PODER EXECUTIVO
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE EDUCAÇÃO, AGRICULTURA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

ESTUDO DA VARIABILIDADE SAZONAL DA CONCENTRAÇÃO DOS MATERIAIS PARTICULADOS TOTAIS EM SUSPENSÃO NO MUNICÍPIO DE HUMAITÁ, AMAZONAS, BRASIL

ANDERSON DE SOUZA CARNEIRO

ORIENTADOR: JORGE ALMEIDA DE MENEZES

HUMAITÁ-AM
2026

PODER EXECUTIVO
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE EDUCAÇÃO, AGRICULTURA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

ESTUDO DA VARIABILIDADE SAZONAL DA CONCENTRAÇÃO DOS MATERIAIS PARTICULADOS TOTAIS EM SUSPENSÃO NO MUNICÍPIO DE HUMAITÁ, AMAZONAS, BRASIL

ANDERSON DE SOUZA CARNEIRO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amazonas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre Ciências Ambientais.

ORIENTADOR: JORGE ALMEIDA DE MENEZES

HUMAITÁ-AM
2026

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

C289e Carneiro, Anderson de Souza
Estudo da variabilidade sazonal da concentração dos materiais particulados totais em suspensão no município de Humaitá, Amazonas, Brasil / Anderson de Souza Carneiro. - 2026.
75 f. : il., color. ; 31 cm.

Orientador(a): Jorge Almeida de Menezes .
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Humaitá, 2026.

1. Variabilidade sazonal. 2. Material particulados. 3. Poluição atmosférica. 4. Amazonas. I. Menezes, Jorge Almeida de. II. Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. III. Título

---

PODER EXECUTIVO
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE EDUCAÇÃO, AGRICULTURA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

FOLHA DE APROVAÇÃO

TÍTULO: ESTUDO DA VARIABILIDADE SAZONAL DA CONCENTRAÇÃO DOS MATERIAIS PARTICULADOS TOTAIS EM SUSPENSÃO NO MUNICÍPIO DE HUMAITÁ, AMAZONAS, BRASIL

AUTOR: ANDERSON DE SOUZA CARNEIRO

Dissertação defendida e aprovada em 10 de março de 2026, pela comissão julgadora:

Prof. Dr. Jorge Almeida de Menezes
Universidade Federal do Amazonas
Orientador

Prof. Dr. (Renato Abreu Lima)
Universidade Federal do Amazonas
Examinador Interno

Dr. (Nome do Examinador Externo)
Prof. Dr. (Amazonino Lemos de Castro)
Examinador Externo

HUMAITÁ–AM
2026

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todos que iluminaram
minha caminhada com amor, força e esperança.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, pela força, sabedoria e perseverança concedidas ao longo desta trajetória.

À minha família, pelo amor, apoio incondicional e incentivo constante, fundamentais para a concretização deste sonho. Em especial, aos meus pais, Odacio Carneiro e Maria José, que, mesmo à distância, sempre me apoiaram com orações e palavras de encorajamento.

À minha esposa, Scarlet Pereira, pelo amor, apoio e compreensão durante todo o período de construção desta dissertação. As madrugadas sem minha companhia foram dedicadas a um propósito maior, e seu apoio foi essencial.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Jorge Almeida de Menezes, pela orientação, confiança, dedicação e valiosas contribuições para o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos professores e colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amazonas, pelas discussões, sugestões e aprendizados compartilhados ao longo do curso. Aos colegas do grupo de pesquisa, pelo apoio e pela colaboração na condução do projeto de monitoramento.

Agradecer a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM, pelo apoio e financiamento do projeto.

Agradecer a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- CAPES, pela concessão de bolsa ao longo dessa pesquisa.

Por fim, a todos que contribuíram para a realização deste trabalho, registro minha sincera gratidão.

RESUMO

CARNEIRO, A. S.. **Estudo da variabilidade sazonal da concentração dos materiais particulados totais em suspensão no município de Humaitá, Amazonas, Brasil**. Humaitá, 2026, 75f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente, Universidade Federal do Amazonas.

A floresta amazônica é um ecossistema essencial para a regulação do clima e do ciclo global do carbono. No entanto, tem sofrido perdas significativas de vegetação devido a eventos climáticos extremos, secas severas, desmatamento e incêndios florestais, que emitem grandes quantidades de poluentes atmosféricos, afetando o clima regional e, principalmente, a saúde da população. Este estudo teve como objetivo analisar a variabilidade sazonal da concentração de material particulado fino ($PM_{2.5}$ e (PM_{10}) na área urbana do município de Humaitá-AM, no período de agosto de 2022 a novembro de 2024, relacionando esses poluentes com variáveis meteorológicas e focos de queimadas. As concentrações foram obtidas por uma estação automática do tipo EcoPM, equipada com contador de particula óptica (OPC) a laser. Os dados foram analisados por meio de médias diárias e mensais, tabelas descritivas, regressão linear múltipla com defasagens temporais, correlação de Pearson e comparação com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 506/2024. Ao longo da série temporal, observou- se uma sazonalidade marcante, com o ano de 2024 apresentando os maiores valores máximos mensais de concentração (135,31 µg/m³ para $PM_{2.5}$ e 141,25 µg/m³ para (PM_{10}), seguido de 2022 (70,01 µg/m³ de $PM_{2.5}$ e 81,41 µg/m³ de (PM_{10}) e 2023 com os menores registros (42,18 µg/m³ de $PM_{2.5}$ e 57,05 µg/m³ de (PM_{10}). A aplicação da regressão linear múltipla evidenciou que os focos de queimadas ocorridos com 1 a 2 dias de antecedência foram os que mais influenciaram os picos de material particulado, com coeficientes $\beta = 0{,}2446$ e $\beta = 0{,}2772$, respectivamente, e um valor de R^2 de 0,30. Isso sugere um efeito acumulativo de poluentes e baixa dispersão atmosférica. A correlação entre PM2.5 e queimadas foi extremamente alta ($r = 0{,}997$; $R^2 = 0{,}993$), enquanto as variáveis meteorológicas apresentaram correlações moderadas a fortes, como temperatura ($r = 0{,}586$), precipitação ($r = -0{,}996$) e umidade relativa ($r = -0{,}993$), reforçando a influência das condições climáticas na concentração de poluentes, especialmente durante o período seco. Em 2024, foram registrados concentrações nove vezes acima do limite diário recomendado pela legislação (15 µg/m³), indicando episódios de má qualidade do ar, com potencial risco à saúde da população, especialmente dos grupos mais vulneráveis como idosos, crianças e pessoas com doenças preexistentes. E por fim O monitoramento das concentrações de material particulado fino ($PM_{2.5}$) e inalável (PM_{10}) na área urbana do município de Humaitá-AM evidenciou um padrão sazonal bem definido e recorrente ao longo de toda a série analisada (2022–2024), caracterizado por elevação das concentrações durante o período seco e redução significativa nos meses chuvosos. Embora tenham sido observadas associações estatisticamente significativas entre as variáveis analisadas, ressalta-se que tais relações representam associações estatísticas e não causalidade direta, refletindo a atuação simultânea de múltiplos processos atmosféricos.

Palavras-chave: Variabilidade Sazonal, ($PM_{2.5}$, PM_{10}), Poluição Atmosférica

ABSTRACT

CARNEIRO, A. S.. **Seasonal variability of the concentration of total suspended particulate matter in the municipality of Humaitá, Amazonas, Brazil**. Humaitá, 2026, 75f. Dissertation (Master of Environmental Sciences) – Institute of Education, Agriculture and Environment, Federal University of Amazonas.

The Amazon rainforest is an essential ecosystem for climate regulation and the global carbon cycle. However, it has experienced significant vegetation loss due to extreme climatic events, severe droughts, deforestation, and forest fires, which emit large amounts of atmospheric pollutants, affecting the regional climate and, especially, public health. This study aimed to analyze the seasonal variability of fine particulate matter concentrations ($PM_{2.5}$) and (PM_{10}) in the urban area of the municipality of Humaitá, Amazonas (Brazil), from August 2022 to November 2024, relating these pollutants to meteorological variables and fire hotspots. The concentrations were obtained using an automatic EcoPM station equipped with a laser optical particle counter (OPC). The data were analyzed using daily and monthly averages, descriptive tables, multiple linear regression with time lags, Pearson correlation, and comparison with the standards established by CONAMA Resolution No. 506/2024. Throughout the time series, a marked seasonality was observed, with 2024 presenting the highest monthly maximum concentration values (135.31 μg/m³ for ($PM_{2.5}$) and 141.25 μg/m³ for (PM_{10}), followed by 2022 (70.01 μg/m³ for ($PM_{2.5}$) and 81.41 μg/m³ for (PM_{10}), while 2023 showed the lowest records (42.18 μg/m³ for ($PM_{2.5}$) and 57.05 μg/m³ for (PM_{10}). The application of multiple linear regression showed that fire hotspots occurring 1 to 2 days earlier had the greatest influence on particulate matter peaks, with coefficients $\beta = 0.2446$ and $\beta = 0.2772$, respectively, and an R^2 value of 0.30. This suggests a cumulative effect of pollutants combined with low atmospheric dispersion. The correlation between ($PM_{2.5}$) and fire occurrences was extremely high ($r = 0.997$; $R^2 = 0.993$), while meteorological variables showed moderate to strong correlations, such as temperature ($r = 0.586$), precipitation ($r = –0.996$), and relative humidity ($r = –0.993$), reinforcing the influence of climatic conditions on pollutant concentrations, especially during the dry season. In 2024, concentrations up to nine times higher than the daily limit recommended by legislation (15 μg/m³) were recorded, indicating episodes of poor air quality with potential health risks, particularly for vulnerable groups such as the elderly, children, and individuals with pre-existing diseases. Finally, the monitoring of fine particulate matter ($PM_{2.5}$) and inhalable particulate matter (PM_{10}) concentrations in the urban area of Humaitá-AM revealed a well-defined and recurrent seasonal pattern throughout the analyzed period (2022–2024), characterized by increased concentrations during the dry season and a significant reduction during the rainy months. Although statistically significant associations were observed among the analyzed variables, it is emphasized that these relationships represent statistical associations rather than direct causality, reflecting the simultaneous influence of multiple atmospheric processes.

Keywords: Seasonal Variability, ($PM_{2.5}$, PM_{10}), Air Pollution,

ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Arco do desmatamento na Amazônia brasileira. 7

Figura 2 – Série histórica de focos de incêndio no estado do Amazonas (1998–2024). . 9

Figura 3 – Triângulo do fogo amazônico e seus elementos. 10

Figura 4 – Anomalia de precipitação na Amazônia no ano de 2024. 12

Figura 5 – Série histórica de anomalias de temperatura média global (1880–2024). . . . 13

Figura 6 – Mecanismos de emissão, dispersão, diluição e transformação da poluição. . 14

Figura 7 – Classificação por tamanho e composição do material particulado atmosférico 18

Figura 8 – Relação entre o diâmetro aerodinâmico das partículas, o tempo de residência atmosférica e os principais mecanismos de remoção do material particulado. 19

Figura 9 – Comparação entre os tamanhos das partículas PM_{10} e $PM_{2.5}$) e objetos de referência, como fio de cabelo humano e grãos de areia 21

Figura 10 – Distribuição espacial da concentração média anual de material particulado fino $PM_{2.5}$) no Brasil em 2024. 23

Figura 11 – Representação de áreas de deposição de PM respirável no sistema respiratório 25

Figura 12 – Mapa de Localização Área Urbana do Município de Humaitá-AM. 27

Figura 13 – Estação de Monitoramento 30

Figura 14 – A sonda de coleta do tipo ECOPX é equipada com sensor óptico para detecção de material particulado atmosférico, operando em faixa de medição de 0 a 2000 μg m^{-3}. 31

Figura 15 – Diagrama de operação do monitor Optico, comunicando com dispositivos em tempo real. 32

Figura 16 – Esquema de funcionamento do contador óptico de partículas (OPC) baseado no princípio de espalhamento de luz. 33

Figura 17 – Série temporal das concentrações diária de $PM_{2.5}$ e PM_{10} µg·m^{-3} no período de 2022 - 2024. 37

Figura 18 – Gráfico de caixa da sazonalidade do material particulado 2022-2024 39

Figura 19 – Variabilidade Sazonal da Temperatura em relação aos PMs. 40

Figura 20 – Variabilidade Sazonal da Umidade (%) em relação aos PMs. 41

Figura 21 – Variabilidade Sazonal da Precipitação Mensal (mm) em relação aos PMs. . . 43

Figura 22 – Variação mensal do número de focos de queimadas na área de estudo, evidenciando o padrão sazonal ao longo do período de monitoramento 45

Figura 23 – Trajetórias retroativas (backward trajectories) por meio do modelo HYSPLIT 49

Figura 24 – Painel Anual de regreção de correlação de $PM_{2.5}$, variaveis meterologica e Queimadas 56

Figura 25 – Painel Anual de regreção de correlação de PM_{10}, variaveis meterologica e Queimadas. 57

Figura 26 – Comportamento Sazonal dos material Particulado. 60

Figura 27 – limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 506/2024 61

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação dos poluentes atmosféricos quanto à origem, fontes e características 15

Tabela 2 – Tempo estimado para deposição de partículas atmosféricas em função do diâmetro aerodinâmico 20

Tabela 3 – Frequência mensal de focos de queimadas detectados na área de estudo durante o período de 2022 a 2024, em Humaitá-AM. 46

Tabela 4 – Caracterização meteorológica e de queimadas nos dias de maior concentração de material particulado (PM_{10} e $PM_{2.5}$), para os anos de 2022 a 2024. . 47

Tabela 5 – Resultados da regressão linear múltipla com defasagens de focos de queimadas (*lags* de 1 a 5 dias) explicando as concentrações diárias de $PM_{2.5}$. . . . 48

Tabela 6 – Estatísticas descritivas mensais das concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} ($\mu g \cdot m^{-3}$) em Humaitá-AM no ano de 2022. 51

Tabela 7 – Estatísticas descritivas mensais das concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} ($\mu g \cdot m^{-3}$) em Humaitá-AM no ano de 2023. 52

Tabela 8 – Estatísticas descritivas mensais das concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} ($\mu g \cdot m^{-3}$) em Humaitá-AM no ano de 2024. 54

LISTA DE SIGLAS

BDQueimadas Banco de Dados de Queimadas

CETESB Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CO Monóxido de Carbono

CO_2 Dióxido de Carbono

CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente

COVs Compostos Orgânicos Voláteis

ECOPM Estação de Monitoramento de Material Particulado

ENSO El Niño–Southern Oscillation (El Niño–Oscilação Sul)

ERA5 ECMWF Reanalysis 5

ERA5-Land Reanálise climática terrestre do ECMWF

F-statistic Estatística F do modelo de regressão

FMC Fumaça

GISS Goddard Institute for Space Studies

HPAs Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

HYSPLIT Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDHM Índice de Desenvolvimento Humano Municipal

INMET Instituto Nacional de Meteorologia

INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IPAM Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change

IQAr Índice de Qualidade do Ar

Lag Defasagem temporal

MP Material Particulado

MP_1 Material Particulado com diâmetro aerodinâmico $\leq 1\,\mu m$

$MP_{2.5}$ Material Particulado fino com diâmetro aerodinâmico $\leq 2{,}5\,\mu m$

MP_{10} Material Particulado inalável com diâmetro aerodinâmico $\leq 10\,\mu m$

NASA National Aeronautics and Space Administration

NH_3 Amônia

NO_2 Dióxido de Nitrogênio

NO_x Óxidos de Nitrogênio

NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration

O_3 Ozônio

OLS Ordinary Least Squares (Mínimos Quadrados Ordinários)

OMS Organização Mundial da Saúde

OPC Optical Particle Counter (Contador Óptico de Partículas)

p-value Valor de probabilidade estatística

PAN Nitrato de Peroxiacetila

PRODES Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal

PTS Partículas Totais em Suspensão

R^2 Coeficiente de Determinação

READY Real-time Environmental Applications and Display sYstem

SO_2 Dióxido de Enxofre

TSM Temperatura da Superfície do Mar

ZCAS Zona de Convergência do Atlântico Sul

ZCIT Zona de Convergência Intertropical

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA v
AGRADECIMENTOS vi
RESUMO vii
ABSTRACT viii
ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES ix
ÍNDICE DE TABELAS xi
SIGLAS xii
1 INTRODUÇÃO 1
1.1 Justificativa **3**
2 OBJETIVOS 5
2.1 Objetivo geral **5**
2.2 Objetivos específicos **5**
3 HPÓTESE 5
4 REFERENCIAL TEÓRICO 6
4.1 Caracterização da Região amazônica **6**
4.1.1 Arco do Desmatamento **6**
4.1.2 Incêndios florestais na Amazônia **8**
4.2 Climatologia da região Amazônica **10**
4.3 Poluição Atmosférica **13**
4.4 Poluição Atmosférica na Amazônia **16**
4.5 Material particulado **18**
4.6 Efeitos da poluição por Material Particulado na Saúde **23**
5 METODOLOGIA 27
5.1 Área de Estudo **27**
5.1.1 Clima do Município **28**
5.1.2 Caracterização Ambiental **28**
5.1.3 Caracterização da Pesquisa **29**
5.1.4 Implantação da Estação de Monitoramento **29**

5.2 Método de coleta de dados . . . 31
5.3 Análise dos dados . . . 34
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES . . . 37
6.1 Variabilidade Sazonasl da Concentração diária dos Material Particulados . . . 37
6.2 Material particulado em relação a Temperatura ºC . . . 40
6.3 Material particulado em relação a Umidade Relativa (%) . . . 41
6.4 Material particulado em relação a Precipitação acumulada (mm) mês. . . . 43
6.5 Sazonalidade dos Focos de Queimadas . . . 44
6.6 Dias de maior concentração em cada ano e foco de Queimadas. 47
6.7 Regressão linear múltipla (lags) de 1 a 5 dias de Maior concentração. . . . 47
6.8 Influencia do Transporte de Poluentes Aplicação do Modelo Hysplit 49
6.9 Análise Descritiva do comportamento Mensal dos PM para cada Ano . . . 50
6.10 Relações estatísticas entre $PM_{2.5}$ e variáveis ambientais: coeficiente de correlação de Pearson (r), p-valor e coeficiente de determinação (R^2) . . . 55
6.11 Relações estatísticas entre PM_{10} e variáveis ambientais: coeficiente de correlação de Pearson (r), p-valor e coeficiente de determinação (R^2) . . . 56
6.12 Variabilidade das concentrações de PMs em função dos períodos seco e chuvoso . . . 59
6.13 Limite estabelecido pela Resolução Conama 506/2024. . . . 60
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS . . . 63
REFERÊNCIAS . . . 65

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica constitui um ecossistema único, fundamentalmente moldado pela intensa e ampla recirculação de água entre a biosfera e a atmosfera, desempenhando papel central na regulação do clima e do ciclo global do carbono, sendo um dos principais sistemas de suporte ambiental do planeta. Contudo, tem apresentado perdas crescentes de cobertura vegetal e aumento na frequência de distúrbios climáticos, incluindo aquecimento global, secas extremas, desmatamento e incêndios florestais (ARTAXO *et al.*, 2022; IPCC, 2022; PCA, 2021).

Nas regiões tropicais, a sazonalidade da poluição atmosférica é fortemente controlada por fatores climáticos, estando diretamente associada à queima de biomassa e ao desmatamento, sobretudo no chamado "arco do desmatamento", localizado nas bordas sul e leste da Amazônia (FEARNSIDE, 2022a). As queimadas podem representar entre 60% e 90% da carga total de material particulado na atmosfera, alterando o balanço radiativo, intensificando o aquecimento atmosférico e reduzindo a radiação incidente na superfície (ARTAXO *et al.*, 2013a).

O material particulado (MP) consiste em uma mistura de partículas sólidas e líquidas suspensas no ar, emitidas diretamente por fontes como poeira, fumaça, cinzas e fuligem, ou formadas secundariamente na atmosfera a partir de gases precursores. Essas partículas apresentam diâmetro aerodinâmico variando de $0{,}001$ a $100\,\mu m$ (ZHANG *et al.*, 2015). Classificam-se em $PM_{2.5}$, que corresponde às partículas finas com diâmetro aerodinâmico $\leq 2{,}5\,\mu m$, e PM_{10}, que compreende partículas inaláveis com diâmetro $\leq 10\,\mu m$ (BRASIL, 2024). Essas partículas podem permanecer na atmosfera por períodos que variam de dias a meses, sendo transportadas por longas distâncias, superiores a 4.000 km (COBELO *et al.*, 2023a; REQUIA *et al.*, 2021; ROGERS *et al.*, 2020).

A exposição a essas frações está associada a diversos efeitos adversos à saúde humana, incluindo aumento da mortalidade e morbidade, configurando o material particulado como um dos principais fatores de risco ambiental em escala global (BUTT *et al.*, 2020a; BUTT *et al.*, 2021; BRASIL, 2024). A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que a poluição atmosférica seja responsável por aproximadamente 7 milhões de mortes prematuras por ano, associadas a doenças cardiovasculares, doenças respiratórias e infecções agudas, especialmente em países de baixa e média renda (OMS, 2022).

No Brasil, a poluição do ar representa um relevante problema de saúde pública, sendo responsável por dezenas de milhares de mortes prematuras anuais, além de impactos econômi-

cos significativos, com maior incidência em grandes centros urbanos e grupos populacionais vulneráveis. Estima-se a ocorrência de aproximadamente 20 a 22 mil mortes prematuras por ano associadas à poluição atmosférica externa, além de cerca de 10,7 mil mortes relacionadas à poluição do ar em ambientes internos (SANTANA *et al.*, 2020; TORRES *et al.*, 2020).

No estado do Amazonas, observa-se aumento expressivo nas hospitalizações por doenças respiratórias e cardiovasculares durante períodos críticos de poluição, com aproximadamente 120 mil internações anuais por doenças como asma, bronquite e pneumonia. Estudos indicam aumentos de até 23% nos agravos respiratórios e 21% nas hospitalizações por doenças cardiovasculares, com maior vulnerabilidade entre crianças e idosos (MACHADO-SILVA *et al.*, 2020; MORELLO, 2021; ROCHA; SANT'ANNA, 2022; SOBREIRA *et al.*, 2025).

As variáveis meteorológicas constituem o principal fator ambiental regulador da sazonalidade das emissões atmosféricas na Amazônia. Durante o período chuvoso, a deposição úmida promove a remoção de aerossóis atmosféricos, enquanto no período seco, as altas temperaturas favorecem o acúmulo de partículas na atmosfera (MARTINS *et al.*, 2018; SATURNO *et al.*, 2018). Além disso, essas condições contribuem para a intensificação de fenômenos como a inversão térmica, reduzindo a dispersão dos poluentes e favorecendo sua concentração nas camadas mais próximas à superfície (LI *et al.*, 2022; SU *et al.*, 2020).

O monitoramento contínuo da qualidade do ar em tempo real permite a detecção de picos de poluição e o acompanhamento das concentrações de poluentes em relação aos padrões estabelecidos por órgãos reguladores, como o CONAMA e a OMS, fornecendo subsídios para ações de controle e mitigação. Estudos indicam que a detecção precoce de episódios críticos pode reduzir significativamente os impactos à saúde pública (KARAGULIAN *et al.*, 2019). Além disso, séries temporais contínuas possibilitam a identificação de padrões sazonais e tendências de longo prazo da poluição atmosférica.

Atualmente, apenas nove dos vinte e seis estados brasileiros possuem algum tipo de monitoramento sistemático da qualidade do ar, evidenciando a limitação da cobertura nacional (VORMITTAG *et al.*, 2021). Nesse contexto, a implementação de tecnologias de monitoramento contínuo torna-se essencial para caracterizar a dinâmica da poluição atmosférica e avaliar a conformidade com padrões nacionais e internacionais (ØRBY *et al.*, 2024).

Essa lacuna compromete a representatividade dos dados, especialmente em regiões críticas como a Amazônia, que ainda carecem de redes estruturadas de monitoramento ambiental (VORMITTAG *et al.*, 2021; ANDREÃO; ALBUQUERQUE, 2020). Dessa forma, este estudo tem como objetivo avaliar a variabilidade sazonal das concentrações de material particulado

$PM_{2.5}$ e PM_{10} no município de Humaitá-AM, com base em dados coletados por uma estação automática ECOPM no período de 2022 a 2024, bem como comparar os níveis observados com os padrões de qualidade do ar estabelecidos por normativas nacionais e internacionais.

1.1 Justificativa

A poluição atmosférica tem se consolidado como uma questão de relevância global, com impactos diretos na saúde humana, no meio ambiente e na economia. No Brasil, e particularmente na região amazônica, o aumento das queimadas e das emissões de materiais particulados representa um risco crescente, colocando em evidência a necessidade de ações alinhadas aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especialmente o ODS 3 (Saúde e Bem-Estar), o ODS 13 (Ação contra a Mudança Global do Clima) e o ODS 15 (Vida Terrestre).

Nesse contexto, o estudo da variabilidade sazonal da concentração dos materiais particulados em suspensão no município de Humaitá–AM revela-se de grande relevância social. A qualidade do ar afeta diretamente a saúde da população local, especialmente em áreas urbanas, onde a concentração de poluentes pode ultrapassar os níveis recomendados tanto pela Organização Mundial da Saúde (OMS) quanto pela Resolução CONAMA. O ODS 3 reforça a importância da redução da exposição da população a poluentes atmosféricos, uma vez que a poluição do ar é um fator de risco para diversas doenças respiratórias e cardiovasculares.

