSOA	2019	13,31	8,74	5,37
Northeast	PB	JOAO PESSOA	2020	13,21	8,57	5,08
Northeast	PB	JOAO PESSOA	2021	13,92	9,12	5,24
Northeast	PB	JOAO PESSOA	2022	16,02	10,71	6,32
Northeast	PB	JOAO PESSOA	2023	13,41	8,72	5,19
Northeast	AL	MACEIO	2019	11,30	7,47	4,79
Northeast	AL	MACEIO	2020	11,67	7,63	4,78
Northeast	AL	MACEIO	2021	11,87	7,81	4,72
Northeast	AL	MACEIO	2022	13,89	9,24	5,60
Northeast	AL	MACEIO	2023	11,51	7,56	4,74
Northeast	RN	NATAL	2019	12,17	7,72	3,83
Northeast	RN	NATAL	2020	11,96	7,44	3,45
Northeast	RN	NATAL	2021	12,92	8,16	3,67
Northeast	RN	NATAL	2022	14,55	9,50	4,62
Northeast	RN	NATAL	2023	12,04	7,49	3,49
Northeast	PE	RECIFE	2019	14,25	9,49	6,23
Northeast	PE	RECIFE	2020	14,36	9,46	6,06
Northeast	PE	RECIFE	2021	14,83	9,84	6,10
Northeast	PE	RECIFE	2022	17,25	11,63	7,32
Northeast	PE	RECIFE	2023	14,53	9,60	6,16
Northeast	BA	SALVADOR	2019	9,78	6,28	3,72
Northeast	BA	SALVADOR	2020	10,47	6,63	3,78
Northeast	BA	SALVADOR	2021	10,79	6,89	3,89
Northeast	BA	SALVADOR	2022	12,64	8,06	4,49
Northeast	BA	SALVADOR	2023	9,87	6,29	3,60
Northeast	MA	SAO LUIS	2019	16,89	12,27	6,32
Northeast	MA	SAO LUIS	2020	14,82	10,59	5,75
Northeast	MA	SAO LUIS	2021	16,68	11,53	6,65
Northeast	MA	SAO LUIS	2022	17,29	12,35	7,11
Northeast	MA	SAO LUIS	2023	13,80	9,44	5,26
Northeast	PI	TERESINA	2019	15,13	11,02	8,04
Northeast	PI	TERESINA	2020	17,14	12,42	9,43
Northeast	PI	TERESINA	2021	22,55	16,25	12,60
Northeast	PI	TERESINA	2022	23,94	17,43	13,44
Northeast	PI	TERESINA	2023	21,09	15,10	12,16
South	PR	CURITIBA	2019	17,63	12,30	9,99
South	PR	CURITIBA	2020	16,71	11,68	9,51
South	PR	CURITIBA	2021	17,56	12,25	10,00
South	PR	CURITIBA	2022	17,33	12,02	9,66
South	PR	CURITIBA	2023	16,90	11,79	9,60
South	SC	FLORIANOPOLIS	2019	14,76	9,91	7,17
South	SC	FLORIANOPOLIS	2020	14,16	9,53	6,91
South	SC	FLORIANOPOLIS	2021	13,89	9,28	6,66
South	SC	FLORIANOPOLIS	2022	15,10	10,07	7,17
South	SC	FLORIANOPOLIS	2023	13,81	9,27	6,71
South	RS	PORTO ALEGRE	2019	19,04	13,08	10,17
South	RS	PORTO ALEGRE	2020	19,92	13,71	10,70
South	RS	PORTO ALEGRE	2021	18,58	12,75	9,94
South	RS	PORTO ALEGRE	2022	19,12	13,13	10,26
South	RS	PORTO ALEGRE	2023	19,42	13,39	10,57

Southeast	MG	BELO HORIZONTE	2019	22,76	16,13	13,64
Southeast	MG	BELO HORIZONTE	2020	20,37	14,38	12,12
Southeast	MG	BELO HORIZONTE	2021	20,53	14,47	12,13
Southeast	MG	BELO HORIZONTE	2022	19,96	14,02	11,56
Southeast	MG	BELO HORIZONTE	2023	18,74	13,18	11,05
Southeast	RJ	RIO DE JANEIRO	2019	30,43	21,31	17,51
Southeast	RJ	RIO DE JANEIRO	2020	30,39	21,28	17,46
Southeast	RJ	RIO DE JANEIRO	2021	28,72	20,04	16,34
Southeast	RJ	RIO DE JANEIRO	2022	31,21	21,69	17,46
Southeast	RJ	RIO DE JANEIRO	2023	29,89	20,87	17,05
Southeast	SP	SAO PAULO	2019	47,08	33,21	28,18
Southeast	SP	SAO PAULO	2020	43,40	30,59	25,86
Southeast	SP	SAO PAULO	2021	45,27	31,90	27,04
Southeast	SP	SAO PAULO	2022	45,21	31,78	26,74
Southeast	SP	SAO PAULO	2023	45,72	32,21	27,28
Southeast	ES	VITORIA	2019	12,38	8,10	5,32
Southeast	ES	VITORIA	2020	11,95	7,82	5,13
Southeast	ES	VITORIA	2021	13,03	8,60	5,85
Southeast	ES	VITORIA	2022	14,77	9,69	6,37
Southeast	ES	VITORIA	2023	13,11	8,63	5,81

6. Considerações Finais

A poluição atmosférica já se consolidou como sendo um problema sistêmico, não se limitando apenas às consequências ao meio ambiente, mas desencadeando também consequências sociais e para a saúde pública. Uma série de estudos têm evidenciado que os elevados níveis de poluentes do ar comprometem diferentes sistemas biológicos, mas atingem principalmente o sistema circulatório e respiratório. A exposição a esses poluentes pode resultar no aumento de casos de hospitalizações e, nos casos mais graves, em óbito. Ainda assim, os efeitos indiretos dessa exposição podem sobrecarregar os sistemas de saúde e, consequentemente, resultando também em um impacto financeiro.

Um dos objetivos desta tese foi compreender os impactos dos níveis de poluentes atmosféricos, especificamente o ozônio e o material particulado, em cidades com diferentes perfis populacionais. Buscamos entender o impacto da concentração desses poluentes em cidades com populações abaixo de 5 mil habitantes até cidades com populações na ordem de milhões de habitantes, através do estudo das capitais brasileiras. Aliado a isso, estudamos os efeitos combinados da poluição atmosférica com os efeitos oriundos das mudanças climáticas, dada a emergência global desta temática.

Cada vez mais o planeta tem sofrido com temperaturas extremas, seja para calor ou frio. Devido a natureza dos poluentes atmosféricos, comumente são estudados os efeitos do aumento da temperatura sobre esses poluentes. Neste estudo, observamos que o aumento da temperatura frequentemente está associado com o aumento dos níveis dos poluentes na atmosfera e, por consequência, acaba desencadeando efeitos críticos na população exposta, causando morbimortalidade. Além disso, esses efeitos são ainda mais evidentes em populações vulneráveis, seja por questões demográficas, como idade ou região, ou determinantes sociais como renda e acesso ao sistema de saúde.

Um dos maiores limitantes para a pesquisa em qualidade do ar atualmente é o monitoramento precário, sobretudo em países como o Brasil. Dado as dimensões do país, o Brasil carece muito de um monitoramento eficaz que atenda as mais diversas regiões do seu território a fim de atender as peculiaridades de cada região. Partindo de uma perspectiva honesta, sabemos que para minimizar as inequidades acerca da qualidade do ar, o Brasil precisa urgentemente avançar na instauração de um monitoramento sólido da qualidade do ar, incentivar campanhas educativas sobre o tema, orientar a população geral sobre os perigos da

2706 poluição atmosférica e manter uma vigilância constante sobre os limites seguros para a saúde
2707 humana.

2708 Por fim, esta tese evidencia e articula metodologias para subsidiar embasamento
2709 científico para que os tomadores de decisão possam nortear ações de mitigação para melhorar
2710 a qualidade do ar. Ainda, os estudos de previsão de cenários mostram que, se as peças estiverem
2711 encaixadas, podemos, como sociedade, agir preventivamente para combater o avanço das
2712 mudanças climáticas e as consequências provenientes dos eventos de temperatura extrema.
2713

7. Comunicação Científica

No dia a dia, respiramos milhares de litros de ar e, junto com ele, partículas minúsculas resultantes da poluição e de queimadas (o material particulado) que driblam as defesas do nosso corpo, aumentando o risco de doenças graves como o câncer de pulmão. O grande desafio é que as mudanças climáticas estão tornando a atmosfera mais instável, o que tende a piorar a qualidade do ar, criando um cenário ainda mais complexo para as cidades de pequeno e médio porte que não possuem redes físicas e automáticas de monitoramento por conta dos altos custos desses equipamentos.