Humaitá, localizado no sul do estado do Amazonas, está inserido em uma região vulnerável às alterações climáticas e à intensificação das queimadas, principalmente durante a estação seca. As queimadas, associadas às atividades humanas, como o desmatamento para o cultivo agrícola e a pecuária, liberam quantidades excessivas de materiais particulados na atmosfera, agravando os problemas respiratórios e cardiovasculares da população. Esse processo está diretamente relacionado ao ODS 13, que enfatiza a necessidade de mitigar as emissões de poluentes atmosféricos e gases de efeito estufa para combater as mudanças climáticas e seus impactos adversos.

Dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2024) mostram um aumento significativo nos focos de queimadas no estado do Amazonas. Em Humaitá, o número de focos de queimadas também apresentou uma alta preocupante, saltando de 1080 focos em 2023 para 1.415 em 2024. Esse aumento reflete diretamente a degradação ambiental e a necessidade de ações efetivas de conservação e uso sustentável dos ecossistemas terrestres, conforme proposto pelo ODS 15, que visa reduzir o desmatamento e a degradação dos biomas, promovendo uma

gestão sustentável das florestas.

Além disso, é essencial destacar a importância de redes de monitoramento contínuo dos materiais particulados, como $PM_{2.5}$ e PM_{10}, para acompanhar as concentrações em tempo real e identificar os momentos de maior risco à população. Uma rede de monitoramento eficaz e robusta permite uma análise mais detalhada da qualidade do ar, fornecendo dados precisos que podem auxiliar na resposta imediata a episódios críticos de poluição. A ausência de redes adequadas de monitoramento na Amazônia contribui para a escassez de dados e dificulta a implementação de medidas de controle eficazes, especialmente em municípios como Humaitá, onde as emissões de partículas são fortemente influenciadas pelas queimadas sazonais.

Assim, este estudo não só preenche uma lacuna existente na literatura científica sobre a poluição atmosférica no sul do Amazonas, como também fortalece o campo dos estudos ambientais, oferecendo percepções práticas e teóricas para o enfrentamento da crise ambiental. Ao integrar os princípios dos ODS 3, 13 e 15, a pesquisa contribui para a construção de estratégias de mitigação e adaptação que podem reduzir os impactos da poluição atmosférica na saúde humana, na biodiversidade e nas mudanças climáticas, promovendo um desenvolvimento mais sustentável para a região amazônica.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Estudar a variabilidade sazonal da concentração dos materiais particulados $PM_{2.5}$ e PM_{10} no período de agosto de 2022 a novembro de 2024, da área urbana do município de Humaitá, correlacionando-os com variáveis meteorológicas e focos de queimadas.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar a variação e a predominância diária e mensal dos particulados atmosféricos $PM_{2.5}$ e PM_{10} nos períodos seco e chuvoso no município de Humaitá;
- Correlacionar a concentração dos particulados atmosféricos $PM_{2.5}$ e PM_{10} com variáveis meteorológicas (temperatura ºC, umidade e precipitação);
- Verificar a influência das queimadas sobre a concentração e a variação dos particulados atmosféricos $PM_{2.5}$ e PM_{10} no município de Humaitá.

3 HPÓTESE

As concentrações de material particulado $PM_{2.5}$ e PM_{10} na área urbana do município de Humaitá-AM apresentam variabilidade sazonal entre os períodos seco e chuvoso, com valores mais elevados no período seco, associados à maior ocorrência de focos de queimadas e modulados pelas condições meteorológicas locais.

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Caracterização da Região amazônica

A floresta Amazônica é o maior sistema florestal tropical do mundo, cobrindo cerca de 7 milhões de quilômetros quadrados em vários países, incluindo Brasil, Bolívia, Colômbia, Equador, Guiana Francesa, Guiana, Peru, Suriname e Venezuela. O próprio bioma cobre aproximadamente 5,3 milhões de quilômetros quadrados, representando cerca de 40% da área de florestas tropicais (ELLWANGER *et al.*, 2020).

Esse bioma é caracterizado por uma enorme biodiversidade, hospedando cerca de 10% a 15% da biodiversidade terrestre mundial, e armazenando entre 150 e 200 bilhões de toneladas de carbono. A região também inclui biomas de savana tropical adjacentes e paisagens de altitude nos Andes, com ecossistemas de puna e páramo, que contribuem para sua elevada complexidade ecológica (FLORES *et al.*, 2024; MARENGO *et al.*, 2018).

A região Amazônica recebe elevados volumes de precipitação ao longo do ano, o que sustenta sua vasta floresta tropical e contribui significativamente para o ciclo global da água. A bacia amazônica gera um enorme volume de descarga fluvial, estimado entre 210.000 e 220.000 $m^3\ s^{-1}$, representando aproximadamente 15% da entrada de água doce nos oceanos. O sistema climático da Amazônia é influenciado por variabilidades naturais, como os eventos El Niño/La Niña e as anomalias da temperatura da superfície do mar (TSM) no Atlântico Norte Tropical, que afetam diretamente os padrões de precipitação e os regimes hidrológicos (CAI *et al.*, 2020; MARENGO *et al.*, 2018).

A floresta Amazônica fornece serviços ecossistêmicos fundamentais para a manutenção do equilíbrio ambiental, incluindo a regulação do clima, o sequestro de carbono, o fornecimento de água doce e a conservação da biodiversidade. No entanto, o desmatamento, os incêndios florestais e a variabilidade climática têm ameaçado esses serviços, comprometendo não apenas o equilíbrio ecológico, mas também a saúde humana e a estabilidade climática regional e global (PRIST *et al.*, 2023).

4.1.1 Arco do Desmatamento

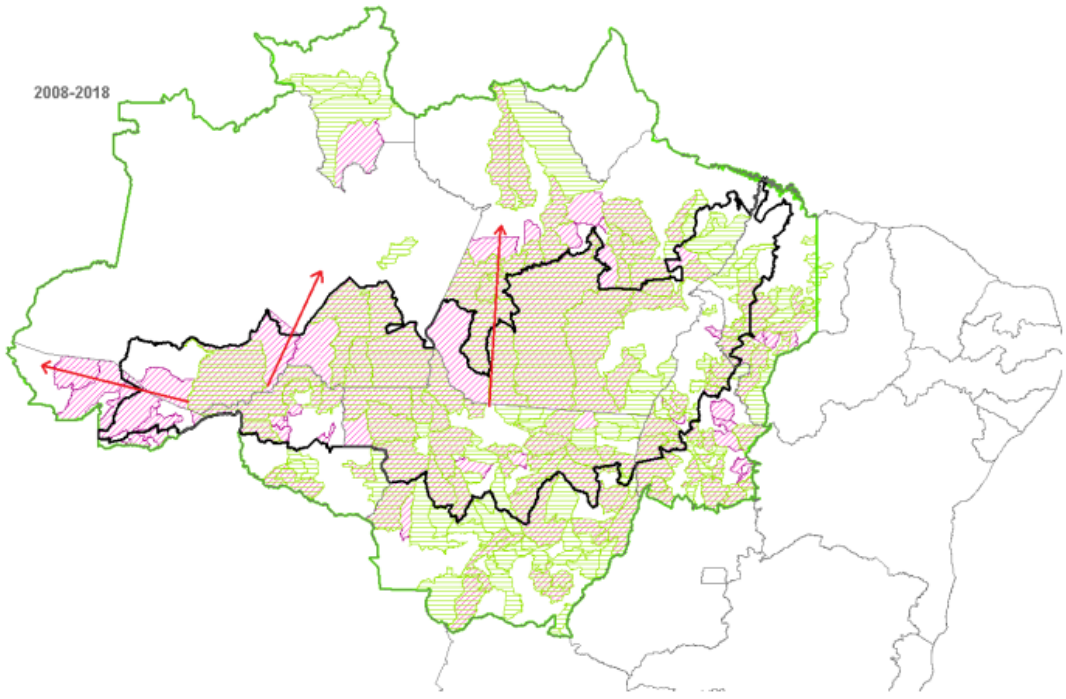
O desmatamento é um dos principais motores da mudança ambiental na Amazônia, sendo impulsionado por múltiplos fatores, incluindo incentivos econômicos, políticas de uso da terra, desenvolvimento de infraestrutura e fragilidade na governança ambiental. O Brasil é responsável

pela maior perda absoluta de cobertura florestal, com cerca de 20% de sua floresta amazônica original já desmatada. Entre agosto de 2020 e julho de 2021, o desmatamento na Amazônia brasileira atingiu sua maior taxa em uma década, acompanhado por números recordes de incêndios florestais (ZICCARDI *et al.*, 2024).

É importante ressaltar que o desmatamento na Amazônia brasileira está concentrado no chamado "arco do desmatamento", conforme ilustrado na Figura 1, caracterizado como uma área em forma de crescente ao longo das bordas leste e sul da floresta. Esse território se estende do oeste do Maranhão e sul do Pará em direção a oeste, abrangendo os estados de Mato Grosso, Rondônia e Acre.

O termo "arco do desmatamento" refere-se à região onde se concentram os maiores índices de desmatamento da Amazônia. A construção de rodovias, como a Belém-Brasília e a Cuiabá-Porto Velho, contribuiu significativamente para a formação desse padrão espacial, que atualmente abrange cerca de 256 municípios responsáveis por aproximadamente 75% do desmatamento na região amazônica (FEARNSIDE, 2022a; OVIEDO *et al.*, 2019).

Figura 1 – Arco do desmatamento na Amazônia brasileira.



Sobreposição dos municípios do arco do desmatamento (polígono em preto) nos anos de 2008 (verde) e 2018 (rosa). Fonte: PRODES/INPE

A dinâmica recente do desmatamento evidencia o avanço do chamado Arco do Des-

matamento em direção ao interior da Amazônia, com destaque para a mesorregião Sul, que concentra aproximadamente 75% do desmatamento no estado do Amazonas. Dados oficiais do PRODES/INPE indicam que novos municípios têm emergido entre aqueles que mais desmatam no arco do desmatamento, pressionando a expansão de uma nova fronteira de degradação florestal. Destacam-se, nesse processo, as rodovias BR-163, BR-319 e BR-364, no estado do Acre, que atuam como vetores de expansão, irradiando a devastação para o interior da floresta amazônica (OVIEDO *et al.*, 2019).

Além do "arco do desmatamento", a Amazônia também enfrenta outras pressões decorrentes de atividades antrópicas, como a exploração madeireira, a mineração e a expansão da agricultura e da pecuária em áreas previamente desmatadas (DE; SANTOS, 2023). As causas do desmatamento são dinâmicas e evoluem ao longo do tempo, acompanhando novas demandas econômicas e territoriais. Nesse contexto, o cultivo da soja passou a integrar, na última década, as principais forças motrizes associadas à expansão do desmatamento na região amazônica.

4.1.2 Incêndios florestais na Amazônia

Os incêndios florestais constituem um fenômeno emergente e complexo, controlado por múltiplas variáveis que variam substancialmente no espaço e no tempo na Amazônia, configurando-se como um dos principais mecanismos de degradação ambiental. Esses eventos podem ser iniciados tanto por fontes naturais quanto por atividades antrópicas, sendo fortemente condicionados por fatores ambientais e climáticos (HERERRA *et al.*, 2022).

A ignição e a propagação do fogo são influenciadas por condições meteorológicas, como altas temperaturas, baixa umidade relativa do ar e períodos prolongados de seca, bem como pelas características da vegetação, incluindo tipo, densidade e grau de aridez do material combustível. Além disso, a topografia desempenha papel relevante, podendo modificar o comportamento e a velocidade de propagação das chamas (QUDRAT-ULLAH, 2025).

A análise da série histórica de focos de incêndio no estado do Amazonas evidencia uma tendência de crescimento expressivo nas últimas décadas. Dados do INPE indicam que a intensificação mais acentuada ocorre a partir de 2020, conforme apresentado na Figura 2. O ano de 2024 registrou o maior número de queimadas na região desde 1998, refletindo a ampliação das pressões antrópicas associadas ao desmatamento, à expansão agropecuária e às condições climáticas mais favoráveis à ocorrência do fogo.

Figura 2 – Série histórica de focos de incêndio no estado do Amazonas (1998–2024).

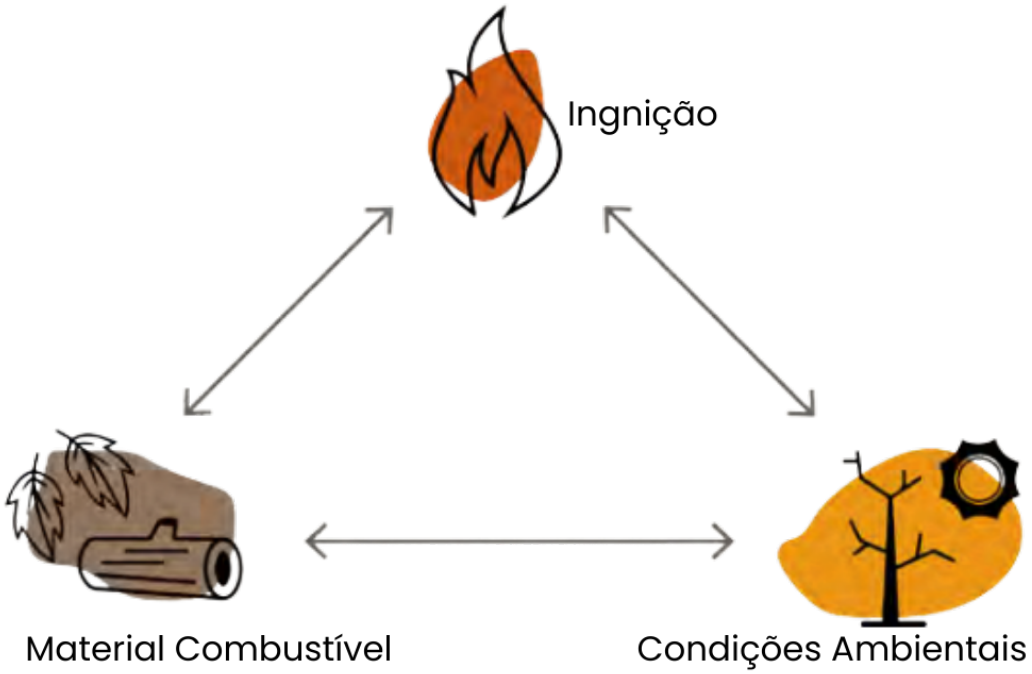


Fonte:INPE, 2026.

Na Amazônia, as queimadas podem ser classificadas em três tipos principais: fogo de desmatamento, fogo de manutenção e incêndios florestais propriamente ditos, que atingem a floresta em pé, podendo ocorrer como eventos iniciais de baixa intensidade no sub-bosque ou como episódios recorrentes de maior severidade. Esses três tipos são responsáveis, respectivamente, por aproximadamente 8%, 39% e 53% dos focos de fogo na região, sendo predominantemente de origem antrópica, uma vez que o fogo natural é raro devido ao elevado teor de umidade do solo e da vegetação (URRUTIA-PEREIRA *et al.*, 2021).

A intensidade da temporada de queimadas depende da combinação de três fatores principais, conforme ilustrado na Figura 3: (i) condições climáticas favoráveis à combustão, (ii) disponibilidade de material combustível e (iii) presença de fontes de ignição de origem humana. Esse conjunto de fatores contribui para a recorrência dos incêndios na Amazônia, intensificando os processos de degradação florestal, as emissões de poluentes atmosféricos e os impactos sobre o clima regional e a saúde das populações expostas.

Figura 3 – Triângulo do fogo amazônico e seus elementos.



Fonte:IPAM, 2020

Durante o período seco, as emissões de material particulado de origem antropogênica podem atingir concentrações muito superiores às observadas na estação chuvosa, variando de aproximadamente 200 a 20.000 partículas cm^{-3}. Essas partículas afetam a microfísica das nuvens, podendo inibir a formação de precipitação e modificar os processos de chuva, o que implica alterações no clima regional (GATTI *et al.*, 2021; SANTOS *et al.*, 2017).

4.2 Climatologia da região Amazônica

A climatologia da Amazônia é controlada pela interação entre sistemas atmosféricos de grande escala, características geográficas e processos de superfície, resultando em um clima predominantemente equatorial úmido, com elevada precipitação anual e temperaturas persistentemente altas. Trata-se de um tema de grande interesse para a comunidade científica, uma vez que os processos atmosféricos e hidrológicos da região exercem influência em escala regional e global (NOBRE et al., 2007).

O clima atual da região amazônica resulta da combinação de diversos fatores, sendo o principal a disponibilidade de energia solar, expressa por meio do balanço de energia, o qual é moldado pelas características geográficas, pelos sistemas atmosféricos e pela cobertura vegetal,

resultando em condições meteorológicas e ecológicas únicas (FISCH *et al.*, 1998).

Entre os principais sistemas que modulam a variabilidade climática regional destacam-se a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), cujas oscilações latitudinais controlam a distribuição sazonal das chuvas; a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), responsável por episódios prolongados de precipitação; e o sistema El Niño–Oscilação Sul (ENSO), que exerce forte influência sobre os padrões de precipitação e temperatura na bacia amazônica (SILVA *et al.*, 2023a; XU *et al.*, 2025).

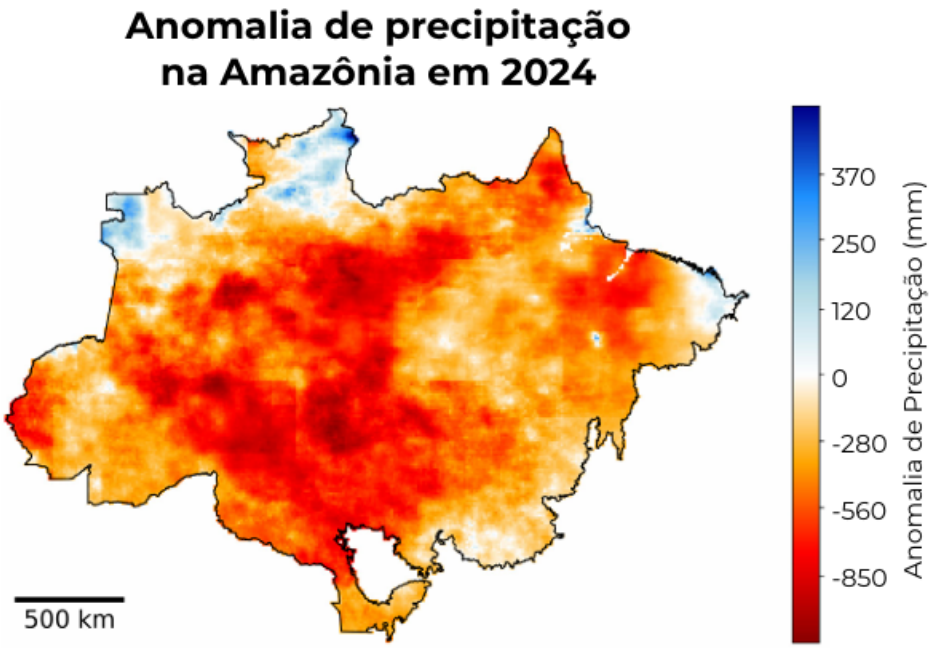
Do ponto de vista da classificação climática, a Amazônia pode ser dividida em três zonas principais, de norte a sul: floresta tropical úmida, monção tropical e savana tropical, enquanto os Andes ocidentais apresentam clima de tundra polar. O clima dominante é do tipo tropical, com precipitação anual superior a 2.000 mm e temperaturas médias anuais em torno de 27 °C (ZHANG *et al.*, 2025a).

A região apresenta um padrão sazonal bem definido, com duas estações principais: uma estação chuvosa, denominada inverno amazônico, que ocorre tipicamente entre novembro e maio, com pico de precipitação em março, e uma estação seca, ou verão amazônico, entre junho e outubro, caracterizada por temperaturas mais elevadas e menor frequência de chuvas (MARTINS *et al.*, 2019; MARTINS *et al.*, 2023; ZHANG *et al.*, 2025b).

Projeções de mudanças climáticas para a Amazônia indicam um aumento da temperatura entre 0,3 °C e 3 °C, além de redução da evapotranspiração e da umidade do solo, condições que favorecem a ocorrência de queimadas e aumentam o risco de incêndios florestais. A combinação entre desmatamento e mudanças climáticas pode levar a um ponto de inflexão ecológico, com a possível conversão da floresta em uma paisagem degradada semelhante à savana tropical (LIBERATO *et al.*, 2010).

Em 2024, a precipitação na Amazônia foi de aproximadamente 448 mm (20%) abaixo da média climatológica, conforme ilustrado na Figura 4. No mesmo período, a temperatura média apresentou aumento de cerca de 1,5 °C em relação à média histórica (1985–2024). Em algumas regiões, a anomalia de precipitação atingiu valores de até -1000 mm ano^{-1}. A redução das chuvas contribuiu diretamente para o aumento da área queimada, que alcançou aproximadamente 15,6 milhões de hectares em 2024. Consequentemente, as concentrações de material particulado fino ($PM_{2.5}$) atingiram uma média anual de 24,8 μg m^{-3} (INPE,2025).

Figura 4 – Anomalia de precipitação na Amazônia no ano de 2024.

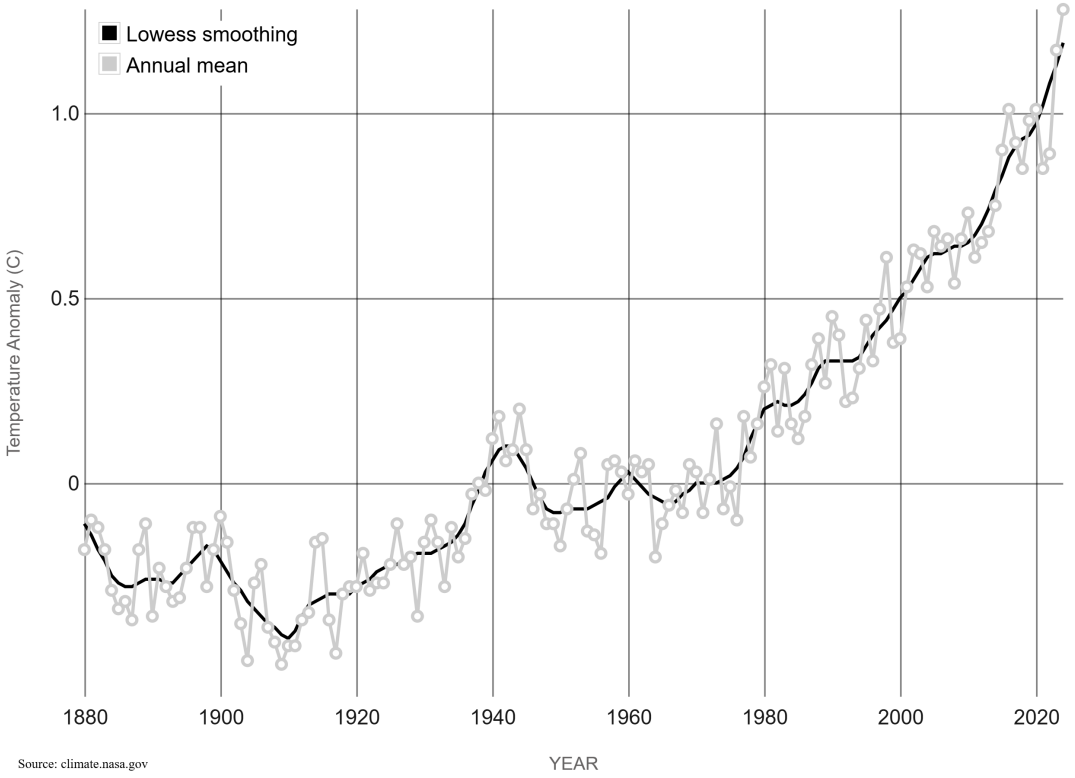


Fonte:INPE,2024

Esse cenário regional de seca extrema insere-se em um contexto mais amplo de aquecimento global. A temperatura média global da Terra em 2024 foi aproximadamente 2,3 °F (cerca de 1,28 °C) superior à média do século XX (1951–1980), conforme apresentado na Figura 5. Registros da NASA indicam que a temperatura global em 2024 foi cerca de 2,65 °F (1,47 °C) acima da média pré-industrial do final do século XIX (1850–1900). Além disso, os dez anos mais recentes configuram-se como os mais quentes já registrados na série histórica global.

O aumento sistemático da temperatura média global intensifica a frequência e a severidade de eventos extremos, como ondas de calor e secas prolongadas, amplificando os riscos climáticos na Amazônia. O gráfico abaixo mostra a variação da temperatura global da superfície em comparação com a média de referência para o período de 30 anos, de 1951 a 1980. A temperatura média da superfície da Terra em 2024 foi a mais alta já registrada desde o início dos registros, em 1880

Figura 5 – Série histórica de anomalias de temperatura média global (1880–2024).



Fonte:NASA/GISS, 2026

Essas condições climáticas anômalas, caracterizadas por temperaturas elevadas e redução da precipitação, criam um ambiente altamente favorável à ocorrência de incêndios florestais e à intensificação dos processos de degradação ambiental. Além de comprometerem os serviços ecossistêmicos da floresta, esses eventos representam uma das principais fontes de emissão de aerossóis e material particulado para a atmosfera, afetando diretamente a qualidade do ar, os processos radiativos e a saúde das populações expostas(ANDERSON; MARCHEZINI, 2020; QUDRAT-ULLAH, 2025; SILVA *et al.*, 2023b; ZHANG *et al.*, 2025c).

4.3 Poluição Atmosférica

A poluição atmosférica constitui um dos principais desafios ambientais enfrentados pelas sociedades contemporâneas. Entre as diversas substâncias que compõem a poluição do ar, destacam-se compostos gasosos como dióxido de nitrogênio (NO_2), ozônio (O_3), dióxido de enxofre (SO_2) e amônia (NH_3), além das partículas atmosféricas, consideradas tanto em termos de concentração de massa quanto de número e composição química, que têm recebido ampla atenção científica (CERRO *et al.*, 2020).

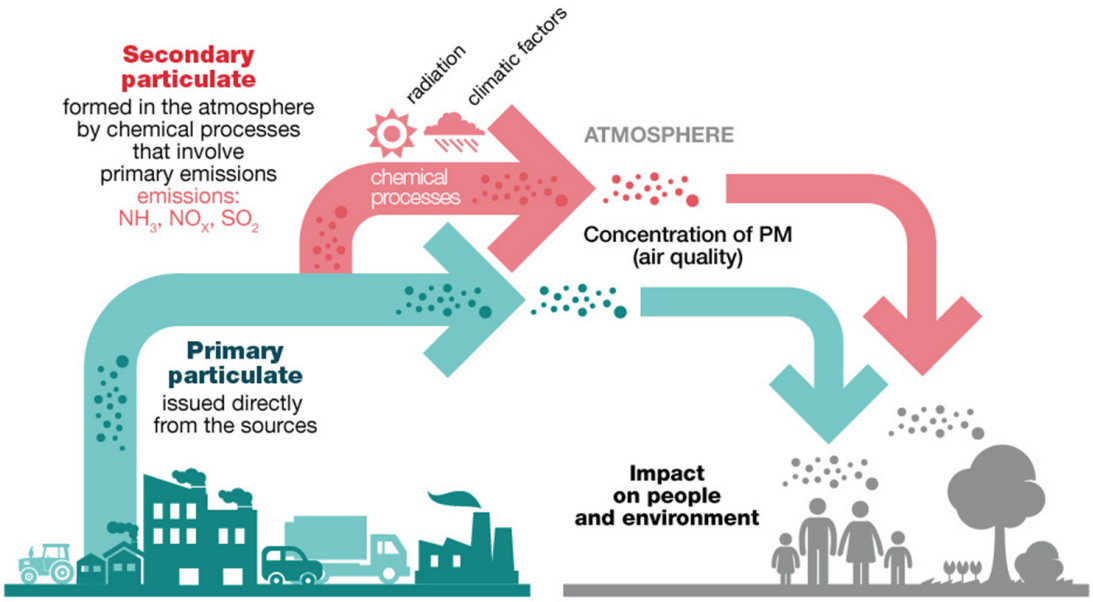
A poluição atmosférica pode ser definida como uma condição caracterizada pela pre-

sença de substâncias no ar em concentrações suficientemente elevadas para produzir efeitos mensuráveis sobre seres humanos, animais, plantas, materiais e ecossistemas (PASQUAL *et al.*, 2024).

No contexto brasileiro, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução nº 506/2024, define poluição atmosférica como qualquer forma de matéria ou energia em quantidade, concentração, tempo ou características que tornem ou possam tornar o ar impróprio ou nocivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e flora, ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (BRASIL, 2024).

A dinâmica da poluição atmosférica pode ser compreendida a partir de três processos fundamentais, conforme ilustrado na Figura 6: emissão, transporte e imissão. A emissão consiste na liberação de substâncias poluentes na atmosfera, oriundas de fontes naturais ou antrópicas, que podem ser classificadas como fixas ou móveis.

Figura 6 – Mecanismos de emissão, dispersão, diluição e transformação da poluição.



Fonte:D'Ottavio, 2025

O transporte refere-se aos mecanismos de dispersão, diluição e às transformações físicas e químicas que os poluentes sofrem ao longo do tempo e do espaço atmosférico. Por sua vez, a imissão está associada à deposição dos poluentes no ambiente, seja por via seca ou úmida, representando a concentração efetivamente presente em um determinado local e, consequentemente, o nível de exposição dos ecossistemas e da população (LUZ, 2017, p. 69).

Do ponto de vista da origem, a Tabela 1 apresenta a classificação da poluição atmosférica em poluentes primários e secundários (EMETERE, 2022). Os poluentes primários são aqueles emitidos diretamente para a atmosfera a partir de fontes emissoras identificáveis, como veículos automotores, atividades industriais, queimadas e fenômenos naturais, a exemplo das erupções vulcânicas.

Entre os principais poluentes primários destacam-se o monóxido de carbono (CO), o dióxido de enxofre (SO_2), os óxidos de nitrogênio (NO_x) e o material particulado (MP). O controle desses poluentes ocorre predominantemente de forma direta, por meio da redução das emissões nas fontes, utilizando-se tecnologias de controle e instrumentos regulatórios (CERRO *et al.*, 2020; LUZ, 2017).

Tabela 1 – Classificação dos poluentes atmosféricos quanto à origem, fontes e características

Classificação	**Definição**	**Principais Poluentes**	**Exemplos de Fontes**	**Características**
Poluentes Primários	Emitidos diretamente para a atmosfera a partir de fontes naturais ou antrópicas identificáveis	SO_2, CO, NO_x, MP (PM_{10} e $PM_{2.5}$), Pb, hidrocarbonetos não queimados, cinzas	Veículos automotores, indústrias, queima de biomassa, poeira de estradas, erupções vulcânicas	Afetam a qualidade do ar imediatamente após a emissão, com maior impacto nas proximidades das fontes
Poluentes Secundários	Formados na atmosfera por reações químicas e fotoquímicas entre poluentes precursores	O_3 troposférico, peróxidos, ácidos (sulfúrico e nítrico), material particulado secundário	Reações envolvendo NO_x, compostos orgânicos voláteis (COVs), SO_2 e NH_3 sob influência da radiação solar	Formação dependente das condições meteorológicas, sendo controlados indiretamente pela redução dos poluentes precursores

Fonte: Adaptado de (LUZ, 2017).

Por outro lado, os poluentes secundários não são emitidos diretamente para a atmosfera, sendo formados a partir de reações químicas e fotoquímicas que ocorrem no meio atmosférico. Essas reações envolvem poluentes precursores, como NO_x, compostos orgânicos voláteis (COVs), dióxido de enxofre (SO_2) e amônia (NH_3), sob a influência da radiação solar e de condições meteorológicas específicas (LUZ, 2017).

Exemplos de poluentes secundários incluem o ozônio troposférico (O_3), o nitrato de peroxiacetila (PAN), ácidos atmosféricos, como o ácido sulfúrico, e o material particulado se-

cundário. O controle desses poluentes é mais complexo e indireto, pois depende da redução simultânea dos poluentes precursores e da compreensão dos processos atmosféricos que governam sua formação (SÁNCHEZ *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2014).

Seguindo a Resolução CONAMA n.º 506 (BRASIL, 2024), que estabelece os padrões de qualidade do ar no Brasil, os principais poluentes atmosféricos, também conhecidos como parâmetros regulamentados, são os seguintes:

a) **Material Particulado (PTS, PM_{10} e $PM_{2.5}$)**: Trata-se de um conjunto de poluentes na forma de poeira, fuligem, neblina e outras partículas sólidas ou líquidas que permanecem suspensas no ar devido ao seu tamanho reduzido.

b) **Dióxido de Enxofre (SO_2)**: Gás tóxico e incolor, emitido principalmente pela queima de combustíveis contendo enxofre, como gasolina, óleo combustível industrial e óleo diesel. Fontes naturais, como vulcões, também contribuem para sua emissão. Na atmosfera, pode reagir com a água e originar chuva ácida.

c) **Dióxido de Nitrogênio (NO_2)**: Produto da oxidação do monóxido de nitrogênio (NO), sendo formado principalmente durante processos de combustão

d) **Ozônio (O_3)**: Formado a partir de reações entre óxidos de nitrogênio (NO_x) e compostos orgânicos voláteis (COVs) na presença de radiação solar. Trata-se de um poluente secundário que indica a presença de oxidantes fotoquímicos na atmosfera. Em concentrações elevadas, pode causar a formação de névoa fotoquímica, conhecida como *smog* fotoquímico.

e) **Fumaça (FMC)**: Refere-se ao material particulado suspenso no ar resultante de processos de combustão.

f) **Monóxido de Carbono (CO)**: Gás inodoro e incolor, resultante da queima incompleta de biomassa, combustíveis fósseis e outros materiais orgânicos, em condições de baixa disponibilidade de oxigênio.

4.4 Poluição Atmosférica na Amazônia

Na Amazônia, a poluição atmosférica resulta de múltiplas fontes, destacando-se as queimadas (queima de biomassa), atividades urbanas, industriais, mineração e mudanças no uso do solo, como desmatamento e expansão agrícola. As queimadas, especialmente durante a estação

seca, são responsáveis por aumentos significativos nas concentrações de material particulado ($PM_{2.5}$ e PM_{10}), ozônio (O_3), monóxido de carbono (CO) e outros poluentes, com impactos diretos sobre a saúde humana e o funcionamento dos ecossistemas (PARALOVO *et al.*, 2019).

Além disso, indicadores de exposição à poluição do ar na Amazônia demonstram que, entre 2010 e 2019, especialmente nos meses de agosto a outubro, foram registradas concentrações de $PM_{2.5}$ acima do limite recomendado pela Organização Mundial da Saúde (15 μg m^{-3}), afetando cerca de 60% da população da região amazônica e do Centro-Oeste por aproximadamente seis meses ao ano. As áreas de maior exposição coincidem com o Arco do Desmatamento, evidenciando a relação entre queimadas, poluição atmosférica e riscos à saúde humana (ARTAXO, 2022; OLIVEIRA *et al.*, 2023).

A dinâmica da poluição atmosférica na Amazônia é fortemente modulada pela sazonalidade climática e pelas condições meteorológicas locais. Durante o período seco, caracterizado por baixos índices pluviométricos, temperaturas elevadas e redução da dispersão atmosférica, observa-se o acúmulo de material particulado na atmosfera, intensificando episódios críticos de poluição do ar (PARALOVO *et al.*, 2019).

Variáveis meteorológicas como temperatura, umidade relativa, precipitação, velocidade e direção do vento exercem papel fundamental na formação, transporte e deposição dos poluentes atmosféricos, influenciando diretamente a variabilidade temporal e espacial das concentrações de material particulado (BAKLANOV *et al.*, 2018).

A queima de biomassa libera grandes quantidades de aerossóis atmosféricos e gases traço, contribuindo para o aumento das concentrações de material particulado durante o período seco. Esses poluentes podem ser transportados por longas distâncias, afetando a qualidade do ar em áreas urbanizadas situadas no Arco do Desmatamento (ARTAXO *et al.*, 2013b; FEARNSIDE, 2022b).

Evidências recentes indicam que extensas áreas da Amazônia passaram a atuar como fontes líquidas de emissões atmosféricas, em função da intensificação das atividades antrópicas e da recorrência de incêndios florestais, alterando o balanço regional de aerossóis e gases de efeito estufa (GATTI *et al.*, 2021). As queimadas constituem a principal fonte de material particulado fino ($PM_{2.5}$) na região, com concentrações sazonalmente controladas, inferiores a 25 μg m^{-3} no período chuvoso e com excedências sistemáticas durante a estação seca (OLIVEIRA B.L.A.; SOUZA, 2024).

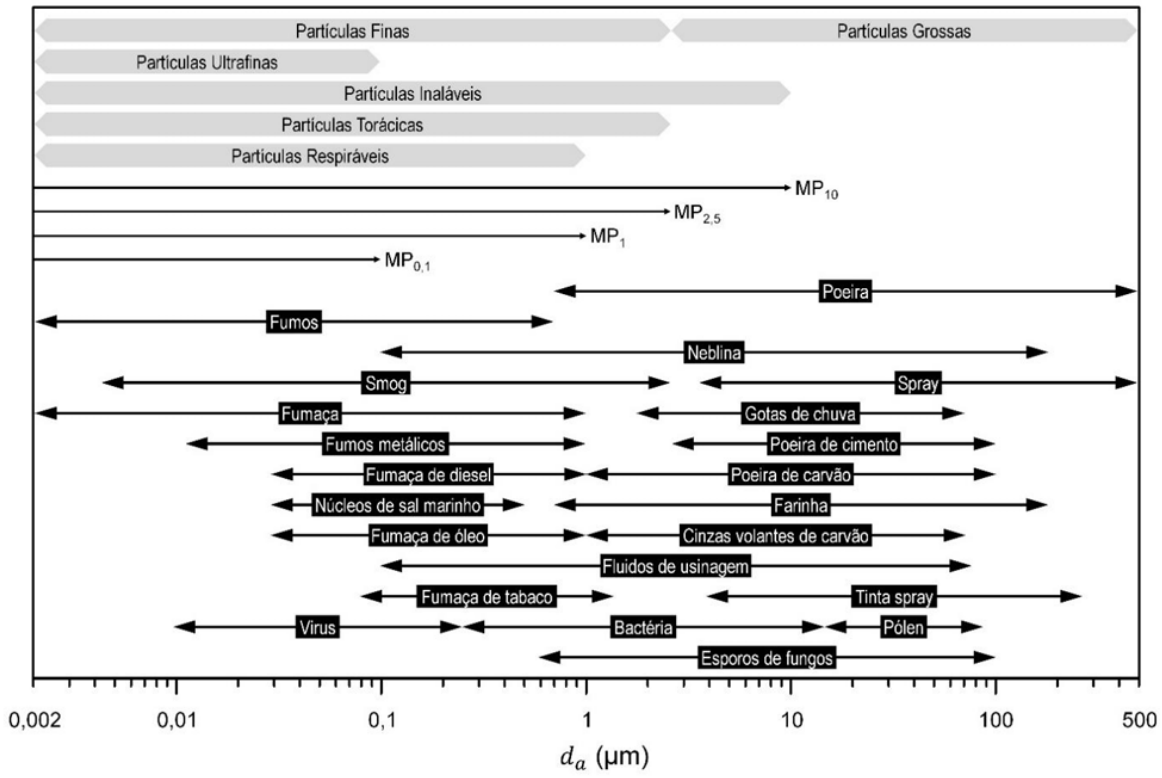
4.5 Material particulado

O material particulado (MP) refere-se a uma mistura complexa de partículas sólidas e/ou líquidas suspensas na atmosfera, sendo considerado um dos principais poluentes atmosféricos. Essas partículas podem ser emitidas diretamente por fontes naturais e antrópicas, como poeira, fumaça, cinzas e fuligem, ou formadas na atmosfera a partir de reações químicas envolvendo gases precursores. O material particulado apresenta diâmetro aerodinâmico variando entre 0,001 e 100 μm (ZHANG *et al.*, 2015).

A classificação do material particulado é comumente realizada com base no tamanho das partículas, utilizando-se o diâmetro aerodinâmico como parâmetro. De acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2024), destacam-se principalmente as frações PM_{10}, correspondentes às partículas inaláveis grossas com diâmetro aerodinâmico $\leq$ 10 μm, e $PM_{2.5}$, que compreendem as partículas finas com diâmetro $\leq$ 2,5 μm (BRASIL, 2024).

Além dessas, partículas ainda menores, como PM_1 e partículas ultrafinas, também são reconhecidas por sua elevada capacidade de penetração no sistema respiratório. A Figura 7 apresenta a classificação do material particulado segundo o diâmetro aerodinâmico, bem como exemplos de partículas associadas a diferentes faixas de tamanho.

Figura 7 – Classificação por tamanho e composição do material particulado atmosférico

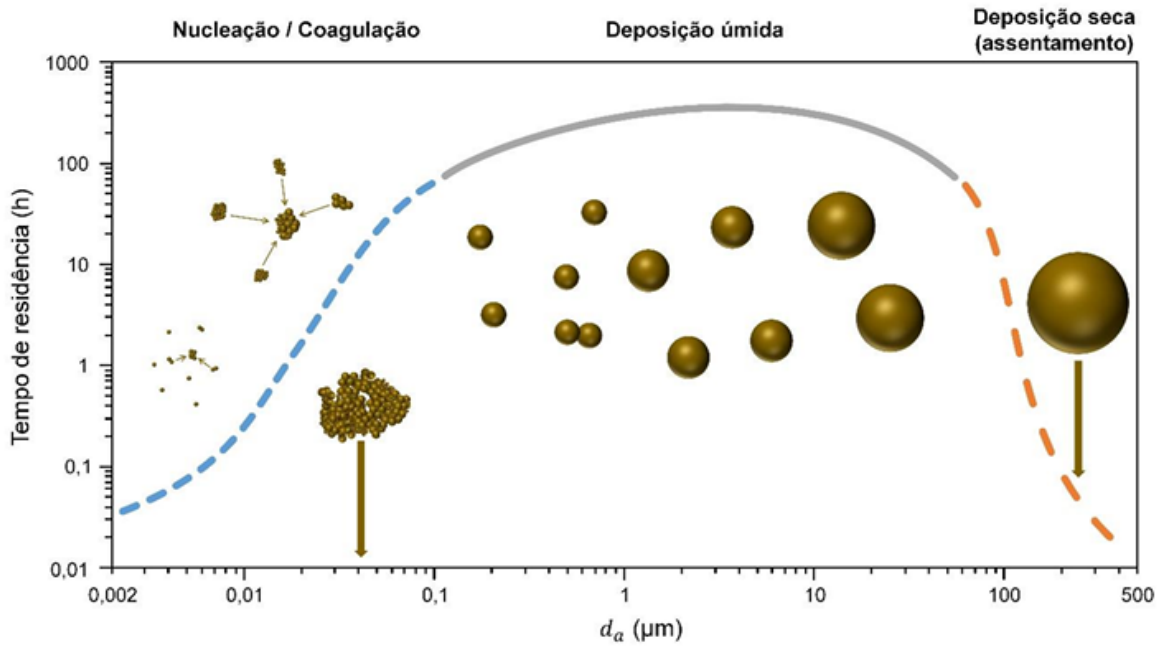


Fonte: Adaptado (Brito, 2018)

O tamanho das partículas exerce papel fundamental no comportamento do material particulado na atmosfera, influenciando diretamente seu transporte, tempo de residência e mecanismos de remoção. Partículas de maior diâmetro tendem a ser removidas mais rapidamente por processos de deposição seca, enquanto partículas finas e ultrafinas apresentam maior tempo de permanência na atmosfera, podendo permanecer suspensas por períodos que variam de dias a meses.

Em função dessa característica, essas partículas podem ser transportadas por longas distâncias, frequentemente superiores a 4.000 km, afetando regiões distantes das fontes emissoras (COBELO *et al.*, 2023b; REQUIA *et al.*, 2021; ROGERS *et al.*, 2020). Os principais processos envolvidos na dinâmica do material particulado incluem nucleação, coagulação, deposição úmida e deposição seca, os quais estão representados esquematicamente na Figura 8.

Figura 8 – Relação entre o diâmetro aerodinâmico das partículas, o tempo de residência atmosférica e os principais mecanismos de remoção do material particulado.



Fonte: Seinfeld e Pandis (2016).

O tempo de permanência do material particulado na atmosfera está diretamente relacionado às propriedades físicas das partículas, especialmente ao seu diâmetro aerodinâmico. Esse parâmetro controla a velocidade de sedimentação gravitacional e, consequentemente, os processos de remoção do material particulado da atmosfera.

De acordo com a Lei de Stokes, a velocidade de queda de uma partícula em um fluido aumenta proporcionalmente ao quadrado de seu diâmetro, indicando que partículas menores

apresentam velocidades de deposição significativamente reduzidas quando comparadas às partículas de maior tamanho(BAIRD; CANN, 2011; SILVA; MENDES, 2006).

Em função dessa relação, partículas finas e ultrafinas tendem a permanecer suspensas na atmosfera por períodos prolongados, variando de dias a semanas, ou até mesmo anos, favorecendo o transporte a longas distâncias e a ampla dispersão espacial. As partículas $PM_{2.5}$ normalmente permanecem na atmosfera por vários dias até cerca de uma semana, podendo, em determinadas condições, atingir tempos de residência de até 28 dias, dependendo do método de estimativa e das condições ambientais (THUNIS *et al.*, 2018).

Por outro lado, partículas grossas apresentam maior velocidade de queda e são removidas mais rapidamente, permanecendo em suspensão por intervalos que variam de minutos a poucas horas, dependendo de seu tamanho, densidade e das condições atmosféricas locais. Para ilustrar essa diferença no tempo de residência atmosférica em função do diâmetro aerodinâmico das partículas, a Tabela 2 apresenta estimativas do tempo necessário para a deposição de partículas em suspensão, considerando uma altitude aproximada de 1 km (JACOBSON, 2012).

Tabela 2 – Tempo estimado para deposição de partículas atmosféricas em função do diâmetro aerodinâmico

Diâmetro aerodinâmico (μm)	**Tempo estimado para deposição***
0,02	228 anos
0,1	36 anos
1	328 dias
10	3,6 dias
100	1,1 hora
1.000	4 minutos
5.000	1,8 minutos

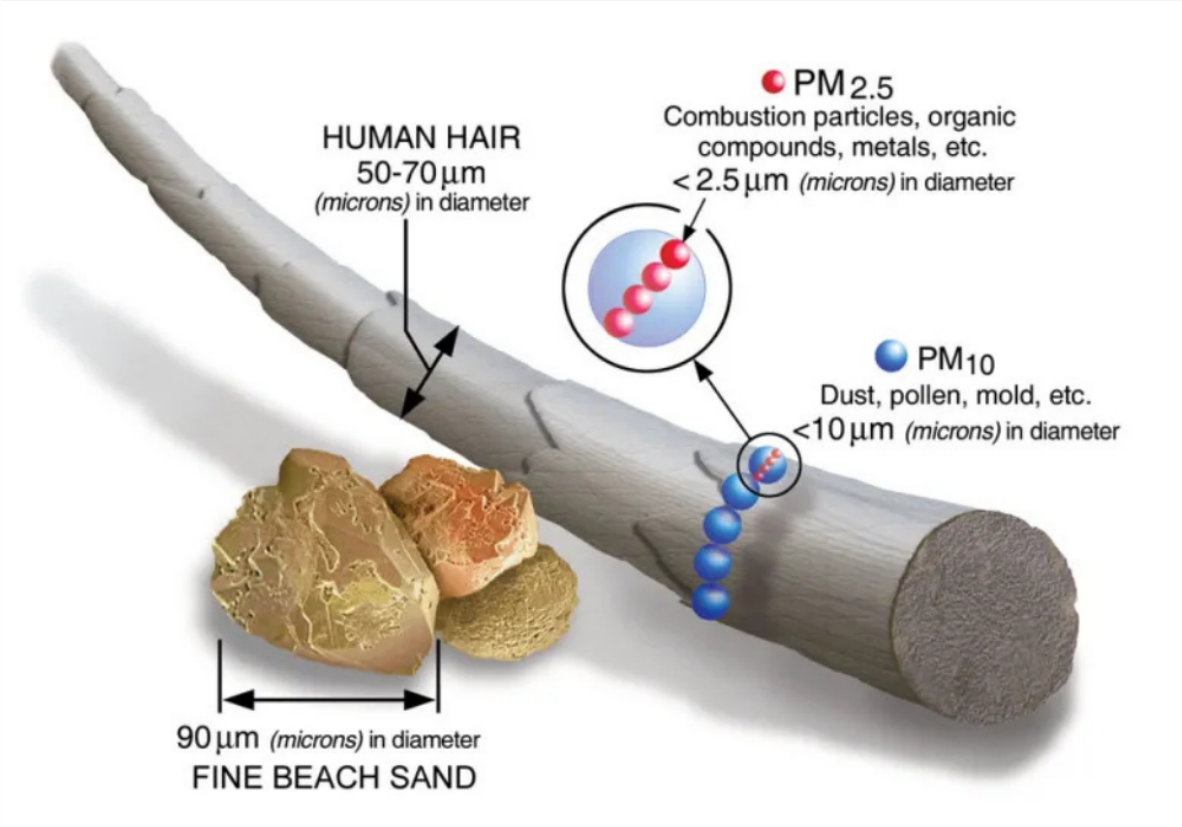
*Estimativas considerando deposição gravitacional em condições atmosféricas ideais.

Fonte: Fonte: Adaptado (Jacobson, 2012).

Com o objetivo de facilitar a compreensão das diferenças de escala entre as distintas frações do material particulado, a Figura 9 apresenta uma comparação entre os tamanhos característicos das partículas PM_{10}, $PM_{2.5}$ e PM_1 em relação a objetos de referência, como o fio de cabelo humano e grãos de areia. Essa representação evidencia a reduzida dimensão das partículas finas e ultrafinas, reforçando seu potencial de penetração profunda no trato respiratório.

Portanto, o material particulado pode ser classificado em quatro categorias principais, a saber: partículas grossas (2,5–10 μm), partículas finas (0,1–2,5 μm), partículas ultrafinas (0,01–0,1 μm) e nanopartículas (< 0,01 μm) (**??**).

Figura 9 – Comparação entre os tamanhos das partículas PM_{10} e $PM_{2.5}$) e objetos de referência, como fio de cabelo humano e grãos de areia



Fonte:Ishn.com (2023)

Do ponto de vista químico, o material particulado apresenta composição altamente heterogênea. As partículas em suspensão são formadas por diversos componentes, incluindo íons inorgânicos, como nitratos, sulfatos e amônio, além de metais, carbono elementar, compostos orgânicos e ácidos (PINDADO *et al.*, 2009; TSIGARIDIS *et al.*, 2014).