Para solucionar esse problema sem depender de investimentos milionários, esta pesquisa uniu a ciência da saúde, a meteorologia e a inteligência artificial, utilizando algoritmos de Machine Learning para cruzar dados de satélites globais, informações do clima e registros históricos de saúde. Essa abordagem permitiu investigar como as desigualdades socioeconômicas afetam a exposição dos mais vulneráveis, além de criar uma metodologia capaz de prever a poluição no interior e simular cenários da "atmosfera futura" diante do aquecimento global. Na prática, o trabalho funciona como um sistema de previsão do tempo voltado para a saúde pública, pois, ao utilizar ferramentas gratuitas e de código aberto, gera-se uma tecnologia social replicável que permite a gestores e prefeituras antecipar riscos, planejar o atendimento em hospitais e proteger a população antes que o ar poluído cause o adoecimento.

APÊNDICE A - Estágio de Doutorado Sanduíche no País (IAG-USP)

Doutorado Sanduíche – Universidade de São Paulo (USP)

No ano de 2024 o doutorando realizou um estágio de doutorado-sanduíche através da Chamada CNPq Nº 32/2023 Bolsas no País. O estágio ocorreu no Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (IAG, USP) na temática de avaliação de impacto à saúde e poluição atmosférica ([ANEXO A](#)). A supervisão foi realizada pelo professor doutor Edmilson Dias de Freitas com o projeto intitulado “Avaliação de impacto à saúde da poluição atmosférica usando uma modelagem integrativa no contexto das mudanças climáticas”.

Entre as atividades desenvolvidas no estágio, foi incluída uma visita técnica às instalações do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas para o reconhecimento da Estação de Monitoramento de Qualidade do Ar, proporcionando o entendimento da rotina laboratorial e dos processos de análise e quantificação de material particulado. Paralelamente, houve a integração às reuniões do grupo de pesquisa do supervisor e a participação no evento 'USP Pensa Brasil 2024 – COP30: Desafios para o Brasil'. Este evento durou 5 dias e contou com a participação de pesquisadores nacionais e internacionais e lideranças políticas na área ambiental, com foco em mudanças climáticas e poluição do ar.

Foi desenvolvido um modelo de cálculo para Avaliação de Impacto em Saúde (Health Impact Assessment – HIA), estruturado para automatizar o cálculo de Frações Atribuíveis Populacionais e Riscos Relativos associados a poluentes atmosféricos. Elaborado a partir de planilhas eletrônicas com execução acessível, a ferramenta permite a simulação de diferentes cenários de exposição e perfis demográficos. A aplicação do modelo para o MP_{2,5} em 2022 para as cidades de São Paulo e Londrina revelou disparidades geográficas significativas: em São Paulo (SP), observou-se um Risco Relativo (RR) de 1,11 (IC 95%: 1,04 - 1,19), com 10,3% das mortes cardiopulmonares atribuíveis à exposição ao particulado fino. Em contrapartida, os dados de Londrina (PR) resultaram em um RR de 0,76 (IC 95%: 0,63 - 0,9), indicando a ausência de excesso de mortalidade atribuível para o período e poluente analisados sob as premissas do modelo.