A fração orgânica do material particulado é particularmente complexa, sendo composta por n-alcanos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), álcoois, ácidos orgânicos e outros compostos. O material particulado pode, portanto, ser descrito como uma mistura de material emitido diretamente por fontes primárias e material formado secundariamente na atmosfera por processos de nucleação e condensação de vapores, resultando em um aerossol atmosférico quimicamente diverso (TSIGARIDIS *et al.*, 2014).

Apesar da predominância dos processos de deposição durante a estação chuvosa, a atmosfera amazônica continua a apresentar formação de material particulado secundário. Nesse período, a emissão de compostos orgânicos voláteis (COVs), de origem biogênica, desempenha

um papel fundamental na formação de aerossóis orgânicos secundários (ZHENG *et al.*, 2015).

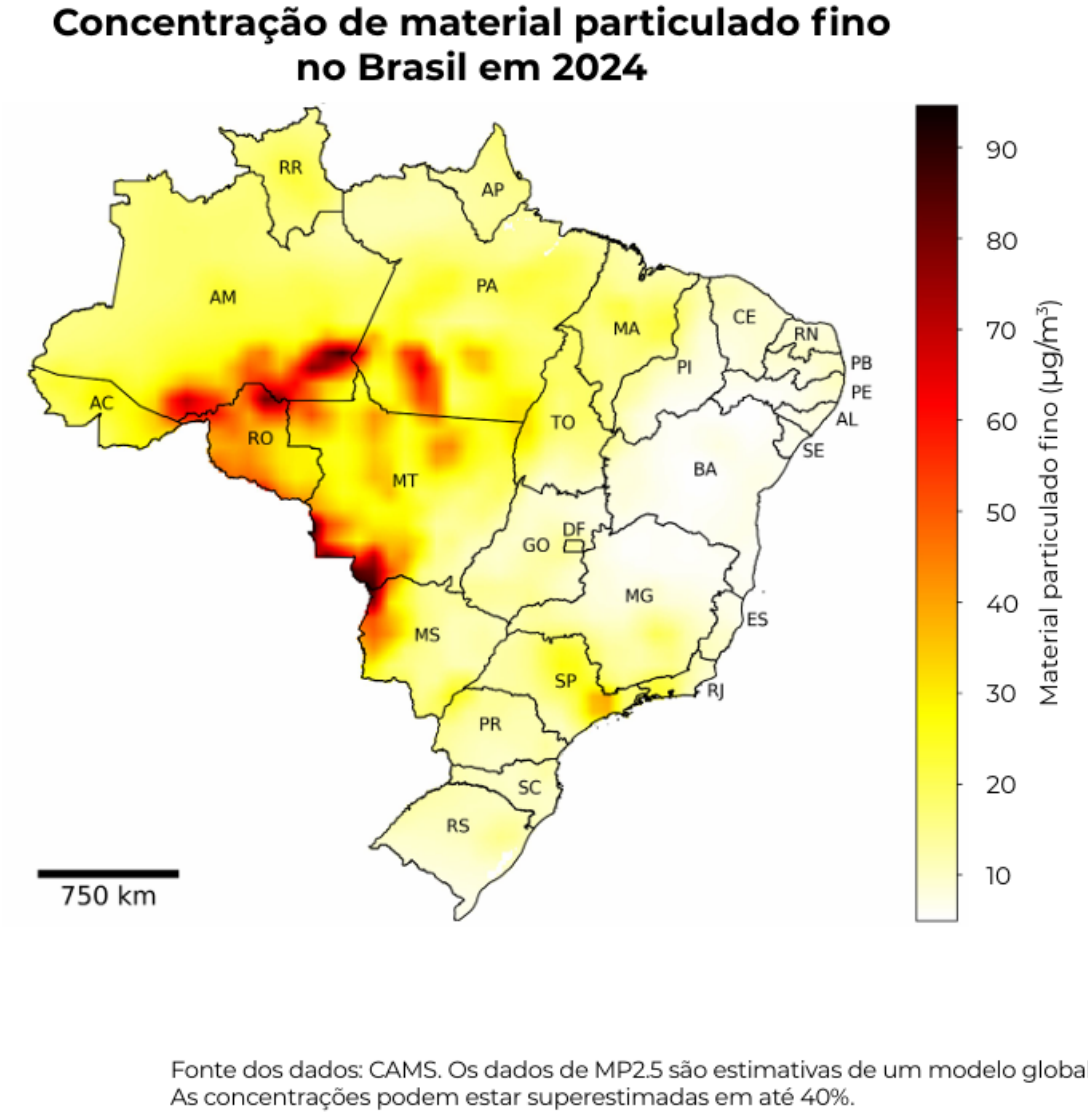
No contexto de eventos de queimadas e incêndios florestais, o material particulado apresenta composição química característica, resultante tanto das emissões diretas quanto de processos de transformação química na atmosfera. Estudos indicam que os principais constituintes do material particulado proveniente dessas fontes incluem sulfato, potássio, fosfato, amônio, formiato e outros compostos solúveis em água, os quais são amplamente utilizados como marcadores de emissões associadas à queima de biomassa (COSTA *et al.*, 2023a).

Destaca-se que a queima de biomassa libera uma ampla variedade de poluentes atmosféricos, incluindo material particulado primário e diversos gases, como monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), hidrocarbonetos não metânicos (HCNM), óxidos de nitrogênio (NO_x), óxido nitroso (N_2O) e amônia (NH_3). Esses compostos são emitidos diretamente durante o processo de combustão e constituem as chamadas emissões primárias associadas às queimadas (SANTOS *et al.*, 2017).

Em escala regional, a poluição atmosférica associada ao material particulado tem se intensificado na Região Norte do Brasil. Em 2024, os níveis de poluição do ar nessa região foram superiores aos observados em áreas mais urbanizadas da Região Sudeste.

Os estados de Rondônia, Mato Grosso, Acre e Amazonas apresentaram as maiores concentrações médias anuais de material particulado fino ($PM_{2.5}$), com valores estimados entre 30 e 42 μg m^{-3}, conforme ilustrado na Figura 10, evidenciando a forte influência das queimadas e das mudanças no uso e cobertura da terra sobre a qualidade do ar regional (INPE, 2026).

Figura 10 – Distribuição espacial da concentração média anual de material particulado fino $PM_{2.5}$) no Brasil em 2024.



Fonte: INPE, 2024

4.6 Efeitos da poluição por Material Particulado na Saúde

O material particulado tem sido uma preocupação em escala global devido aos seus efeitos adversos sobre a saúde da população, especialmente entre indivíduos residentes em áreas urbanas. Tanto a exposição aguda quanto a crônica ao material particulado (MP) estão associadas ao aumento da morbidade e mortalidade por doenças respiratórias e cardiovasculares, além de outros efeitos sistêmicos (CHEN *et al.*, 2022; YEN; CHEN, 2022; ZHANG *et al.*, 2020).

A exposição ao material particulado tem sido responsável por milhões de mortes em

todo o mundo. Estudos indicam que os grupos mais vulneráveis incluem crianças, idosos e indivíduos com doenças respiratórias ou cardiovasculares preexistentes (LEE; KANG, 2022). A Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que a poluição atmosférica seja responsável por cerca de 7 milhões de mortes prematuras por ano, relacionadas principalmente a doenças isquêmicas do coração, acidente vascular cerebral, doença pulmonar obstrutiva crônica e infecções respiratórias agudas, com maior impacto em países de baixa e média renda (OMS, 2022).

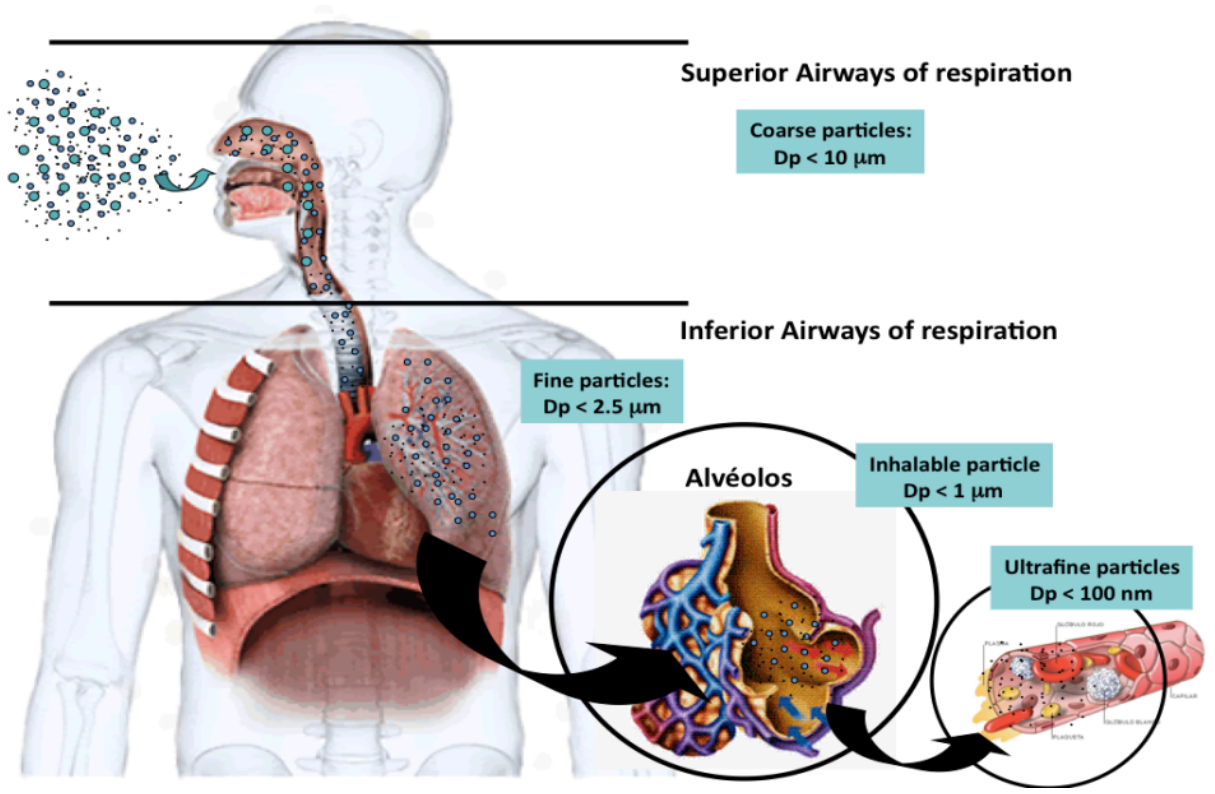
Estudos epidemiológicos conduzidos na região sul da Amazônia demonstram que a exposição ao material particulado proveniente de queimadas está associada ao aumento dos atendimentos ambulatoriais por doenças respiratórias em crianças, com incrementos de 2,9% e 2,6% nos atendimentos no sexto e sétimo dias após a exposição a um aumento de 10 μg m^{-3} de $PM_{2.5}$ (CARMO *et al.*, 2010).

As partículas finas depositam-se nos brônquios terminais e nos alvéolos pulmonares, agravando doenças respiratórias e podendo levar a óbitos prematuros. Na Amazônia, a exposição ocorre principalmente durante o período seco, que pode durar de três a cinco meses por ano, com concentrações que podem atingir valores de até 400 μg m^{-3}, significativamente acima dos limites recomendados para ambientes urbanos (SOUZA *et al.*, 2020; BUTT *et al.*, 2020b; BUTT *et al.*, 2021; CARMO *et al.*, 2010).

A exposição ao material particulado, especialmente às partículas finas ($PM_{2.5}$), está associada a efeitos adversos nos sistemas respiratório e cardiovascular, contribuindo para o aumento de hospitalizações e mortalidade. A inalação dessas partículas pode desencadear inflamação sistêmica aguda e induzir respostas toxicológicas potencialmente graves, estando relacionada ao agravamento de doenças respiratórias e cardiovasculares, além de um risco aumentado de câncer de pulmão e outros tipos de câncer (SCIBOR, 2019; ZHANG *et al.*, 2020).

Além disso, a exposição ao material particulado está associada a efeitos sistêmicos que envolvem os sistemas imunológico e nervoso, bem como outros órgãos, podendo resultar em distúrbios imunológicos, inflamação neural, fraqueza muscular, disfunção renal, danos à pele, perfuração do septo nasal, asma, danos hepáticos e redução da expectativa de vida. Evidências adicionais indicam possíveis efeitos sobre os sistemas reprodutivo e imunológico decorrentes de exposições de curto prazo, bem como associação entre exposição prolongada ao $PM_{2.5}$ e comprometimento do neurodesenvolvimento e da função cognitiva (CHEN *et al.*, 2021).

Figura 11 – Representação de áreas de deposição de PM respirável no sistema respiratório



Fonte: Adaptado de GUARIEIRO e GUARIEIRO (2013)

O tamanho das partículas em suspensão (PM) é um fator determinante para seus efeitos sobre a saúde. Partículas finas ($PM_{2.5}$, $\leq$ 2,5 μm) e partículas ultrafinas (< 0,1 μm) apresentam elevada capacidade de penetração no sistema respiratório (ZHANG *et al.*, 2020).

Após a deposição nas vias aéreas, os efeitos do material particulado variam de acordo com o tamanho das partículas e sua capacidade de penetração no sistema respiratório (Figura 11). As partículas grossas (PM_{10}) tendem a se depositar nas vias aéreas superiores e nos brônquios, estando associadas à inflamação brônquica e ao aumento da mortalidade por doenças cardiovasculares (BETITO *et al.*, 2025; SCIBOR, 2019; SOFUOGLU *et al.*, 2026).

As partículas finas ($PM_{2.5}$), por sua vez, alcançam as vias aéreas inferiores e os alvéolos pulmonares, estando associadas à ocorrência de asma, doenças alérgicas, câncer e outros agravos à saúde (CHEN *et al.*, 2021; FAN *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020). As partículas ultrafinas, devido ao seu reduzido diâmetro, apresentam maior capacidade de translocação para a corrente sanguínea, podendo produzir efeitos ainda mais pronunciados sobre o organismo (KRITTANAWONG *et al.*, 2023; ZHANG *et al.*, 2020).

Os principais mecanismos associados aos efeitos adversos do material particulado in-

cluem processos de inflamação e estresse oxidativo, desencadeados pela inalação das partículas, os quais podem resultar em respostas sistêmicas e toxicológicas (CHEN *et al.*, 2021; MA *et al.*, 2023; YEN; CHEN, 2022).

Além disso, a exposição ao material particulado pode interferir nos processos de coagulação sanguínea, evidenciada pelo aumento dos níveis de fibrinogênio plasmático e por alterações na circulação sanguínea. Efeitos negativos sobre os sistemas imunológico e nervoso também têm sido relatados, com evidências de comprometimento imunológico associado à exposição (HUANG *et al.*, 2019).

O material particulado contém substâncias genotóxicas e mutagênicas, tais como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), nitro-HPAs e metais de transição. Esses compostos são capazes de induzir danos ao DNA por meio de mecanismos oxidativos e pela formação de adutos com o material genético.

A genotoxicidade associada ao material particulado contribui para processos de carcinogênese, com destaque para o desenvolvimento do câncer de pulmão, uma vez que esses compostos, além de induzirem danos ao DNA por mecanismos oxidativos, favorecem alterações celulares associadas ao desenvolvimento da doença (VALAVANIDIS *et al.*, 2008; VICENTE; ALVES, 2018; GALVÃO *et al.*, 2018).

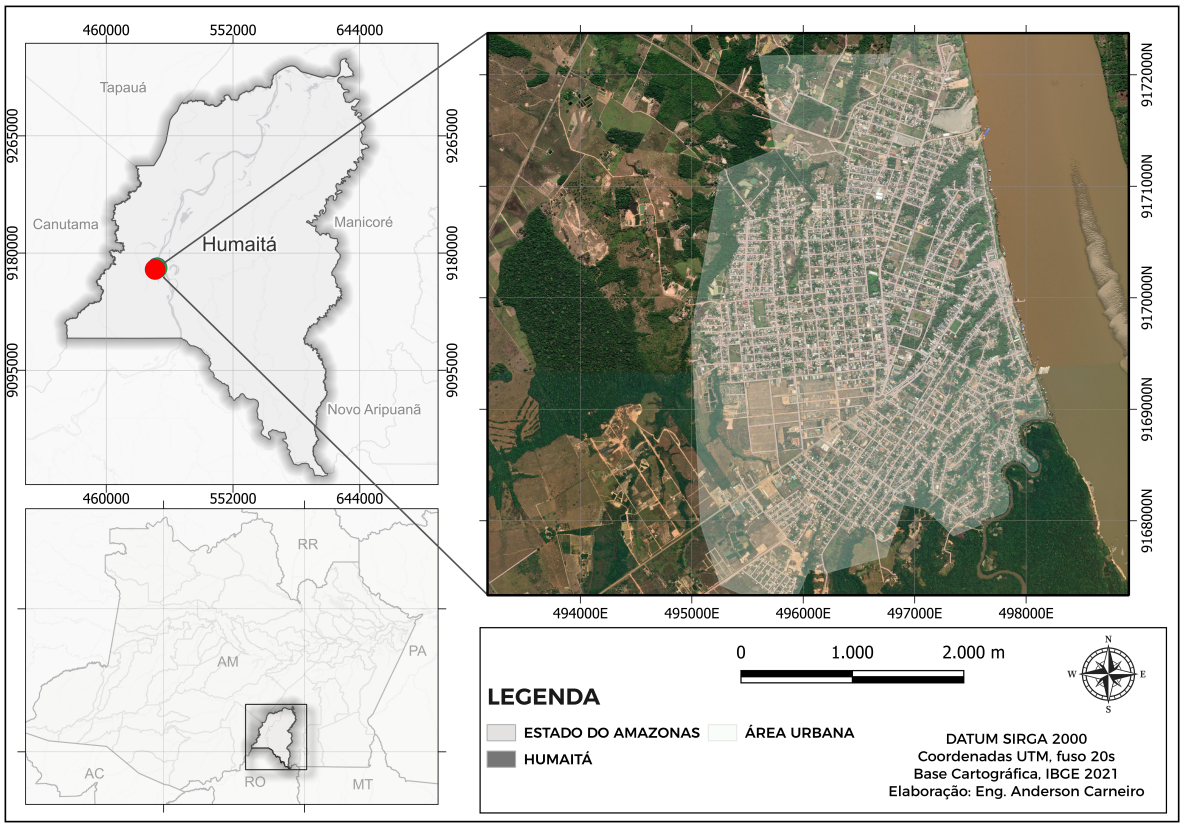
5 METODOLOGIA

5.1 Área de Estudo

O município de Humaitá, localizado na região sul do estado do Amazonas, possui uma extensão territorial de aproximadamente 33.072 km^2. Suas coordenadas geográficas são 07°30’22” de latitude sul e 63°01’15” de longitude oeste, com altitude média variando entre 90 e 100 m acima do nível do mar.

A Figura 12 apresenta a área urbana do município, que integra a mesorregião sul do Amazonas e está situada às margens do rio Madeira, importante afluente da bacia amazônica. A presença desse rio exerce influência significativa sobre a dinâmica ambiental, a ocupação do território e os processos naturais da região (ALVES & PÉREZ-CABELLO, 2017; OLIVEIRA et al., 2022; DE SOUZA et al., 2023).

Figura 12 – Mapa de Localização Área Urbana do Município de Humaitá-AM.



Fonte: Autor, 2025.

Segundo estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Humaitá possui população aproximada de 56.144 habitantes, sendo 68,96% residentes na área urbana e

31,04% na área rural, com distribuição demográfica composta por 51,3% de homens e 48,7% de mulheres. A densidade populacional é de 1,74 habitantes por km², inferior à média estadual de 2,74 habitantes por km², e o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), conforme dados de 2022, é de 0,605, caracterizando moderado.(IBGE, 2022).

5.1.1 Clima do Município

O clima de Humaitá é classificado, segundo Köppen, como tropical úmido do tipo monção (Am), caracterizado por um longo período chuvoso entre os meses de novembro a abril, e período seco concentrado entre junho a setembro, com períodos de transição em maio e outubro.

A temperatura média anual varia entre 25 °C e 27 °C, enquanto a precipitação média anual é de aproximadamente 2.500 mm. A umidade relativa do ar é elevada ao longo do ano, oscilando entre 85% e 90% (OLIVEIRA et al., 2018; MARTINS, 2019; OLIVEIRA et al., 2022; ALVES & PÉREZ- CABELLO, 2017; DE SOUZA et al., 2023).

Esse regime climático exerce influência direta sobre os processos ambientais locais, incluindo a dinâmica da vegetação, a ocorrência de incêndios e a dispersão de poluentes atmosféricos. Durante o período seco, a redução da precipitação favorece o acúmulo de material particulado na atmosfera, contribuindo para a intensificação de episódios de poluição do ar.

5.1.2 Caracterização Ambiental

Do ponto de vista ambiental, o município de Humaitá apresenta um mosaico de formações vegetais, incluindo florestas densas e abertas, savana arborizada, pradarias e áreas de transição entre esses ecossistemas. Destaca-se a presença dos Campos de Puciari–Humaitá, que correspondem à maior área contínua de savana da região, cobrindo aproximadamente 615 km^2 no entorno do município (FRANCISCON et al., 2019; DE SOUZA et al., 2023).

Essas áreas configuram uma zona ecotonal, caracterizada pelo contato entre a floresta ombrófila densa e áreas abertas de savana. Essa condição confere elevada heterogeneidade ambiental e maior suscetibilidade à ocorrência de incêndios florestais e de vegetação, especialmente durante o período seco, influenciando diretamente os padrões de degradação ambiental e emissão de aerossóis atmosféricos (ALVES & PÉREZ-CABELLO, 2017; FRANCISCON et al., 2019).

Nas últimas décadas, essas áreas têm passado por transformações expressivas relacionadas à intensificação das atividades agropecuárias, inserindo-se de forma crescente no processo de expansão da fronteira agrícola no sul do Amazonas. Essas mudanças têm resultado, principalmente, na conversão de áreas de vegetação nativa em sistemas agrícolas voltados à produção de grãos e em áreas destinadas à pecuária, promovendo alterações significativas na configuração

espacial da paisagem.

Associado a esse contexto, o emprego do fogo como prática de manejo agrícola e de limpeza de áreas recém-convertidas é recorrente, sobretudo durante o período de estiagem. Essa prática de queimadas contribui para o aumento das emissões de poluentes atmosféricos e para a intensificação dos episódios de degradação da qualidade do ar na região.

5.1.3 Caracterização da Pesquisa

A presente pesquisa caracteriza-se como um estudo observacional, de natureza quantitativa, com abordagem descritiva, analítica e exploratória, desenvolvido a partir da análise de dados ambientais coletados no município de Humaitá, localizado na região sul do estado do Amazonas. O estudo analisa a variabilidade sazonal das concentrações de material particulado atmosférico, considerando a influência de fatores climáticos.

De acordo com a metodologia proposta por (FONTELLES et al., 2009), a pesquisa pode ser classificada segundo diferentes critérios metodológicos. Quanto à finalidade, trata-se de uma pesquisa aplicada, uma vez que os resultados obtidos possuem potencial para subsidiar ações de gestão ambiental, monitoramento da qualidade do ar e apoio à formulação de políticas públicas. Em relação à natureza, o estudo é observacional, pois não há interferência direta do pesquisador sobre as variáveis analisadas, limitando-se à observação e análise dos fenômenos ambientais em condições reais.

No que se refere à forma de abordagem, a pesquisa enquadra-se como quantitativa e analítica, fundamentada na análise de dados numéricos provenientes de medições contínuas de material particulado ($PM_{2.5}$ e PM_{10}), utilizando métodos estatísticos para identificação de padrões, tendências e relações entre variáveis ambientais.

Quanto aos objetivos, o estudo apresenta caráter exploratório, buscando ampliar o conhecimento sobre o comportamento dos poluentes atmosféricos em um contexto regional ainda pouco investigado no sul da Amazônia.

Considerando os procedimentos técnicos, a pesquisa é classificada como de campo, uma vez que se baseia em dados obtidos por meio de estações automáticas de monitoramento instaladas em pontos estratégicos do município, possibilitando a análise de variações sazonais e a identificação de episódios críticos de poluição atmosférica.

5.1.4 Implantação da Estação de Monitoramento

A implantação da estação de monitoramento das concentrações de material particulado atmosférico foi orientada pelas diretrizes do *Guia Técnico para o Monitoramento e Avaliação*

da Qualidade do Ar, do Ministério do Meio Ambiente, o qual estabelece critérios para a avaliação da exposição da população aos poluentes atmosféricos, com base em parâmetros de saúde pública e no acompanhamento de tendências temporais da qualidade do ar.

A definição do local de instalação considerou critérios de representatividade espacial e condições adequadas de circulação do ar. A Figura 13 apresenta o ponto de monitoramento, o qual foi selecionado de modo a evitar a influência direta de fontes lineares imediatas, respeitando-se as distâncias recomendadas em relação às vias de tráfego. Também foram observadas distâncias adequadas entre a sonda de amostragem e obstáculos físicos, como edificações e árvores, a fim de garantir a livre circulação do ar no entorno do ponto de coleta.

Figura 13 – Estação de Monitoramento



Fonte: Autor, 2022.

Embora o guia técnico recomende, de forma geral, a instalação das sondas em alturas entre 2 e 5 metros acima do nível do solo para representar a zona de respiração humana, neste estudo a estação foi instalada a aproximadamente 25 metros de altura, sobre uma estrutura elevada de armazenamento de água localizada nas dependências do Centro Educacional de Tempo

Integral Tarcila Prado de Negreiros Mendes, nas coordenadas 07°31’32.65”S e 63°02’28.04”O.

Essa adaptação metodológica foi adotada com o objetivo de posicionar o sistema de amostragem em uma faixa próxima à camada de mistura atmosférica, reduzindo interferências de fontes locais imediatas, sem comprometer a representatividade dos dados, conforme critérios técnicos reconhecidos pela United States Environmental Protection Agency para monitoramento em estruturas elevadas(USEPA, 2017). O monitoramento foi conduzido em escala urbana, com representatividade espacial compatível com áreas de cidades, abrangendo extensões da ordem de 4 a 50 km, possibilitando a avaliação integrada das condições médias de qualidade do ar no município (BRASIL, 2019)

5.2 Método de coleta de dados

O material particulado ($PM_{2.5}$ e PM_{10}) é medido por meio de um amostrador automático do tipo ECOPM (Figura 14), equipado com sistema fotovoltaico para alimentação contínua do monitor, bateria recarregável e carregador, garantindo autonomia operacional de até 24 horas.

O uso de sistemas autônomos com alimentação fotovoltaica é particularmente relevante em regiões remotas da Amazônia, garantindo a continuidade das medições e a integridade da série temporal de dados. O equipamento foi projetado para monitorar a variabilidade das concentrações de material particulado em ambiente externo, operando sob condições meteorológicas que variam entre 0 e 60 °C de temperatura e 0 a 100% de umidade relativa do ar.

Figura 14 – A sonda de coleta do tipo ECOPX é equipada com sensor óptico para detecção de material particulado atmosférico, operando em faixa de medição de 0 a 2000 μg m^{-3}.



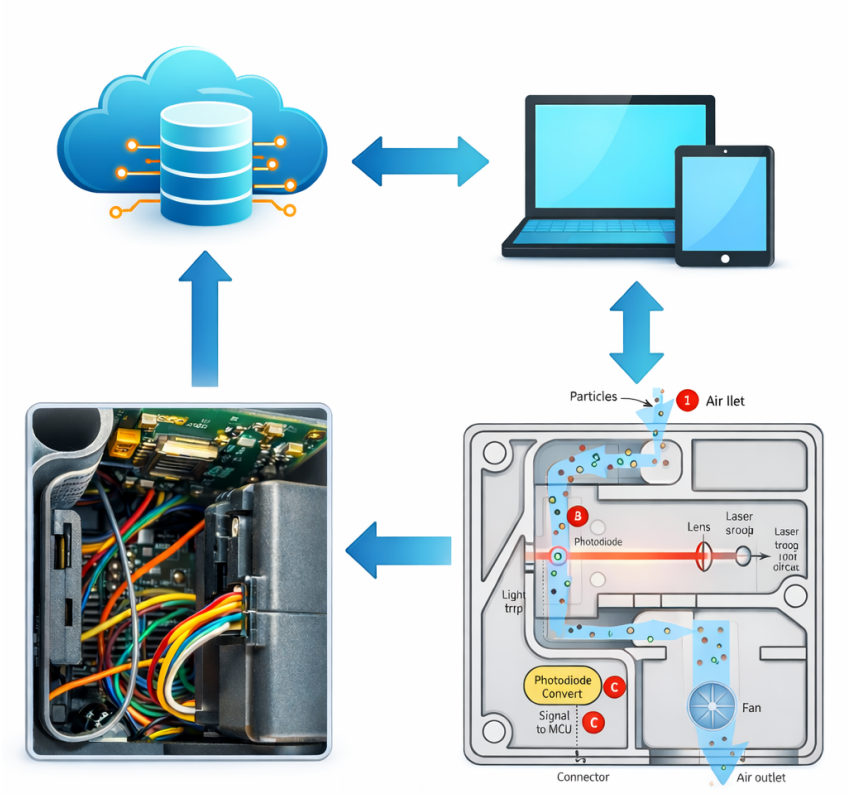
Fonte: Ecosoft, 2025

As variáveis medidas pelos contadores ópticos de partículas (OPCs) do equipamento ECOPM incluem partículas totais em suspensão (PTS), material particulado com diâmetro aerodinâmico $\leq 10\ \mu$m (PM_{10}), $\leq 2{,}5\ \mu$m ($PM_{2.5}$) e $\leq 1{,}0\ \mu$m ($PM_{1.0}$).

O ECOPM apresenta faixa de medição de 0 a 2000 μg m^{-3}, com sensibilidade de 0,1 μg m^{-3}. A amostragem do ar é realizada internamente por sucção, utilizando um ventilador axial, com aquisição de dados a cada 60 segundos e armazenamento de médias horárias (intervalos de 60 minutos). Informações adicionais sobre o processo de calibração do equipamento podem ser obtidas junto ao fabricante[1].

O diagrama de operação do sistema de coleta e armazenamento de dados representa o fluxo integrado de aquisição, processamento, armazenamento e disponibilização das informações de material particulado atmosférico (Figura 15). Inicialmente, o sistema realiza a sucção do ar ambiente por meio de um microventilador interno, conduzindo a corrente de ar contendo partículas em suspensão para o interior do contador óptico de partículas (OPC).

Figura 15 – Diagrama de operação do monitor Optico, comunicando com dispositivos em tempo real.



Fonte: Autor, 2025

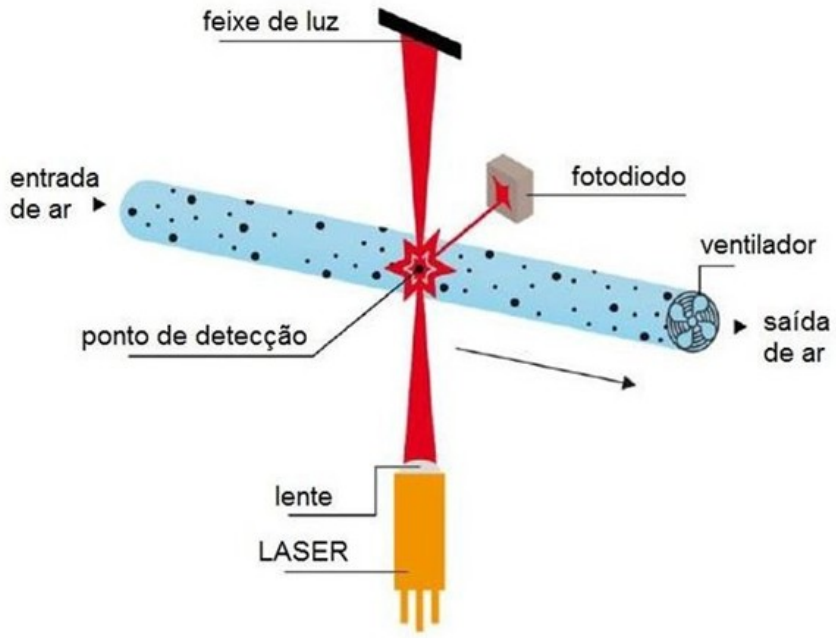
[1] Disponível em: <https://www.ecosoft.com.br>

Os dados brutos gerados pelo sensor são enviados a um *datalogger*, responsável pelo processamento inicial das informações, incluindo a organização temporal dos registros e a conversão dos sinais em valores de concentração expressos em μg m^{-3}.

Paralelamente ao armazenamento local, o sistema realiza a transmissão dos dados via rede sem fio para um banco de dados em nuvem, onde são agregados, organizados e disponibilizados em uma plataforma online denominada AmbiOn. Essa arquitetura permite o acesso remoto em tempo real às informações, possibilitando a visualização, análise e exportação dos dados por meio de dispositivos como computadores, tablets e smartphones.

O contador óptico de partículas (*Optical Particle Counter* – OPC) opera com tecnologia a laser e baseia-se no princípio do espalhamento de luz. A Figura 16 ilustra o funcionamento do sistema, no qual o ar é aspirado para a câmara do detector e iluminado por uma fonte de luz intensa. As partículas presentes na amostra dispersam a luz incidente, gerando sinais que são convertidos em impulsos elétricos, posteriormente processados eletronicamente e atribuídos a canais de tamanho específicos, permitindo a contagem e a classificação das partículas (JANG *et al.*, 2022).

Figura 16 – Esquema de funcionamento do contador óptico de partículas (OPC) baseado no princípio de espalhamento de luz.



FONTE: Adaptado (SENSIRION, 2012).

A vazão de operação do equipamento varia entre 0,05 e 0,35 L min^{-1} por amostra. Além das variáveis de material particulado (PMs), também são monitoradas a temperatura do ar e a

umidade relativa, sendo os dados armazenados em *datalogger* interno, com capacidade para registro contínuo de até 365 dias.

Para este estudo, a coleta dos dados foi realizada *in loco*, utilizando cabo USB e computador, por meio do aplicativo ECOPx, responsável pela extração e organização dos registros armazenados.

A coleta dos dados ocorreu de forma mensal ao longo de 28 meses, compreendidos entre agosto de 2022 e novembro de 2024.

Os dados referentes aos focos de queimadas utilizados neste estudo foram obtidos a partir da base de dados do Programa Queimadas, disponibilizada pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), que fornece informações georreferenciadas de detecção de focos ativos por meio de sensores orbitais.

Os dados de precipitação foram obtidos por meio de reanálise climática, a partir da base ERA5-Land, que integra informações de sensoriamento remoto, observações de superfície e modelagem atmosférica. Essa base fornece estimativas contínuas de precipitação com alta resolução espacial e temporal.

5.3 Análise dos dados

Como ferramenta de análise dos dados, foi utilizada a linguagem de programação Python, com o apoio das bibliotecas *pandas*, *numpy*, *matplotlib* e *scipy.stats*, as quais permitiram a organização, o tratamento, a visualização gráfica e a aplicação de métodos estatísticos às variáveis de concentração de material particulado $PM_{2.5}$ (μg m^{-3}) e PM_{10} (μg m^{-3}).

As variáveis meteorológicas — temperatura do ar (°C), umidade relativa (%) e precipitação (mm) — foram organizadas na mesma resolução temporal dos dados de material particulado, assegurando a compatibilidade entre as séries analisadas.

A análise estatística descritiva mensal incluiu o cálculo de medidas de tendência central e dispersão, tais como média aritmética, desvio padrão, valores mínimos e máximos, com o objetivo de caracterizar o comportamento temporal das concentrações de material particulado.

A média aritmética (μ) foi calculada conforme a Equação 5.1:

$$\mu = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} x_i \tag{5.1}$$

em que x_i representa cada observação individual e n o número total de observações.

O desvio padrão (σ), que expressa a dispersão dos dados em torno da média, foi determinado pela Equação 5.2:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n}(x_i - \mu)^2} \tag{5.2}$$

As médias diárias de $PM_{2.5}$ e PM_{10} foram comparadas com os padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 506/2024, que define os limites de 15 μg m^{-3} para $PM_{2.5}$ e 45 μg m^{-3} para PM_{10}, ambos em média de 24 horas, para a classificação da qualidade do ar como Boa.

Para estimar o impacto dessas concentrações na qualidade do ar e identificar eventuais excedências, foi aplicado o cálculo do Índice de Qualidade do Ar (IQAr), conforme a Equação 5.3:

$$IQAr = I_{ini} + \frac{(I_{fin} - I_{ini})}{(C_{fin} - C_{ini})} \times (C - C_{ini}) \tag{5.3}$$

em que I_{ini} e I_{fin} correspondem aos valores do índice para a faixa considerada, C_{ini} e C_{fin} representam as concentrações limites da faixa, e C é a concentração observada do poluente.

A relação entre as concentrações de material particulado ($PM_{2.5}$ e PM_{10}) e as variáveis meteorológicas foi quantificada por meio do coeficiente de correlação linear de Pearson (r), conforme a Equação 5.4:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2}\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2}} \tag{5.4}$$

em que x_i representa a variável independente (variáveis meteorológicas ou focos de queimadas), y_i a variável dependente ($PM_{2.5}$ ou PM_{10}), $\bar{}x$ e $\bar{}y$ são as médias amostrais, e n o número de observações.

O coeficiente de determinação (R^2), que expressa a proporção da variância explicada pelo modelo, foi obtido conforme a Equação 5.5:

$$R^2 = r^2 \tag{5.5}$$

A significância estatística foi avaliada ao nível de 5% ($p < 0{,}05$).

Os resultados foram apresentados em painéis gráficos contendo a dispersão dos dados, a reta de ajuste linear e os valores de r, R^2 e p.

A influência das queimadas sobre as concentrações de material particulado fino foi avaliada por meio de modelos de regressão linear múltipla com defasagem temporal (lags), considerando os efeitos retardados dos processos de emissão, transporte e deposição das partículas na atmosfera.

O modelo geral adotado é descrito pela Equação 5.6:

$$PM_{2.5,t} = \beta_0 + \sum_{k=1}^{5} \beta_k \cdot Q_{t-k} + \varepsilon_t \tag{5.6}$$

em que $PM_{2.5,t}$ é a concentração diária de $PM_{2.5}$ no dia t, Q_{t-k} representa o número de focos de queimadas com defasagem temporal de k dias (lags de 1 a 5), β_0 é o intercepto, β_k são os coeficientes associados às defasagens e ε_t o termo de erro.

A qualidade do ajuste foi avaliada por meio do R^2, R^2 ajustado, estatística F e *Prob(F-statistic)*, adotando-se nível de significância de 5% ($p < 0{,}05$).

A influência do transporte atmosférico sobre os episódios de maior concentração de $PM_{2.5}$ foi avaliada por meio do modelo HYSPLIT (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*).

Para cada episódio selecionado, foi realizada análise de trajetória reversa (*backward trajectory*) utilizando o HYSPLIT versão 4, considerando altura inicial de 500 m acima do nível do solo (AGL) e tempo de integração de 72 horas.

As simulações foram realizadas por meio da plataforma online do modelo HYSPLIT[2].

[2] Disponível em: <https://www.ready.noaa.gov/hypub-bin/trajtype.pl?runtype=archive>

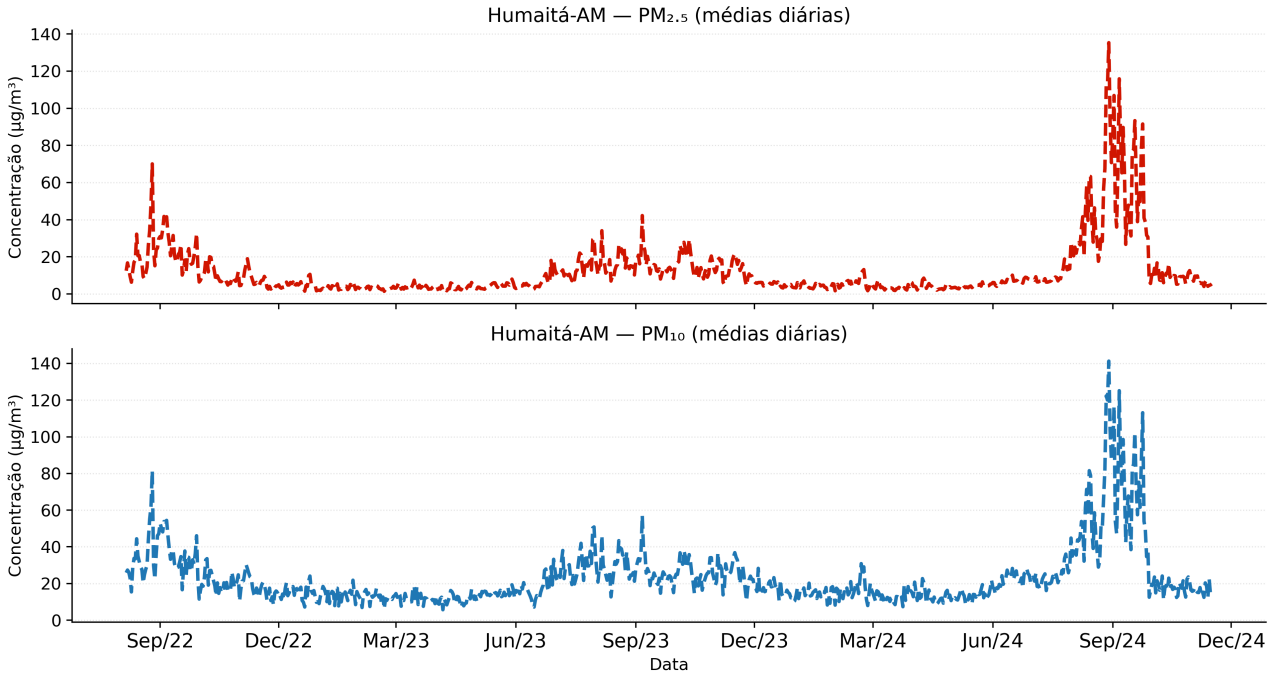
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Variabilidade Sazonasl da Concentração diária dos Material Particulados

A evolução das concentrações diárias de material particulado $PM_{2.5}$ e PM_{10}, apresentada na figura 17, evidencia uma acentuada variabilidade temporal ao longo do período analisado (2022–2024). Observam-se episódios pontuais de elevação das concentrações, com picos máximos de $PM_{2.5}$ superiores a 120 $\mu g \cdot m^{-3}$ e de PM_{10} acima de 140 $\mu g \cdot m^{-3}$, especialmente durante o período seco, compreendido entre os meses de junho e setembro de 2024.

Por outro lado, durante o período chuvoso, entre novembro e abril, as concentrações mantiveram-se predominantemente em níveis reduzidos, inferiores a 20 $\mu g \cdot m^{-3}$ para $PM_{2.5}$ e 30 $\mu g \cdot m^{-3}$ para PM_{10}, refletindo a influência dos processos de remoção atmosférica, como a deposição úmida, associados ao aumento da precipitação.

Figura 17 – Série temporal das concentrações diária de $PM_{2.5}$ e PM_{10} $\mu g \cdot m^{-3}$ no período de 2022 - 2024.



Fonte: Autor, 2025

Ao longo da série temporal, observa-se diferença no comportamento sazonal das concentrações de material particulado entre os anos analisados. Considerando o período seco, o ano de 2024 apresentou as maiores concentrações registradas, com picos mais intensos no segundo semestre. Em 2022, as concentrações também se elevaram de forma significativa entre os meses

de agosto e setembro, com valores superiores a 70 $\mu g \cdot m^{-3}$, porém com magnitudes inferiores às observadas em 2024. Por sua vez, o ano de 2023 caracterizou-se por concentrações mais baixas e menor variabilidade ao longo do mesmo período.

Resultados semelhantes foram reportados por (CUSTODIO *et al.*, 2019) na Bacia Amazônica, os quais evidenciaram que, no sul da Amazônia, região fortemente influenciada pela ocupação do solo. As concentrações médias de PM_{10} (72,6 ± 66,5 $\mu g \cdot m^{-3}$) são significativamente superiores às observadas em áreas de floresta remota ao norte (8,9 ± 4,2 $\mu g \cdot m^{-3}$). Os autores também destacam a maior frequência de eventos extremos de poluição do ar no sul da Amazônia, especialmente durante a estação seca, associados à ressuspensão do solo e à queima de biomassa.

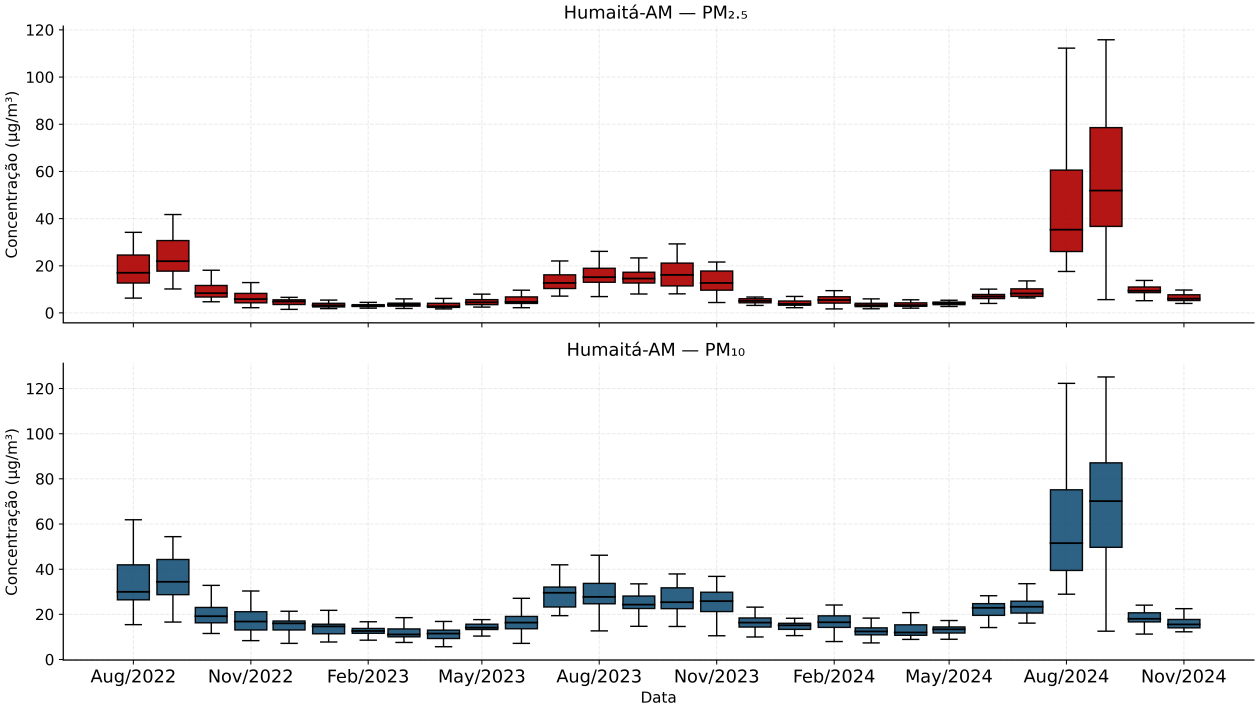
Para avaliar a variabilidade intra-mensal com base em medidas diárias de tendência central e dispersão estatística, a Figura 18 apresenta a distribuição das concentrações diárias de $PM_{2.5}$ e PM_{10} por meio de boxplots. Essa abordagem permite observar as oscilações temporais nas concentrações medianas, enquanto os intervalos interquartis (percentis 25 e 75) indicam a amplitude das variações ao longo do período analisado.

Observa-se que, durante os meses associados à estação seca, ocorre elevação da mediana das concentrações, acompanhada pelo aumento do intervalo interquartil, refletindo maior dispersão dos valores diários. Esse comportamento sugere incremento do coeficiente de variação nesses períodos, indicando maior heterogeneidade nas concentrações de material particulado, possivelmente associada à maior estabilidade atmosférica e à intensificação das emissões por queimadas.

A extensão dos bigodes superiores e a presença recorrente de outliers positivos indicam assimetria na distribuição dos dados, com predominância de eventos de alta concentração que deslocam a média para valores superiores à mediana. Essa assimetria positiva é mais pronunciada para o PM_{10}, evidenciando maior sensibilidade desse poluente a processos de ressuspensão de partículas e a fontes emissoras intermitentes.

Por outro lado, durante o período chuvoso, observa-se redução da amplitude interquartil e maior proximidade entre média e mediana, indicando menor dispersão e redução do coeficiente de variação. Esse padrão sugere maior homogeneidade nas concentrações diárias, possivelmente em função da intensificação dos mecanismos de remoção atmosférica, como a deposição úmida, bem como do aumento da turbulência na camada limite atmosférica.

Figura 18 – Gráfico de caixa da sazonalidade do material particulado 2022-2024



Fonte: Autor, 2025

A assimetria positiva das distribuições, associada à presença recorrente de valores extremos elevados, evidencia a ocorrência de episódios intensos e intermitentes de poluição atmosférica sobre um patamar basal já elevado, caracterizando um regime atmosférico marcadamente mais variável ao longo do período seco de 2024.

Estudos sobre variação sazonal das concentrações de material particulado, como o de (FILHO *et al.*, 2024), demonstram que as médias podem aumentar substancialmente entre diferentes estações do ano. Em um cenário comparável, observou-se elevação da concentração média máxima de $PM_{2.5}$ de 59,4 $\mu g \cdot m^{-3}$ no verão para 177,8 $\mu g \cdot m^{-3}$ na primavera, evidenciando que padrões climáticos sazonais podem amplificar significativamente os níveis de material particulado em determinadas épocas do ano.