O Estágio de Doutorado Sanduíche proporcionou um desenvolvimento significativo tanto para o bolsista quanto para sua tese de doutorado. Durante o período, o bolsista adquiriu

2765 experiência na análise laboratorial de amostras de contaminantes atmosféricos e participou de
2766 um evento científico relacionado diretamente à temática de sua pesquisa. Além disso, o estágio
2767 abriu caminho para o fortalecimento da parceria entre os grupos de pesquisa da USP e da FURG
2768 na área de poluição atmosférica e mudanças climáticas. Essa colaboração entre os grupos
2769 resultou na Mobilidade Acadêmica FURG-USP de outro aluno da FURG e na submissão de
2770 projetos de fomento em nível nacional com a participação de membros de ambos os grupos.
2771

APÊNDICE B - Estágio de Doutorado Sanduíche no Exterior

Doutorado Sanduíche – Universidad de La Laguna (Espanha)

No ano de 2024, o doutorando realizou um estágio de doutorado-sanduíche no exterior através do Programa de Doutorado-Sanduíche no Exterior (PDSE) da CAPES. O estágio ocorreu no Grupo de Investigación en Toxicología Ambiental y Seguridad de los Alimentos y Medicamentos da Universidad de La Laguna (Tenerife, Espanha), sob supervisão da professora doutora Carmen Rubio Armendáriz. O projeto, intitulado “Avaliação à saúde humana de contaminantes em água e alimentos em áreas de contaminação natural e antropogênica”, teve como objetivo central avaliar o risco à saúde humana decorrente de contaminantes em diferentes matrizes ambientais.

As atividades desenvolvidas compreenderam a imersão na rotina laboratorial, com foco na preparação e quantificação de 20 metais em amostras ambientais, sobretudo em matrizes alimentares (sementes, plantas e peixes). O doutorando participou de todas as etapas experimentais, desde o preparo complexo das amostras por via seca em altas temperaturas até o acompanhamento dos protocolos de análise química. Para além das práticas laboratoriais, foram realizadas análises teóricas de Avaliação de Risco à Saúde Humana e o processamento de bancos de dados epidemiológicos no contexto da farmacologia. Durante o período, o doutorando contribuiu ativamente para a formação de alunos de graduação (TCCs), mestrado e doutorado da instituição hospedeira, auxiliando no desenho experimental e na geração de resultados.

A colaboração resultou em produções científicas de impacto, incluindo a publicação de um artigo no periódico Applied Sciences (FI: 2,5), trabalho que também foi apresentado no IV Congresso Latino-Americano de Toxicologia Clínico-Laboratorial (ToxiLatin 2025). Adicionalmente, um segundo manuscrito foi publicado no periódico Journal of Food Composition and Analysis (FI: 4,6). Mais informações sobre estes artigos são descritas a seguir. O estágio contribuiu ainda para a elaboração de outros seis potenciais artigos científicos decorrentes das parcerias estabelecidas com os pesquisadores locais.

O estágio de doutorado sanduíche no exterior proporcionou um desenvolvimento técnico-científico multidisciplinar, permitindo a aplicação da Avaliação de Risco em novas matrizes e o aprendizado de técnicas avançadas de toxicologia analítica. A experiência reforçou

a importância da colaboração internacional e do trabalho em equipe em diferentes idiomas, consolidando uma rede de cooperação científica entre a FURG e a Universidad de La Laguna para futuras investigações sobre contaminantes ambientais e saúde pública.

Diante do exposto, optou-se por registrar o resumo das produções científicas derivadas desse período de estágio sanduíche, descritos a seguir (Doutorado Sanduíche – Artigo 1 e Doutorado Sanduíche – Artigo 2). Embora tais estudos investiguem matrizes ambientais distintas do escopo central desta tese e adotem uma abordagem experimental e de toxicologia analítica, sua inclusão justifica-se por documentar a complementaridade metodológica desenvolvida ao longo do doutorado. A apresentação desses artigos demonstra a capacidade de alternância entre o desenho de modelos computacionais e a condução de análises químicas complexas de campo, refletindo a formação interdisciplinar exigida na área de ciências da saúde, uma vez presente na linha de pesquisa de Saúde Ambiental e Ocupacional. Ademais, a manutenção destes trabalhos cumpre o papel institucional de registrar a produtividade científica e a prestação de contas do fomento à internacionalização concedido pela CAPES.