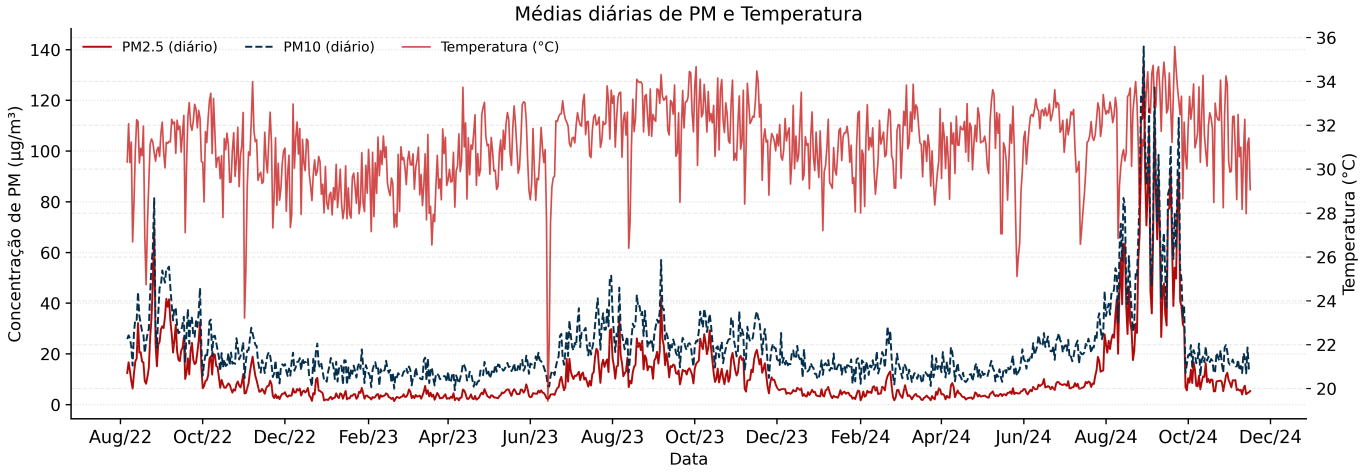
Apesar das diferenças na magnitude das concentrações entre os anos, observa-se um padrão sazonal recorrente, com elevação das concentrações ocorrendo sistematicamente nos mesmos períodos do ano para ambas as frações de material particulado ($PM_{2.5}$ e PM_{10}). Esse comportamento reflete a atuação conjunta da intensificação dos focos de queimadas e de condições meteorológicas adversas, caracterizadas por temperaturas elevadas e baixa umidade relativa do ar, que favorecem o acúmulo e a persistência de partículas em suspensão na atmosfera (COSTA *et al.*, 2023b)

6.2 Material particulado em relação a Temperatura ºC

A temperatura do ar apresentou menor amplitude de variação quando comparada às concentrações de material particulado, oscilando aproximadamente entre 28 °C e 35 °C. A figura 19 apresenta a variação temporal da temperatura, evidenciando que o ano de 2024 foi caracterizado por condições climáticas anômalas, com temperaturas mais elevadas e redução da precipitação, criando um ambiente favorável à ocorrência de incêndios, ondas de calor e secas extremas, como observado na região amazônica nos anos de 2023 e 2024.

Os incêndios constituem uma importante fonte de emissões na região amazônica e coincidem com períodos de maior variabilidade e aumento das concentrações de partículas em suspensão. Esses eventos ocorrem sob condições atmosféricas mais estáveis, caracterizadas por menor volume de precipitação e redução da movimentação vertical e horizontal das massas de ar, o que dificulta a dispersão dos poluentes e favorece o acúmulo de material particulado na atmosfera.

Figura 19 – Variabilidade Sazonal da Temperatura em relação aos PMs.



Fonte: Autor, 2025

A composição química da atmosfera amazônica durante o período seco é caracterizada por elevadas concentrações de partículas finas, predominantemente compostas por matéria orgânica e carbono negro, além do aumento de gases traço e íons solúveis. Esses componentes estão fortemente associados à queima de biomassa e às atividades antrópicas, impactando diretamente a qualidade do ar, o clima regional e a saúde das populações locais (CUSTODIO *et al.*, 2019).

O aquecimento do ar superficial contribui para o aumento da inflamabilidade da vegetação, favorecendo a ocorrência de incêndios florestais. Esses incêndios, por sua vez, podem retroalimentar o aquecimento atmosférico, uma vez que os aerossóis emitidos absorvem radiação solar e de ondas longas na troposfera inferior, intensificando o aquecimento e estabelecendo

um ciclo de feedback positivo entre temperatura e queimadas (DONG *et al.*, 2021).

A temperatura do ar também é um fator determinante na concentração e composição dos aerossóis na Amazônia. Durante eventos de El Niño, observa-se aumento significativo da temperatura no sul da região, com elevações médias da ordem de 0,5 °C em relação às condições neutras, o que está associado ao aumento da ocorrência de incêndios e, consequentemente, à intensificação das emissões de material particulado (PALÁCIOS *et al.*, 2024).

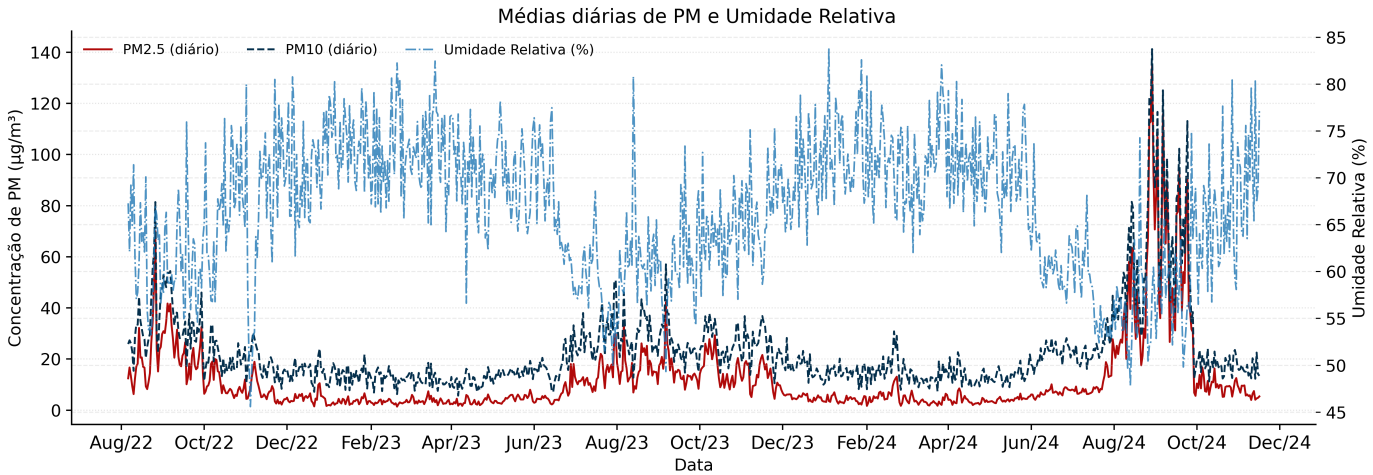
6.3 Material particulado em relação a Umidade Relativa (%)

A umidade relativa do ar é outra variável meteorológica fundamental para o entendimento do comportamento sazonal das concentrações de material particulado na região. A Figura 20 apresenta a variação temporal dessa variável ao longo do período analisado.

Durante os intervalos em que a umidade relativa do ar apresentou valores mais elevados, verificou-se maior estabilidade nas concentrações de material particulado, com menor dispersão e redução na ocorrência de episódios extremos. Em contrapartida, períodos caracterizados por baixa umidade relativa coincidiram com aumento expressivo das concentrações de PM, além de maior variabilidade diária, evidenciada pela ocorrência de picos acentuados.

Esse comportamento pode ser explicado pela influência da umidade nos processos de remoção atmosférica, especialmente por meio da deposição úmida, bem como pelo papel da umidade na modulação da higroscopicidade das partículas e na dinâmica da camada limite atmosférica.

Figura 20 – Variabilidade Sazonal da Umidade (%) em relação aos PMs.



Fonte: Autor, 2025

Em 2022, os menores valores de umidade relativa foram registrados nos meses de agosto (61,79%) e setembro (61,03%), coincidindo com concentrações médias mais elevadas de ma-

terial particulado. Nesses meses, as concentrações de $PM_{2.5}$ atingiram 21,22 $\mu g \cdot m^{-3}$ e 24,15 $\mu g \cdot m^{-3}$, respectivamente, enquanto o PM_{10} apresentou médias de 34,92 $\mu g \cdot m^{-3}$ e 36,30 $\mu g \cdot m^{-3}$. Em contraste, durante o período mais úmido, como observado em dezembro de 2022, quando a umidade relativa alcançou 71,01%, verificou-se redução expressiva nas concentrações de $PM_{2.5}$ (4,79 $\mu g \cdot m^{-3}$) e PM_{10} (15,10 $\mu g \cdot m^{-3}$), indicando menor acúmulo de partículas na atmosfera.

Padrão semelhante foi observado em 2023, quando os maiores valores de umidade relativa ocorreram entre janeiro e março, variando de 72,87% a 74,07%. Nesse intervalo, as concentrações médias de $PM_{2.5}$ permaneceram inferiores a 4 $\mu g \cdot m^{-3}$, refletindo menor variabilidade e dispersão dos dados. Em contrapartida, em julho de 2023, quando a umidade relativa atingiu o menor valor anual (58,10%), registrou-se aumento significativo das concentrações médias de $PM_{2.5}$ (14,01 $\mu g \cdot m^{-3}$) e PM_{10} (29,82 $\mu g \cdot m^{-3}$), evidenciando maior amplitude estatística e variabilidade nas medições.

O ano de 2024 apresentou o comportamento mais acentuado dessa relação inversa entre umidade relativa e material particulado. Em agosto e setembro, quando foram registrados os menores valores de umidade relativa de toda a série histórica (56,22% e 58,93%, respectivamente), observaram-se também as maiores concentrações médias de partículas, com $PM_{2.5}$ de 47,07 $\mu g \cdot m^{-3}$ e 57,47 $\mu g \cdot m^{-3}$, e PM_{10} de 60,78 $\mu g \cdot m^{-3}$ e 68,22 $\mu g \cdot m^{-3}$. Por outro lado, nos meses de maior umidade relativa, como janeiro (73,29%) e fevereiro (71,83%), as concentrações de $PM_{2.5}$ permaneceram significativamente reduzidas, com valores médios de 4,11 $\mu g \cdot m^{-3}$ e 5,79 $\mu g \cdot m^{-3}$, respectivamente, indicando maior eficiência dos processos de remoção atmosférica.

A umidade relativa do ar desempenha papel fundamental nos processos de remoção de partículas atmosféricas, uma vez que condições de alta umidade favorecem a atuação dos aerossóis como núcleos de condensação de vapor d'água. Esse processo promove o crescimento higroscópico das partículas, resultando no aumento do seu diâmetro aerodinâmico e, consequentemente, na alteração de suas propriedades físicas e dinâmicas na atmosfera.

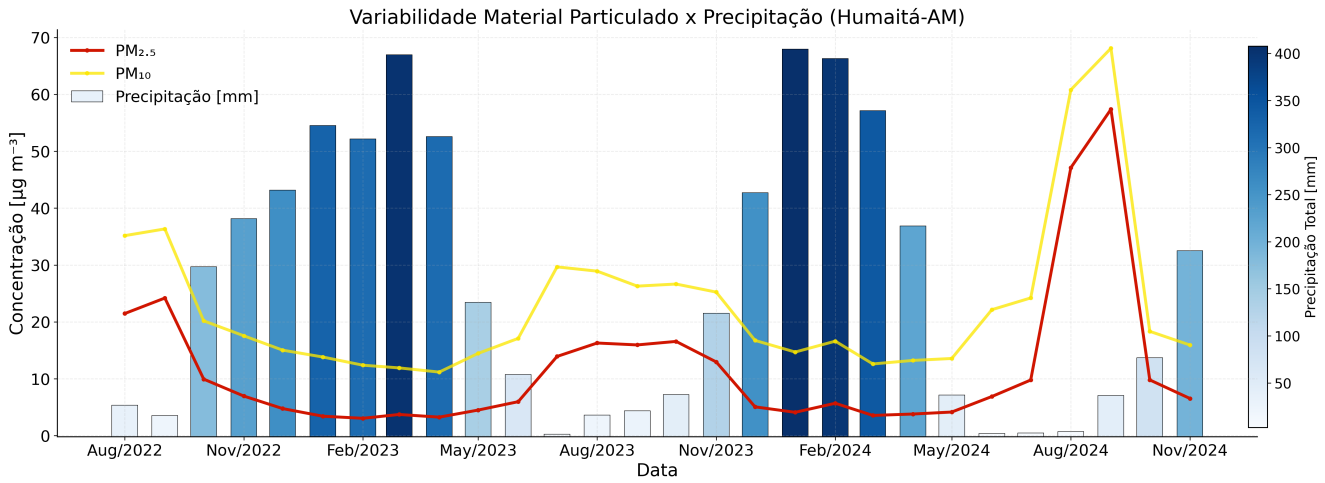
Observa-se que a tendência evidenciada nas médias mensais está em concordância com o comportamento da série temporal diária, na qual períodos de menor umidade relativa apresentam maior dispersão e elevação nas concentrações de material particulado. Essa consistência entre diferentes escalas temporais fortalece a robustez dos resultados e evidencia a influência das variáveis meteorológicas na dinâmica atmosférica da região.

6.4 Material particulado em relação a Precipitação acumulada (mm) mês.

A precipitação atmosférica exerce papel fundamental nos processos de remoção de material particulado, atuando de forma direta por meio dos mecanismos de *washout* (remoção abaixo da nuvem) e *rainout* (remoção intra-nuvem). Conforme observado na Figura 21, períodos de maior acumulado mensal de precipitação estão associados à redução nas concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10}, evidenciando a eficiência dos processos de deposição úmida na purificação da atmosfera.

Esse comportamento é particularmente evidente nos primeiros meses de cada ano, quando o aumento da pluviosidade coincide com menores médias e menor variabilidade das concentrações de aerossóis, refletindo maior eficiência na remoção atmosférica e maior homogeneidade nas condições de qualidade do ar.

Figura 21 – Variabilidade Sazonal da Precipitação Mensal (mm) em relação aos PMs.



Fonte: Autor, 2025

A análise da série mensal entre agosto de 2022 e novembro de 2024 evidencia uma forte relação inversa entre os volumes de precipitação e as concentrações de material particulado fino ($PM_{2.5}$ e PM_{10}) em Humaitá-AM. Durante os meses com maiores índices pluviométricos, especialmente entre janeiro e abril, quando os totais mensais superaram 300 mm (com picos acima de 400 mm em março de 2023 e janeiro de 2024), as concentrações médias de $PM_{2.5}$ permaneceram abaixo de 10 $\mu g \cdot m^{-3}$, refletindo o efeito de lavagem atmosférica promovido pelas chuvas intensas.

Em contrapartida, os valores máximos de $PM_{2.5}$ e PM_{10} foram registrados durante os meses mais secos, com destaque para setembro de 2024, quando a concentração média mensal de $PM_{2.5}$ atingiu aproximadamente 57,47 $\mu g \cdot m^{-3}$, coincidindo com um período de precipitação

inferior a 25 mm. Esse padrão também foi observado em agosto de 2022 e setembro de 2023, com valores de $PM_{2.5}$ superiores a 20 $\mu g \cdot m^{-3}$, associados a baixos volumes de chuva.

De forma geral, os meses com precipitação abaixo de 100 mm tendem a apresentar aumento significativo das concentrações de poluentes, enquanto os meses chuvosos estão associados a níveis reduzidos de PM. Isso se deve à menor dispersão vertical durante o período seco, combinada à ausência de remoção úmida, favorecendo o acúmulo e o transporte de aerossóis de queimadas na baixa troposfera.

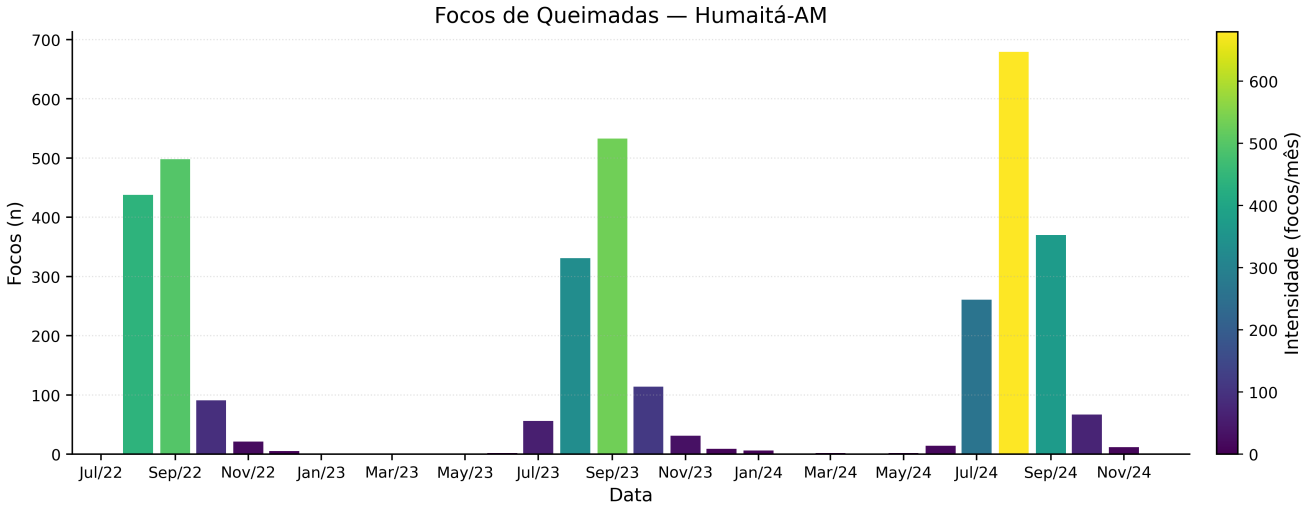
Estudos realizados por (DONG *et al.*, 2021) indicam que a precipitação pluvial atua como um eficiente mecanismo de remoção de poluentes atmosféricos, especialmente do material particulado fino ($PM_{2.5}$) e inalável (PM_{10}). Durante eventos de chuva, as gotas de água capturam e transportam partículas em suspensão, promovendo sua deposição no solo por meio do processo conhecido como *scavenging* úmido. Além disso, a deposição seca e a lavagem de gases solúveis contribuem para a redução temporária das concentrações de aerossóis. Dessa forma, períodos chuvosos tendem a apresentar menores concentrações de particulados em comparação aos meses secos (CHEN *et al.*, 2018).

Além da precipitação, variáveis meteorológicas como temperatura do ar e umidade relativa exercem influência direta sobre a dinâmica do material particulado. Temperaturas elevadas favorecem reações químicas atmosféricas responsáveis pela formação de partículas secundárias, enquanto baixos índices de umidade relativa e a ausência de precipitação contribuem para a ressuspensão de poeiras e a persistência de aerossóis na atmosfera. A velocidade e a direção do vento, por sua vez, determinam os padrões de dispersão e transporte regional dos poluentes, podendo ampliar a área de influência das emissões oriundas de queimadas (VORMITTAG *et al.*, 2021).

6.5 Sazonalidade dos Focos de Queimadas

A análise da intensidade dos focos de calor no município de Humaitá-AM fornece evidências adicionais sobre as fontes emissoras associadas à degradação da qualidade do ar nos períodos mais críticos, conforme apresentado na Figura 22. Ao longo do período analisado, foram registrados 1.175 focos de queimadas em 2022. Em 2023, observou-se redução no número de ocorrências (1.080 focos), seguida por um aumento expressivo em 2024, quando foram contabilizados 1.415 focos, correspondendo a um crescimento aproximado de 31% em relação ao ano anterior (INPE, 2025).

Figura 22 – Variação mensal do número de focos de queimadas na área de estudo, evidenciando o padrão sazonal ao longo do período de monitoramento



Fonte: Autor, 2025

No recorte espacial estadual, Humaitá destacou-se, em 2024, entre os seis municípios com maior número de focos ativos de queimadas no Amazonas, respondendo por cerca de 5,5% do total registrado pelo INPE. A intensificação do uso do fogo no território municipal tem implicações diretas na dinâmica espacial das emissões atmosféricas e na compreensão dos padrões observados nas concentrações de material particulado.

A distribuição espacial dos focos de calor evidencia, em 2024, intensificação expressiva da incidência na porção oeste do município de Humaitá-AM, particularmente nas áreas interceptadas pelas rodovias federais BR-230 e BR-319, bem como no entorno de zonas periféricas da área urbana. Estudos sobre as transformações socioespaciais da região indicam que a abertura e a consolidação de eixos rodoviários têm atuado como vetores de desmatamento, fragmentação florestal e aumento da recorrência de incêndios, sobretudo em municípios inseridos no arco do desmatamento amazônico (DE; SANTOS, 2023).

O comportamento dos focos ao longo dos meses, apresentado na Tabela 3, mostra que as maiores intensidades ocorrem entre julho e setembro. A anomalia sazonal observada em 2024, com mais de 74% dos focos concentrados nos meses de agosto e setembro, está relacionada à combinação de seca intensa, baixa umidade relativa e altas temperaturas, condições que favorecem a ignição, propagação e manutenção de incêndios florestais. Essa configuração climática foi reforçada pela atuação de um dos episódios de El Niño mais intensos das últimas décadas, resultando em secas severas e prolongadas, associadas ao aumento da ocorrência de incêndios florestais e das concentrações de $PM_{2.5}$ (CAI *et al.*, 2020).

Tabela 3 – Frequência mensal de focos de queimadas detectados na área de estudo durante o período de 2022 a 2024, em Humaitá-AM.

Ano	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
2022	2	0	0	0	1	7	112	438	498	91	21	5
2023	6	1	2	0	2	14	261	679	370	67	12	1
2024	1	1	0	1	1	2	56	331	533	114	31	9

Fonte: INPE (2025).

O aumento das queimadas na Amazônia está associado não apenas à variabilidade climática, mas também à retração contínua da cobertura florestal. Dados do PRODES/INPE indicam o avanço persistente da fronteira de desmatamento nas bordas da Amazônia Legal, intensificando a fragmentação da paisagem florestal e ampliando a vulnerabilidade da vegetação à propagação do fogo (ZICCARDI *et al.*, 2024). A combinação entre perda de cobertura florestal, fragmentação e eventos climáticos extremos cria condições favoráveis à ocorrência de incêndios mais frequentes e severos.

Evidências recentes apontam que a degradação florestal associada a incêndios atingiu níveis sem precedentes em 2024, com aumento superior a 400% em relação a anos de referência, tornando-se progressivamente mais relevante do que o desmatamento isolado. Estudos indicam que, em eventos climáticos extremos ocorridos em 2010, 2016 e 2024, a degradação florestal superou o desmatamento em fatores de 1,3, 1,7 e 4,2 vezes, respectivamente, evidenciando uma mudança estrutural nos mecanismos de perda florestal na Amazônia (BOURGOIN *et al.*, 2025; FERREIRA *et al.*, 2023).

Os incêndios florestais e de vegetação constituem a principal fonte de material particulado fino ($PM_{2.5}$), alterando processos atmosféricos essenciais, incluindo as propriedades físicas das nuvens, e contribuindo para a redução da precipitação (REDDINGTON *et al.*, 2019).

Essa vulnerabilidade local reflete um padrão já reconhecido na literatura: as queimadas na Amazônia são responsáveis por até 80% do aumento regional da poluição por $PM_{2.5}$ e afetam aproximadamente 24 milhões de amazônidas, conforme destacado por (URRUTIA-PEREIRA *et al.*, 2021). Esse cenário reforça que o impacto das queimadas na qualidade do ar se estende muito além das áreas de fogo ativo, constituindo um problema de saúde pública de larga escala e relevância crescente.

6.6 Dias de maior concentração em cada ano e foco de Queimadas.

A Tabela 4 apresenta os dias com maior concentração de material particulado fino ($PM_{2.5}$) e grosso (PM_{10}) para os anos de 2022 a 2024, com suas respectivas condições meteorológicas e a quantidade de focos de queimadas observados no próprio dia e nos cinco dias anteriores.

Tabela 4 – Caracterização meteorológica e de queimadas nos dias de maior concentração de material particulado (PM_{10} e $PM_{2.5}$), para os anos de 2022 a 2024.

Data	PM_{10}	$PM_{2.5}$	Temp (°C)	UR (%)	Focos (dia)	Focos (5 dias antes)
26/08/2022	81.41	70.03	30.76	66.90	4	236
06/09/2023	57.05	42.19	34.31	49.34	1	280
29/08/2024	141.25	135.31	31.06	57.70	3	167

Fonte: Autor, 2025.

Observa-se que, em todos os anos analisados, os dias de maior concentração de PM não coincidiram com picos de focos no mesmo dia, mas sim com valores acumulados elevados nos dias anteriores. Em 2023, por exemplo, o dia 6 de setembro apresentou apenas 1 foco registrado no dia, mas um total de 280 focos nos cinco dias anteriores, resultando em concentrações de 57,05 $\mu g \cdot m^{-3}$ de PM_{10} e 42,19 $\mu g \cdot m^{-3}$ de $PM_{2.5}$.

O ano de 2024 apresentou o evento mais crítico de toda a série, com valores aproximadamente nove vezes superiores ao limite permitido, em 29 de agosto, registrando concentrações de 141,25 $\mu g \cdot m^{-3}$ (PM_{10}) e 135,31 $\mu g \cdot m^{-3}$ ($PM_{2.5}$), associadas a 167 focos nos cinco dias anteriores e 3 focos no próprio dia. Já em 2022, o pico ocorreu em 26 de agosto, totalizando 240 focos nos seis dias analisados.

Além da influência dos focos acumulados, destaca-se que os dias com maior concentração de material particulado também coincidiram com temperaturas elevadas e, em alguns casos, baixa umidade relativa. Por exemplo, no evento de 2023, a temperatura média foi de 34,31 °C, com umidade de 49,34%, condições que favorecem a manutenção de partículas em suspensão e reduzem a capacidade de dispersão atmosférica.

6.7 Regressão linear múltipla (lags) de 1 a 5 dias de Maior concentração.

Para investigar a relação entre as queimadas e as concentrações de material particulado fino ($PM_{2.5}$), foi realizada uma regressão linear múltipla incorporando defasagens temporais (*lags*) de 1 a 5 dias anteriores à data de observação. O objetivo foi identificar se os focos de queimadas em dias anteriores ao pico de PM apresentavam efeito acumulativo sobre os níveis

de poluição atmosférica, conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 – Resultados da regressão linear múltipla com defasagens de focos de queimadas (*lags* de 1 a 5 dias) explicando as concentrações diárias de $PM_{2.5}$.

Variável	Coeficiente (β)	Erro padrão	Valor t	p-valor	Intervalo 95% (IC)	Signif.
Intercepto	100.222	1.631	6.143	< 0.001	[6.809 ; 13.235]	Sim
Focos lag 1 dia	0.2446	0.054	4.528	< 0.001	[0.138 ; 0.351]	Sim
Focos lag 2 dias	0.2772	0.054	5.129	< 0.001	[0.171 ; 0.384]	Sim
Focos lag 3 dias	0.1367	0.057	2.395	0.017	[0.024 ; 0.249]	Sim
Focos lag 4 dias	0.0865	0.054	1.600	0.111	[-0.020 ; 0.193]	Não
Focos lag 5 dias	0.1379	0.054	2.553	0.011	[0.032 ; 0.244]	Sim

Fonte: Autor, 2025.

Os resultados indicaram que os focos ocorridos 1 e 2 dias antes apresentaram os maiores coeficientes de regressão ($\beta = 0{,}2446$ e $\beta = 0{,}2772$, respectivamente), ambos com elevada significância estatística ($p < 0{,}001$). Focos ocorridos 3 e 5 dias antes também demonstraram influência significativa, ainda que com menor magnitude. Por outro lado, os focos de quatro dias anteriores não apresentaram significância estatística ($p = 0{,}111$), sugerindo impacto menos expressivo ou já dissipado.

O valor de R^2 do modelo foi 0,303, indicando que aproximadamente 30% da variabilidade nas concentrações diárias de $PM_{2.5}$ pode ser explicada exclusivamente pela quantidade de focos de queimadas nos cinco dias anteriores ao evento. Esse resultado reforça a hipótese do efeito acumulativo, segundo a qual o material particulado proveniente de queimadas pode permanecer na atmosfera por vários dias, principalmente sob condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão, como baixa umidade relativa, fraca ventilação e estabilidade atmosférica.

Em estudos atmosféricos, valores moderados de R^2 são esperados, uma vez que a concentração de material particulado resulta da interação simultânea de múltiplos processos físicos, químicos e meteorológicos, muitos dos quais não podem ser plenamente capturados por modelos lineares.

Esse padrão foi consistente com os eventos mais críticos observados nos anos de 2022, 2023 e 2024, cujos dias de maior concentração de PM coincidiram com acumulados significativos de focos de queimadas nos cinco dias anteriores, mesmo quando o número de focos no dia do evento foi baixo ou irrelevante.

O estudo realizado por (IGNOTTI *et al.*, 2010) analisou séries temporais dos efeitos da variação diária de $PM_{2.5}$ causada pela queima de biomassa sobre hospitalizações por doen-

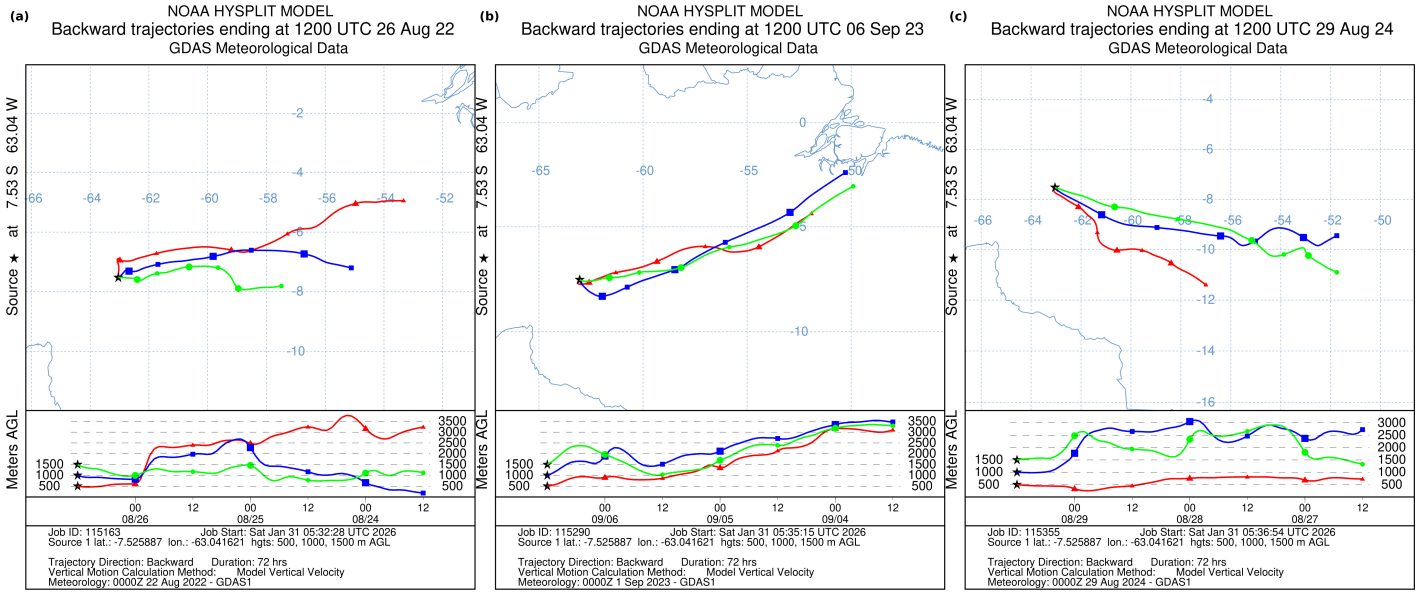
ças respiratórias em crianças e idosos no interior da Amazônia brasileira. Foram observadas associações estatisticamente significativas entre aumentos de $PM_{2.5}$ e o risco de internação por doenças respiratórias no período seco, com defasagens de 3–4 dias, com incrementos de risco de até aproximadamente 6% para crianças a cada aumento de 10 $\mu g \cdot m^{-3}$ de $PM_{2.5}$.

Esses achados reforçam a hipótese de que os efeitos das queimadas sobre a qualidade do ar não são imediatos, caracterizando um efeito acumulativo, no qual o material particulado permanece na atmosfera por pelo menos 2–3 dias, sendo modulado por fatores meteorológicos, como temperatura, umidade e estabilidade atmosférica. A análise temporal detalhada permite compreender que eventos de poluição severa podem ser resultado da persistência de fontes emissoras regionais, mesmo quando os focos não estão presentes no dia do pico.

6.8 Influencia do Transporte de Poluentes Aplicação do Modelo Hysplit

Para entender o papel do transporte atmosférico regional nos eventos de maior poluição do ar registrados em Humaitá, foi realizada uma análise de trajetórias retroativas (*backward trajectories*) por meio do modelo HYSPLIT, com duração de 72 horas e altura inicial de 500, 1000 e 1500 m AGL, conforme apresentado na Figura 23.

Figura 23 – Trajetórias retroativas (backward trajectories) por meio do modelo HYSPLIT



Fonte: Autor, 2025

No dia 26 de agosto de 2022, quando foram observadas as maiores concentrações do ano, as trajetórias mostraram predominância de massas de ar provenientes do sul e centro-leste do estado do Pará, antes de atingirem a área urbana de Humaitá. As trajetórias associadas às maiores altitudes apresentaram percursos mais longos e maior variabilidade espacial, sugerindo influência de processos de transporte em camadas mais elevadas da atmosfera.

Em setembro de 2023, especialmente durante a primeira semana, quando foram registradas as maiores concentrações de $PM_{2.5}$ da série temporal, observou-se um padrão ainda mais definido de transporte de longa distância. As trajetórias retroativas indicaram a chegada de massas de ar oriundas majoritariamente do norte e nordeste do Pará, regiões reconhecidas pela intensa atividade de queimadas nesse período. Algumas trajetórias também evidenciaram influência de fluxos de leste e nordeste, associados à circulação atmosférica regional modulada pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT).

Para agosto de 2024, as massas de ar apresentaram comportamento mais homogêneo, provenientes do norte do Mato Grosso e da fronteira com o sul do estado do Pará, região considerada crítica devido à alta incidência de emissões e por constituir área central do arco do desmatamento.

As trajetórias reversas reforçam os resultados estatísticos, indicando que os episódios críticos de $PM_{2.5}$ não são explicados apenas por fontes locais, mas também pelo transporte regional associado às áreas de queimadas.

Esse padrão é consistente com estudos realizados por (JANG *et al.*, 2023) na Amazônia Ocidental, em especial na cidade de Porto Velho (RO), onde análises baseadas no modelo HYSPLIT demonstraram que massas de ar associadas a episódios críticos de poluição por $PM_{2.5}$ frequentemente se originam nas regiões do norte de Mato Grosso, sul do Pará e Amazonas, percorrendo centenas de quilômetros antes de atingir as áreas urbanas receptoras. Nesses estudos, foi observado que plumas de fumaça provenientes de queimadas podem ser transportadas horizontalmente por longas distâncias e alcançar altitudes de até 2500 m, favorecendo a redistribuição regional do material particulado.

O tempo de permanência relativamente longo das partículas finas (de dias a uma semana ou mais) permite que elas sejam transportadas por distâncias de até mil quilômetros, contribuindo para a poluição atmosférica transfronteiriça e dificultando a gestão da qualidade do ar em nível local (WANG *et al.*, 2024). A persistência de partículas finas na atmosfera aumenta seu potencial de penetração profunda nos pulmões e os riscos à saúde associados (QADER *et al.*, 2023).

6.9 Análise Descritiva do comportamento Mensal dos PM para cada Ano

No ano de 2022, conforme apresentado na Tabela 6, as concentrações mensais de $PM_{2.5}$ apresentaram valores médios variando entre 4,79 $\mu g \cdot m^{-3}$, em dezembro, e 24,14 $\mu g \cdot m^{-3}$, em setembro. Os maiores níveis foram observados nos meses de agosto e setembro, com médias

de 21,22 $\mu g \cdot m^{-3}$ e 24,14 $\mu g \cdot m^{-3}$, respectivamente. Esses meses também apresentaram elevada variabilidade, refletida pelos altos valores de desvio padrão (até 13,67 $\mu g \cdot m^{-3}$) e pela ampla amplitude dos dados, com valores máximos atingindo 70,02 $\mu g \cdot m^{-3}$ em agosto. Em contraste, nos meses de outubro a dezembro, observou-se redução progressiva das concentrações, com medianas inferiores a 9 $\mu g \cdot m^{-3}$ e menor dispersão dos dados.

Tabela 6 – Estatísticas descritivas mensais das concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} ($\mu g \cdot m^{-3}$) em Humaitá-AM no ano de 2022.

$PM_{2.5}$ — Estatística mensal (2022)

Mês	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Agosto	21.22	13.67	6.30	12.69	17.03	24.54	70.02
Setembro	24.14	8.60	10.15	17.71	21.91	30.72	41.72
Outubro	10.00	4.38	4.75	6.74	8.35	11.66	20.01
Novembro	7.00	4.19	2.20	4.30	5.82	8.31	18.93
Dezembro	4.79	1.97	1.48	3.60	4.80	5.56	10.55

PM_{10} — Estatística mensal (2022)

Mês	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Agosto	34.92	14.41	15.42	26.44	29.91	41.93	81.41
Setembro	36.30	10.20	16.61	28.76	34.37	44.31	54.42
Outubro	20.25	5.25	11.51	16.24	19.15	23.06	33.55
Novembro	17.58	5.53	8.37	13.10	16.77	21.17	30.32
Dezembro	15.10	3.73	7.18	13.09	15.97	17.09	24.06

Fonte: Autor, 2025.

Para o PM_{10}, as concentrações médias mensais foram sistematicamente superiores às do $PM_{2.5}$, variando de 15,10 $\mu g \cdot m^{-3}$, em dezembro, a 36,30 $\mu g \cdot m^{-3}$, em setembro. Os maiores valores também ocorreram em agosto e setembro, com médias de 34,92 $\mu g \cdot m^{-3}$ e 36,30 $\mu g \cdot m^{-3}$, respectivamente, acompanhadas de elevada variabilidade (desvio padrão superior a 14 $\mu g \cdot m^{-3}$) e valores máximos que alcançaram 81,41 $\mu g \cdot m^{-3}$ em agosto. Nos meses subsequentes, especialmente em novembro e dezembro, observou-se redução das concentrações e da dispersão, com medianas em torno de 15–17 $\mu g \cdot m^{-3}$.

A Tabela 7 apresenta a estatística descritiva para o ano de 2023, no qual as concentrações de $PM_{2.5}$ caracterizaram-se por um período inicial de baixa magnitude e reduzida variabilidade, seguido por uma fase de intensificação marcada no segundo semestre.

Entre janeiro e abril, as médias mensais permaneceram abaixo de 4 $\mu g \cdot m^{-3}$, com medianas acima de 3 $\mu g \cdot m^{-3}$, indicando distribuição relativamente homogênea. A partir de maio,

observou-se elevação gradual das concentrações, culminando em valores médios superiores a 15 $\mu g \cdot m^{-3}$ entre julho e outubro.

Nesse intervalo, a variabilidade aumentou substancialmente, com desvios padrão elevados e ocorrência de valores extremos, especialmente em julho, quando o valor máximo mensal atingiu 42,19 $\mu g \cdot m^{-3}$.

Tabela 7 – Estatísticas descritivas mensais das concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} ($\mu g \cdot m^{-3}$) em Humaitá-AM no ano de 2023.

$PM_{2.5}$ — Estatística mensal (2023)

Mês	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Janeiro	3.41	1.14	1.83	2.52	3.17	4.11	6.60
Fevereiro	3.06	0.70	1.40	2.71	3.00	3.50	4.46
Março	3.72	1.21	1.93	2.89	3.51	4.17	7.39
Abril	3.30	1.23	1.69	2.38	2.81	4.06	6.16
Maio	4.51	1.34	2.51	3.49	4.50	5.62	7.99
Junho	6.05	3.88	2.25	4.02	4.68	6.78	18.07
Julho	14.01	5.56	7.11	10.36	12.67	16.16	29.80
Agosto	16.38	5.82	6.92	12.98	15.14	18.95	34.03
Setembro	16.01	6.43	8.01	12.65	14.57	17.24	42.19
Outubro	16.55	6.01	8.09	11.47	16.08	21.15	29.28
Novembro	13.01	4.81	4.44	9.66	12.70	17.80	21.59
Dezembro	5.08	1.06	3.20	4.26	5.09	6.02	6.72

PM_{10} — Estatística mensal (2023)

Mês	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Janeiro	13.84	3.37	7.78	11.42	14.66	15.65	21.80
Fevereiro	12.43	2.63	6.29	11.62	12.60	13.79	17.31
Março	11.90	2.84	7.56	10.09	11.07	13.55	18.52
Abril	11.26	2.71	5.69	9.30	11.47	12.99	16.87
Maio	14.45	1.85	10.38	13.27	14.08	15.65	19.30
Junho	17.20	5.93	7.16	13.66	16.35	19.05	33.19
Julho	29.82	8.00	19.43	23.24	29.53	32.09	50.84
Agosto	29.04	7.36	12.70	24.65	27.68	33.72	46.15
Setembro	26.36	8.28	14.70	22.61	24.30	28.10	57.05
Outubro	26.65	6.11	14.61	22.53	25.39	31.77	37.86
Novembro	25.29	6.57	10.54	21.24	25.86	29.80	36.82
Dezembro	16.77	3.81	10.00	14.39	16.34	18.41	28.26

Fonte: Autor, 2025.

O PM_{10} apresentou comportamento semelhante, porém com concentrações consistentemente mais elevadas. Durante o primeiro quadrimestre, as médias mensais situaram-se entre 11 e 14 $\mu g \cdot m^{-3}$, com distribuição mais concentrada. No período de maior intensificação, entre

julho e outubro, as médias ultrapassaram 26 $\mu g \cdot m^{-3}$, acompanhadas por elevada dispersão dos dados e valores máximos expressivos, alcançando 57,05 $\mu g \cdot m^{-3}$ em setembro. Nos meses finais do ano, especialmente em dezembro, observou-se redução das concentrações e da variabilidade para ambas as frações.

Para o ano de 2024, a Tabela 8 mostra que o comportamento foi mais extremo entre os períodos analisados, com concentrações elevadas e alta variabilidade de material particulado, especialmente durante o segundo semestre. Para o $PM_{2.5}$, os meses de janeiro a maio caracterizaram-se por baixas concentrações, com médias mensais inferiores a 6 $\mu g \cdot m^{-3}$ e distribuição relativamente homogênea, conforme indicado pelos baixos valores de desvio padrão.

A partir de junho, observou-se aumento progressivo das concentrações, intensificando-se de forma abrupta entre agosto e setembro, quando as médias mensais atingiram 47,07 $\mu g \cdot m^{-3}$ e 57,47 $\mu g \cdot m^{-3}$, respectivamente. Esses meses apresentaram elevada dispersão, com desvios padrão superiores a 30 $\mu g \cdot m^{-3}$, medianas elevadas (até 51,88 $\mu g \cdot m^{-3}$) e valores máximos extremamente altos, alcançando 135,31 $\mu g \cdot m^{-3}$ em agosto.

Comportamento semelhante foi observado para o PM_{10}, porém com magnitudes ainda mais elevadas. No primeiro semestre, as médias mensais permaneceram abaixo de 23 $\mu g \cdot m^{-3}$, com menor variabilidade relativa. No entanto, entre agosto e setembro, as concentrações aumentaram substancialmente, com médias de 60,78 $\mu g \cdot m^{-3}$ e 68,22 $\mu g \cdot m^{-3}$, respectivamente, acompanhadas por elevados valores de desvio padrão e máximos que atingiram 141,24 $\mu g \cdot m^{-3}$.

A análise integrada dos resultados descritivos evidencia uma intensificação progressiva das concentrações de material particulado entre 2022 e 2024, expressa pelo aumento dos valores médios, da variabilidade intermensal e da ocorrência de episódios extremos. Em 2022, as concentrações elevadas restringiram-se a poucos meses da estação seca, enquanto em 2023 esse padrão estendeu-se por um período mais longo. Em 2024, observou-se um agravamento expressivo, com concentrações médias, medianas e máximas substancialmente superiores, caracterizando um aumento consistente da carga particulada ao longo da série temporal.

Tabela 8 – Estatísticas descritivas mensais das concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} ($\mu g \cdot m^{-3}$) em Humaitá-AM no ano de 2024.

$PM_{2.5}$ — Estatística mensal (2024)

Mês	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Janeiro	4.11	1.24	2.20	3.25	3.77	5.07	6.99
Fevereiro	5.79	2.86	1.69	4.15	5.47	6.88	13.10
Março	3.59	1.41	1.74	2.68	3.27	4.08	7.65
Abril	3.81	1.58	2.02	2.81	3.29	4.31	8.52
Maio	4.16	0.82	2.73	3.50	4.17	4.63	6.50
Junho	6.90	1.35	4.05	6.07	6.95	7.85	10.11
Julho	9.80	4.63	6.32	6.99	8.21	10.25	27.74
Agosto	47.07	30.47	17.57	26.03	35.27	60.57	135.31
Setembro	57.47	28.13	5.63	36.69	51.88	78.57	115.85
Outubro	9.76	2.80	5.22	8.58	9.37	11.03	16.70
Novembro	6.52	1.92	4.00	5.26	6.00	7.73	9.69
Dezembro	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

PM_{10} — Estatística mensal (2024)

Mês	mean	std	min	25%	50%	75%	max
Janeiro	14.70	2.62	8.27	13.36	15.08	16.09	20.18
Fevereiro	16.78	5.32	7.98	14.23	16.43	19.35	30.84
Março	12.63	2.71	7.35	10.93	12.41	14.03	19.39
Abril	13.21	3.62	8.89	10.70	11.96	15.35	22.68
Maio	13.62	2.77	8.99	11.77	13.36	14.44	21.81
Junho	22.20	3.65	14.20	19.53	22.88	24.73	28.23
Julho	24.20	5.83	16.14	20.56	23.37	25.80	44.78
Agosto	60.78	28.95	28.96	39.44	51.48	75.15	141.25
Setembro	68.22	28.10	12.52	49.71	70.08	87.06	125.12
Outubro	18.34	3.37	11.25	16.65	17.99	20.70	24.09
Novembro	16.02	2.82	12.30	14.05	15.49	17.77	22.54
Dezembro	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Fonte: Autor, 2025.

A análise integrada dos resultados descritivos evidencia uma intensificação progressiva das concentrações de material particulado entre 2022 e 2024, expressa pelo aumento dos valores médios, da variabilidade intermensal e da ocorrência de episódios extremos. Em 2022, as concentrações elevadas restringiram-se a poucos meses da estação seca, enquanto em 2023 esse padrão estendeu-se por um período mais longo. Em 2024, observou-se um agravamento expressivo, com concentrações médias, medianas e máximas substancialmente superiores, caracterizando um aumento consistente da carga particulada ao longo da série temporal.

A estação seca mostrou-se determinante para a variabilidade do $PM_{2.5}$ e PM_{10} em todos

os anos analisados, concentrando os maiores valores médios e a maior dispersão dos dados nos meses de menor precipitação e umidade relativa. Esse comportamento é consistente com estudos realizados na Amazônia e na América do Sul, que indicam que a redução da precipitação, associada ao aumento das queimadas e à menor eficiência dos processos de remoção atmosférica, favorece o acúmulo de material particulado durante esse período (FILHO *et al.*, 2024; OLIVEIRA *et al.*, 2023).

O ano de 2024 destacou-se como o mais crítico da série, apresentando os maiores níveis e a maior variabilidade de $PM_{2.5}$ e PM_{10}, especialmente nos meses de agosto e setembro. Segundo estudo de abrangência continental (FILHO *et al.*, 2024), eventos climáticos recentes têm intensificado a duração e a severidade da estação seca em regiões da América do Sul, favorecendo concentrações excepcionalmente elevadas de material particulado.

6.10 Relações estatísticas entre $PM_{2.5}$ e variáveis ambientais: coeficiente de correlação de Pearson (r), p-valor e coeficiente de determinação (R^2)

Em 2022, as concentrações de $PM_{2.5}$ apresentaram correlação extremamente forte e positiva com os focos de queimadas ($r = 0{,}996$; $R^2 = 0{,}992$), indicando que praticamente toda a variabilidade mensal do material particulado fino esteve associada às emissões provenientes da combustão de biomassa. A temperatura do ar mostrou correlação positiva moderada ($r = 0{,}645$), sugerindo que meses mais quentes favoreceram o aumento das partículas em suspensão, embora com menor poder explicativo.

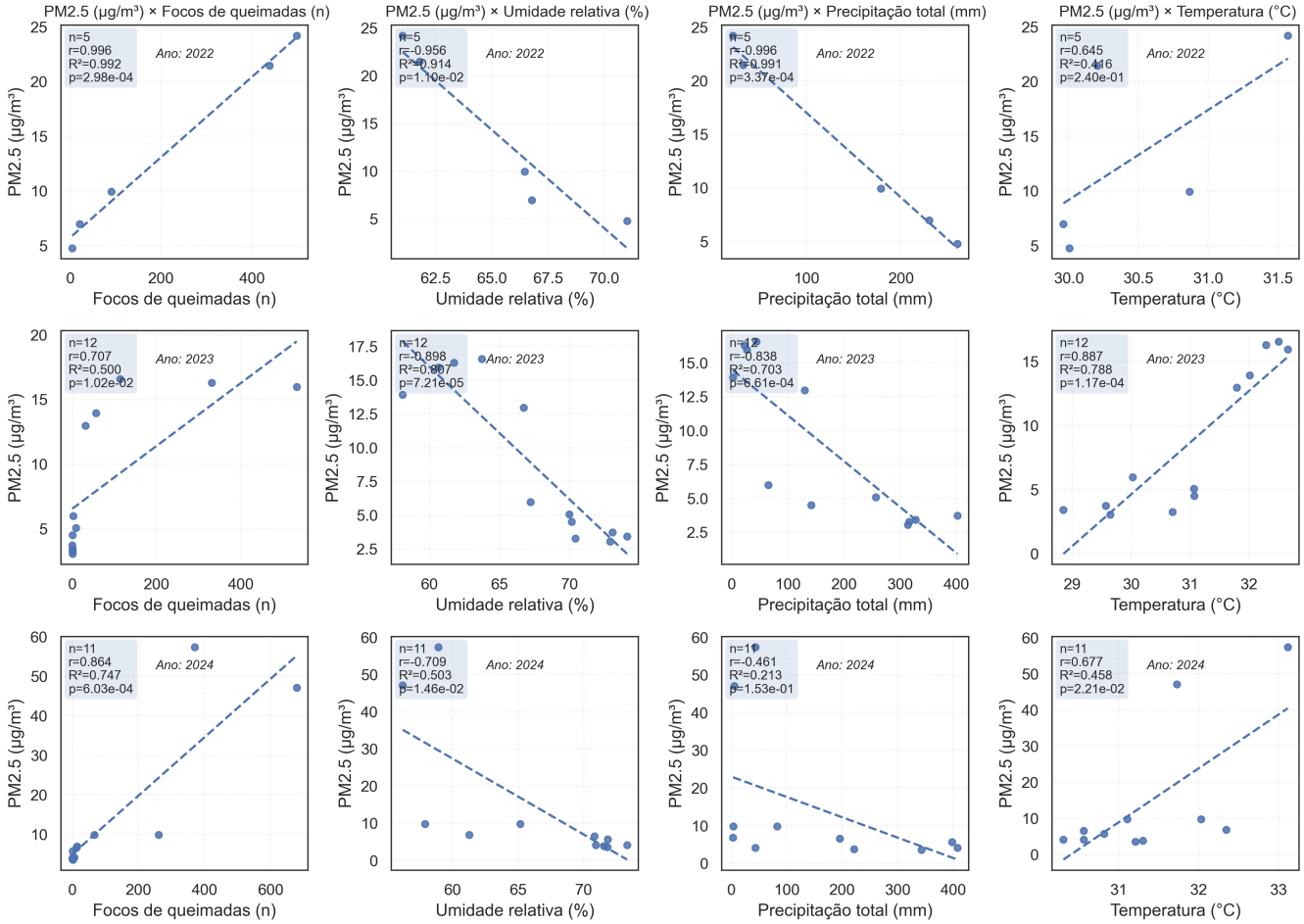
A umidade relativa apresentou correlação negativa muito elevada ($r = -0{,}956$; $R^2 = 0{,}914$), evidenciando seu papel fundamental nos processos de remoção atmosférica. A precipitação pluviométrica destacou-se como um dos principais mecanismos de limpeza do ar, com correlação negativa extremamente forte ($r = -0{,}996$; $R^2 = 0{,}991$), demonstrando a eficiência da remoção úmida em condições de maior pluviosidade, conforme apresentado na Figura 24.