Doutorado Sanduíche - Artigo 1

Título: Assessment of Essential Elements and Potentially Toxic Elements (PTEs) in Organic and Conventional Flaxseeds: Implications for Dietary Exposure and Food Safety

Revista: Applied Sciences

Fator de Impacto: 2.5

Data de publicação: Junho de 2025

DOI: <https://doi.org/10.3390/app15137004>

Abstract: Flax (*Linum usitatissimum* L.) is valued for its fibers and nutrient-rich seeds, which are increasingly consumed for their health benefits. However, flaxseeds can also accumulate potentially toxic elements (PTEs), raising concerns about safety. This study quantified 11 essential elements (e.g., Ca, Fe, Mg, and Zn) and 9 PTEs (e.g., Al, Cd, Pb, and Ni) in commercial flaxseed samples using inductively coupled plasma–optical emission spectrometry. Two intake scenarios (15 g/day and 30 g/day) were analyzed to estimate dietary exposure, with health risks assessed through the target hazard quotient (THQ) and hazard index (HI). The results showed that organic flaxseeds had higher levels of certain elements (e.g., Cu, K, and Pb), while Al and Ni were more abundant in conventional samples. Cadmium levels in both remained below the EU regulatory limit. The highest estimated daily intakes were for K, Mg, and Ca, highlighting the seeds' nutritional value. However, HI values suggested that Al and Pb could pose health risks. These findings emphasize flaxseeds' dual nature as both beneficial and potentially harmful, particularly given the lack of specific regulatory limits and limited data on elemental composition. Continued monitoring and risk assessment are recommended to safeguard public health.

Keywords: flaxseeds; trace elements; potentially toxic elements; dietary exposure; risk assessment

Doutorado Sanduíche - Artigo 2

Título: Quantifying lead and cadmium in protein supplements: Insights into dietary exposure and health risks

Revista: Journal of Food Composition and Analysis

Fator de Impacto: 4.6

Data de publicação: Dezembro de 2025

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2025.108516>

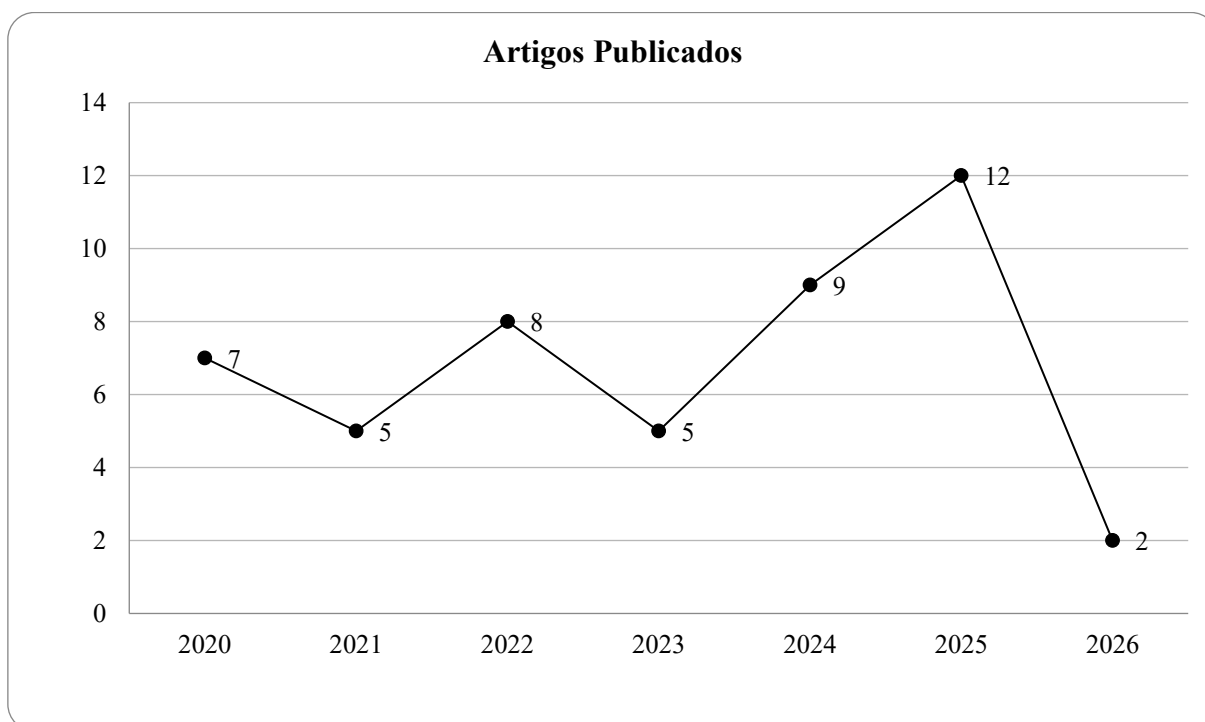
Abstract: The increasing consumption of protein supplements (PS) has raised concerns regarding exposure to toxic elements such as cadmium (Cd) and lead (Pb). The levels of these harmful elements in protein supplements may vary depending on their source. Therefore, this study aimed to evaluate the concentrations of Cd and Pb in 90 animal-based and plant-based protein supplements available on the European market using ICP-OES and to assess dietary exposure to these metals based on different PS consumption patterns. Pb concentrations were higher in animal-based PS (0.05 mg/kg) compared to plant-based PS (0.03 mg/kg), whereas Cd levels were higher in plant-based PS (0.04 mg/kg) than in animal-based PS (0.02 mg/kg). Under the manufacturer-recommended daily intake (30 g PS/day), Pb intake showed a margin of exposure (MOE) > 1, and Cd intake contributed < 5 % to the EU tolerable weekly intake (TWI, 2.5 µg/kg body weight). Chronic exposure to these metals from PS indicated no significant risk (hazard index < 1). However, excessive PS consumption could increase Pb and Cd dietary intakes, raising potential health concerns when considering total dietary exposure. These findings underscore the importance of evaluating cumulative dietary exposure to ensure consumer safety, particularly for individuals with high PS intake.

Keywords: Protein supplements; Lead; Cadmium; Dietary exposure; Risk assessment; Heavy metals

APÊNDICE C – Produção Científica do Autor

Este apêndice apresenta o histórico de produção científica ao final do doutorando, abrangendo o período entre o mestrado e o doutorado. A produção reflete uma trajetória multidisciplinar, com investigações consolidadas em áreas complementares como Ecotoxicologia Terrestre, Epidemiologia, Avaliação de Risco à Saúde Humana, Poluição Atmosférica e Mudanças Climáticas. Essa diversidade temática permitiu o domínio de diferentes protocolos analíticos, uso de bancos de dados complexos e ferramentas estatísticas, conferindo o rigor metodológico necessário para a abordagem integrativa adotada nesta tese. A produção científica ao longo dos anos é apresentada na Figura A1.

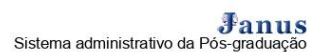
Figura A1. Distribuição anual dos artigos publicados em periódicos científicos (n = 48).



2891

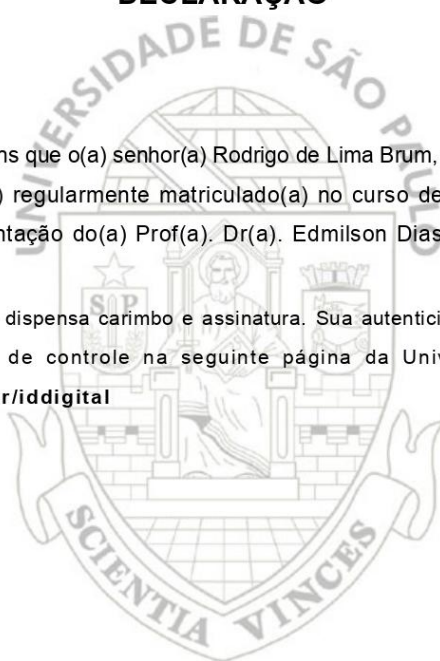
ANEXO A – Declaração de Matrícula - USP

2892

**Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas****DECLARAÇÃO**

Declaro, para os devidos fins que o(a) senhor(a) Rodrigo de Lima Brum, número USP 16258477, na presente data, é aluno(a) regularmente matriculado(a) no curso de Doutorado, no programa Meteorologia, sob a orientação do(a) Prof(a). Dr(a). Edmilson Dias de Freitas.

Este documento eletrônico dispensa carimbo e assinatura. Sua autenticidade pode ser comprovada fornecendo-se o código de controle na seguinte página da Universidade de São Paulo:
<https://uspdigital.usp.br/iddigital>



Documento emitido às 10:17:07 horas do dia 17/07/2024 (hora e data de Brasília).

Código de controle: 5KEM - SHBW - NX3R - 1HJU

Código de controle válido até: 02/02/2025

2893

2894