Em 2023, manteve-se uma relação significativa entre $PM_{2.5}$ e as variáveis analisadas, porém com mudanças na hierarquia dos fatores explicativos. A temperatura apresentou correlação positiva elevada ($r = 0{,}887$; $R^2 = 0{,}788$), indicando maior influência das condições térmicas sobre a concentração de partículas finas ao longo do ano.

A umidade relativa continuou fortemente e negativamente correlacionada ($r = -0{,}898$; $R^2 = 0{,}807$), reforçando seu papel regulador. Os focos de queimadas apresentaram correlação positiva significativa ($r = 0{,}707$; $R^2 = 0{,}500$), evidenciando que cerca de metade da variabilidade do $PM_{2.5}$ esteve associada às queimadas. A precipitação também exerceu influência

relevante, com correlação negativa elevada ($r = -0{,}838$; $R^2 = 0{,}703$).

Figura 24 – Painel Anual de regreção de correlação de $PM_{2.5}$, variaveis meterologica e Queimadas



Fonte: Autor, 2025

Já em 2024, observou-se um forte reforço da influência das queimadas sobre o $PM_{2.5}$, com correlação positiva elevada ($r = 0{,}864$; $R^2 = 0{,}747$), indicando que os episódios de fogo se tornaram novamente o principal fator explicativo da variabilidade das partículas finas.

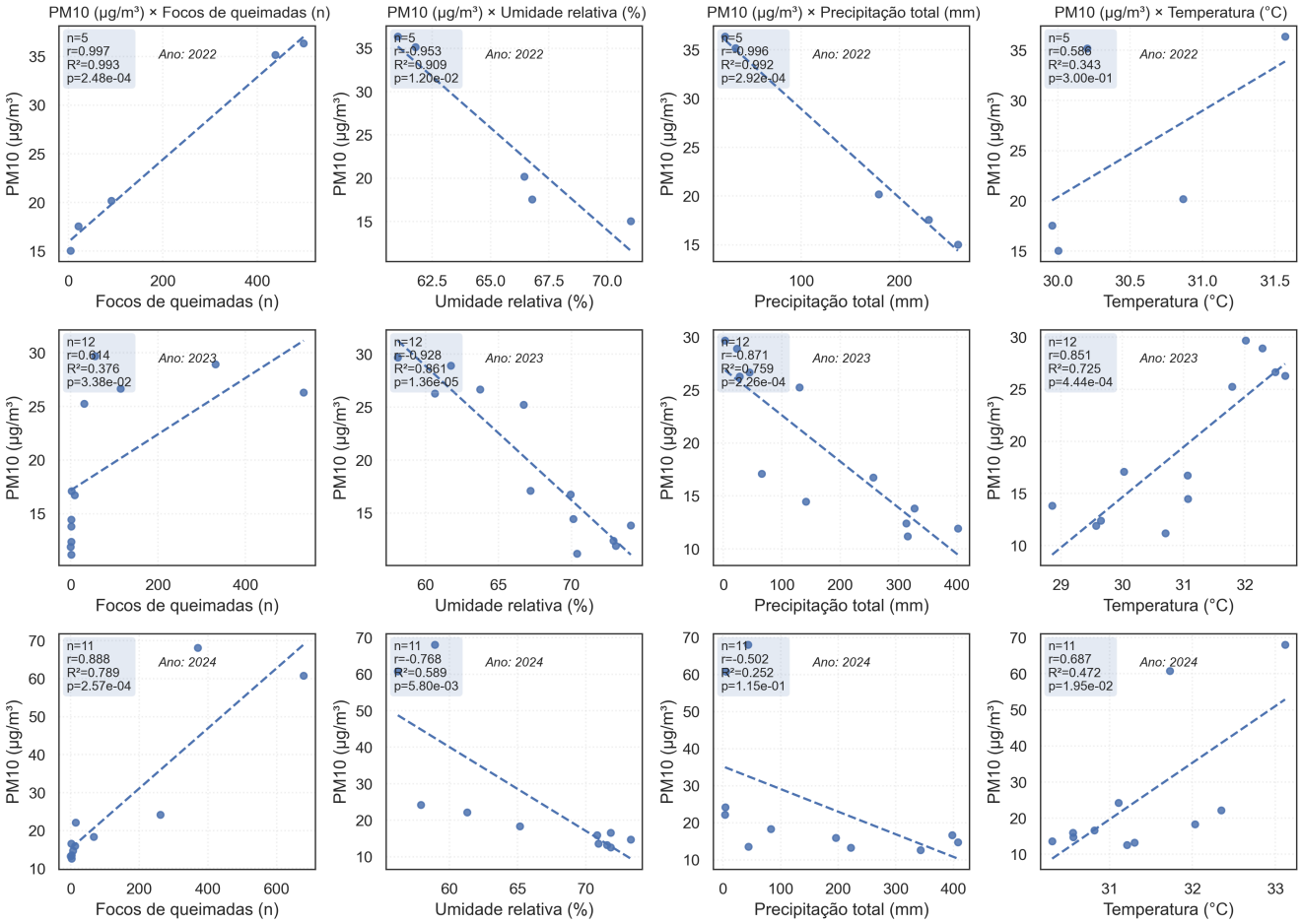
A temperatura manteve correlação positiva moderada ($r = 0{,}677$), enquanto a umidade relativa seguiu negativamente correlacionada ($r = -0{,}709$; $R^2 = 0{,}503$). A precipitação, embora ainda negativa, apresentou correlação mais fraca e não significativa estatisticamente ($r = -0{,}461$), sugerindo menor eficiência dos processos de remoção úmida ao longo desse ano, possivelmente associada à irregularidade dos eventos pluviométricos.

6.11 Relações estatísticas entre PM_{10} e variáveis ambientais: coeficiente de correlação de Pearson (r), p-valor e coeficiente de determinação (R^2)

No ano de 2022, conforme apresentado na Figura 25, o PM_{10} apresentou forte sensibilidade às atividades de queima de biomassa, evidenciada pela correlação positiva extremamente

elevada com os focos de queimadas ($r = 0{,}997$; $R^2 = 0{,}993$). Esse resultado indica que a fra ção grossa do material particulado respondeu de forma direta às emissões associadas ao fogo, refletindo a predominância de processos de combustão como principal fonte de partículas nesse período.

Figura 25 – Painel Anual de regreção de correlação de PM_{10}, variaveis meterologica e Queimadas.



Fonte: Autor, 2025

A temperatura do ar exibiu associação positiva de magnitude moderada ($r = 0{,}586$), sugerindo influência sobre a ressuspensão e a permanência das partículas na atmosfera. Em sentido oposto, a umidade relativa mostrou correlação negativa intensa ($r = -0{,}953$; $R^2 = 0{,}909$), reforçando seu papel nos mecanismos físicos de deposição e remoção do PM_{10}. A precipitação atuou como fator decisivo na redução das concentrações, apresentando correlação negativa quase perfeita ($r = -0{,}996$; $R^2 = 0{,}992$), evidenciando a eficiência da lavagem atmosférica ao longo do ano.

Em 2023, observou-se uma mudança no peso relativo dos fatores ambientais que influenciaram o PM_{10}. A temperatura assumiu papel mais relevante, com correlação positiva elevada ($r = 0{,}851$; $R^2 = 0{,}725$), indicando maior contribuição dos processos de aquecimento super-

ficial e estabilidade atmosférica na elevação das concentrações. A umidade relativa manteve associação negativa muito forte ($r = -0{,}928$; $R^2 = 0{,}861$), confirmando sua importância contínua como elemento regulador da carga de partículas.

Os focos de queimadas apresentaram correlação positiva moderada ($r = 0{,}614$; $R^2 = 0{,}376$), sugerindo contribuição significativa, porém menos dominante quando comparada à fração fina. A precipitação, por sua vez, seguiu exercendo papel relevante na remoção do PM_{10}, com correlação negativa elevada ($r = -0{,}871$; $R^2 = 0{,}759$).

Já em 2024, o comportamento do PM_{10} passou a refletir novamente a intensificação das queimadas como principal fator explicativo de sua variabilidade temporal. A correlação positiva elevada com os focos de incêndio ($r = 0{,}888$; $R^2 = 0{,}789$) indica que o aumento da frequência e da intensidade dos eventos de fogo exerceu influência direta sobre a concentração das partículas grossas. A temperatura manteve correlação positiva moderada ($r = 0{,}687$), enquanto a umidade relativa continuou associada negativamente ($r = -0{,}768$; $R^2 = 0{,}589$), evidenciando a persistência dos mecanismos meteorológicos de controle.

Em contraste com os anos anteriores, a precipitação apresentou correlação negativa mais fraca e estatisticamente não significativa ($r = -0{,}502$), sugerindo redução da eficiência dos processos de remoção úmida, possivelmente relacionada à irregularidade do regime pluviométrico ao longo do ano.

As análises baseadas em correlação de Pearson, regressão linear simples e p-valores demonstram, de forma consistente, que a variabilidade das concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} em Humaitá-AM, entre 2022 e 2024, é explicada predominantemente pelas queimadas, com modulação secundária das condições meteorológicas.

Em 2022, os coeficientes de correlação extremamente elevados entre os poluentes e os focos de queimadas ($r \approx 0{,}99$), associados a coeficientes de determinação superiores a 0,99 e p-valores altamente significativos ($p < 0{,}001$), evidenciam forte associação estatística. Ressalta-se, entretanto, que correlação elevada não implica causalidade direta, mas reflete a forte sazonalidade climática da região, onde a redução da umidade relativa e o aumento das queimadas ocorrem simultaneamente durante o período seco. Nesse mesmo ano, a precipitação apresentou regressões negativas igualmente significativas, confirmando seu papel dominante nos processos de remoção úmida.

Em 2023, embora as relações com queimadas tenham permanecido estatisticamente significativas ($p < 0{,}05$), os valores de r e R^2 indicaram redução do poder explicativo exclusivo do fogo, com maior contribuição da temperatura e da umidade relativa, cujas regressões mos-

traram associações lineares consistentes com o aumento e a remoção do material particulado, respectivamente. Esse padrão estatístico evidencia maior controle climático sobre a dinâmica atmosférica em um ano relativamente menos dominado por eventos extremos de fogo.

Já em 2024, os resultados de correlação e regressão indicam novo fortalecimento da influência das queimadas, com altos valores de r, R^2 superiores a 0,74 e p-valores altamente significativos, enquanto a precipitação perdeu significância estatística ($p > 0{,}05$). Esse comportamento aponta para um cenário de intensificação das emissões associadas ao fogo e redução da eficiência dos mecanismos de remoção atmosférica, favorecendo o acúmulo de partículas finas e grossas.

Esses achados são estatisticamente coerentes com a literatura. (PRIST *et al.*, 2023) identificaram correlação igualmente elevada entre $PM_{2.5}$ e queimadas ($r = 0{,}89$) e demonstraram que partículas finas oriundas da combustão de biomassa podem se dispersar por até 500 km, ampliando significativamente a área de impacto da degradação da qualidade do ar. A convergência dos coeficientes de correlação, dos modelos de regressão e da significância estatística confirma que, em anos mais críticos de seca e intensificação das queimadas, o fogo se consolida como o principal modulador estatisticamente significativo das concentrações de material particulado na atmosfera amazônica, fenômeno claramente observado em Humaitá-AM ao longo de 2024.

6.12 Variabilidade das concentrações de PMs em função dos períodos seco e chuvoso

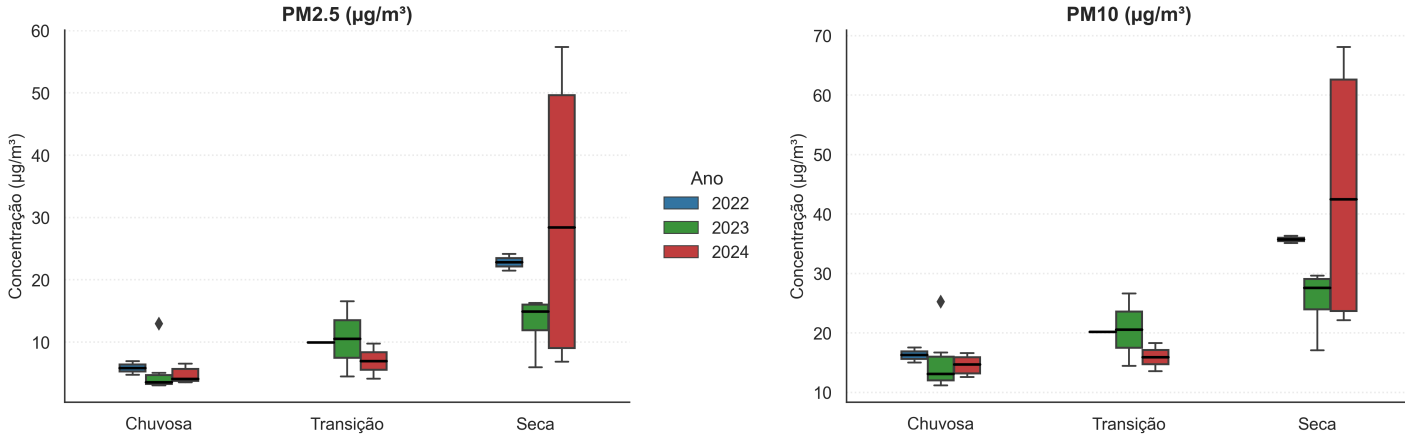
A Amazônia, conforme ilustrado na Figura 26, apresenta uma clara distinção entre as estações seca e chuvosa, que influenciam diretamente o clima, a vegetação e os riscos ambientais da região. No período seco, observa-se maior incidência de queimadas e incêndios florestais, resultando no aumento da concentração de poluentes, especialmente no sul e oeste da Amazônia. Já a estação chuvosa é caracterizada por maior precipitação e umidade, contribuindo para a regeneração da vegetação e a redução dos focos de fogo.

A estação seca é o período de maior ocorrência de queimadas na Amazônia, especialmente na região de Humaitá-AM. Essas queimadas elevam significativamente os níveis de material particulado fino ($PM_{2.5}$) e de PM_{10} na atmosfera, sendo este um dos poluentes mais perigosos para a saúde humana, devido à sua capacidade de penetrar profundamente no sistema respiratório e causar doenças respiratórias, especialmente em crianças e idosos.

Segundo estudo realizado por (OLIVEIRA B.L.A.; SOUZA, 2024), o monitoramento contínuo de $PM_{2.5}$ em Manaus revelou forte sazonalidade entre as estações seca e chuvosa, com concentrações mais elevadas durante a seca, associadas às queimadas e à poluição urbana. A po-

luição atmosférica gerada por esses eventos contribui para o aumento da morbidade respiratória na região, evidenciando a importância de políticas públicas voltadas ao controle das emissões e à proteção da saúde pública.

Figura 26 – Comportamento Sazonal dos material Particulado.



Fonte: Autor, 2025

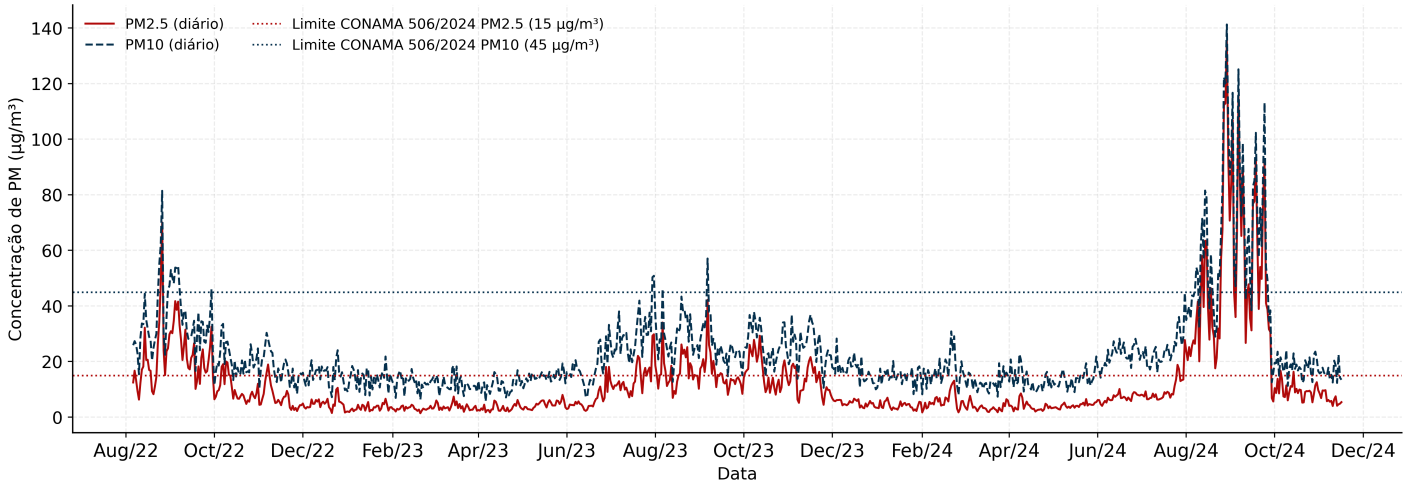
Durante a estação seca, observa-se um aumento significativo na concentração de partículas finas, principalmente devido às queimadas que ocorrem com maior frequência nesse período. As partículas finas oriundas das queimadas representam cerca de 60% do material particulado emitido para a atmosfera, contribuindo para a alteração da composição química da atmosfera amazônica e ultrapassando os limites de poluição observados em muitos centros urbanos. As concentrações de material particulado com diâmetro aerodinâmico inferior a 10 µm (PM_{10}) podem atingir valores de até 400 $\mu g \cdot m^{-3}$ durante a estação seca, estando associadas a baixos índices pluviométricos (CARMO *et al.*,). Por outro lado, a predominância do material particulado na estação chuvosa está associada à maior presença de aerossóis biogênicos naturais, originados principalmente de emissões da vegetação, como grãos de pólen, bactérias, fungos, fragmentos de folhas, excrementos e fragmentos de insetos. Além dessas partículas primárias, há também aerossóis secundários formados na atmosfera a partir da oxidação de compostos orgânicos voláteis biogênicos (BVOCs), como isopreno e terpenos, emitidos pela vegetação, por meio do processo de conversão gás-partícula (HOLANDA, 2015).

6.13 Limite estabelecido pela Resolução Conama 506/2024.

Um aspecto relevante do monitoramento é a identificação de episódios em que as concentrações de poluentes ultrapassam os limites estabelecidos pela norma regulamentadora que define os padrões de qualidade do ar no Brasil. A Figura 27 apresenta a evolução temporal das

concentrações diárias de $PM_{2.5}$ e PM_{10} entre agosto de 2022 e novembro de 2024, juntamente com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 506/2024 (15 $\mu g \cdot m^{-3}$ para $PM_{2.5}$ e 45 $\mu g \cdot m^{-3}$ para PM_{10}). Observa-se uma variabilidade sazonal bem marcada, além da ocorrência de episódios de alta concentração, sobretudo em 2024.

Figura 27 – limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 506/2024



Fonte: Autor, 2025

Para o $PM_{2.5}$, o número de dias acima do limite foi elevado em todos os anos analisados, com 50 dias em 2022, 69 dias em 2023 e 64 dias em 2024. Apesar de 2023 apresentar o maior número de ultrapassagens, a intensidade média desses eventos foi relativamente menor (20,20 $\mu g \cdot m^{-3}$) quando comparada a 2022 (25,13 $\mu g \cdot m^{-3}$) e, principalmente, a 2024.

Em 2024, embora tenha ocorrido um número ligeiramente menor de dias acima do limite em relação a 2023, a média de $PM_{2.5}$ nos dias críticos atingiu 51,06 $\mu g \cdot m^{-3}$, evidenciando episódios muito mais severos, claramente visíveis nos picos acentuados do gráfico no segundo semestre do ano.

Comportamento semelhante foi observado para o PM_{10}, porém de forma ainda mais expressiva. Em 2022 e 2023, os dias acima do limite foram relativamente poucos (13 e 4 dias, respectivamente), com médias nos dias críticos próximas (53,61 $\mu g \cdot m^{-3}$ em 2022 e 51,09 $\mu g \cdot m^{-3}$ em 2023).

Em contraste, 2024 apresentou aumento abrupto tanto na frequência quanto na intensidade, com 44 dias acima do limite e média de 75,99 $\mu g \cdot m^{-3}$ nesses dias. Esse padrão é coerente com os picos extremos observados no gráfico, onde as concentrações de PM_{10} ultrapassam amplamente o valor de referência, atingindo máximos superiores a 100 $\mu g \cdot m^{-3}$.

Essa exposição prolongada a concentrações críticas de material particulado representa risco substancial para a saúde pública, especialmente para crianças, idosos, gestantes e indiví-

duos com doenças respiratórias e cardiovasculares pré-existentes, que apresentam maior suscetibilidade aos efeitos.

Estudos realizados na Amazônia demonstram que o material particulado oriundo da queima de biomassa está associado a danos ao DNA, processos inflamatórios e aumento do risco de doenças crônicas, incluindo câncer, reforçando a relevância de compreender a distribuição espacial e temporal dessas fontes emissoras (ELLWANGER *et al.*, 2020).

A exposição prolongada a concentrações elevadas de $PM_{2.5}$ está fortemente correlacionada ao aumento da incidência de doenças cardiovasculares e cerebrovasculares, além de estar associada a óbitos prematuros por diversas causas (CAUMO *et al.*, 2022).

Evidências científicas recentes mostram que a exposição a altas concentrações de material particulado fino ($PM_{2.5}$), como durante episódios de fumaça intensa, está associada a reações inflamatórias agudas que elevam o risco de infarto agudo do miocárdio e insuficiência cardíaca em poucos dias após a exposição (YEN; CHEN, 2022). Já a exposição prolongada por anos a níveis elevados de $PM_{2.5}$ está correlacionada com aumento cumulativo na morbidade e mortalidade por doenças respiratórias e cardiovasculares, especialmente em populações vulneráveis (RAJAGOPALAN *et al.*, 2018).

Em Cuiabá-MT, uma análise baseada em modelo de regressão de Poisson demonstrou que um aumento de apenas 3,5 $\mu g \cdot m^{-3}$ na concentração de $PM_{2.5}$ esteve associado a acréscimo de 31,8% em internações por doenças respiratórias em idosos, evidenciando o impacto direto da exposição a esse poluente na saúde pública (MACHIN *et al.*, 2019).

Uma meta-análise envolvendo aproximadamente 62 milhões de indivíduos demonstrou que, para cada aumento de 10 $\mu g \cdot m^{-3}$ na concentração média anual de $PM_{2.5}$, o risco de hospitalização por doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC) aumenta em 12% (RR = 1,12; IC 95%: 1,08–1,16), enquanto o risco de infarto agudo do miocárdio apresenta incremento de 5% (RR = 1,05; IC 95%: 1,02–1,08) (HUANG *et al.*, 2025; HUANG, 2023).

No mesmo estudo, os autores estimaram que uma redução de 10 $\mu g \cdot m^{-3}$ nas concentrações de $PM_{2.5}$ poderia resultar em diminuição de 6% nas mortes prematuras por doenças pulmonares, além de redução de 8% nos casos de câncer de pulmão, evidenciando o impacto significativo da mitigação da poluição atmosférica sobre a saúde pública.

Associado a esse cenário, compostos como carbono negro, nitratos e sulfatos, presentes na fumaça, estão entre os constituintes mais danosos do $PM_{2.5}$, com efeitos tóxicos bem estabelecidos sobre os sistemas cardiovascular e respiratório, tanto em exposições de curto quanto de longo prazo (CHOI *et al.*, 2019).

Segundo o Banco Mundial, o custo global dos danos à saúde associados à exposição à poluição do ar é estimado em US$ 8,1 trilhões, o equivalente a 6,1% do PIB global. Pessoas em países de baixa e média renda são as mais afetadas pela mortalidade e morbidade associadas à poluição atmosférica . De acordo com (CUI; SHI, 2022), as perdas econômicas decorrentes dos impactos na saúde relacionados ao material particulado podem ser substanciais, representando uma parcela significativa do PIB local em cidades afetadas.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados evidenciaram um padrão sazonal bem definido, caracterizado pelo aumento significativo das concentrações durante o período seco e pela redução nos meses chuvosos, confirmando a forte influência do regime climático amazônico sobre a dinâmica da poluição atmosférica. Esse comportamento foi consistente ao longo de toda a série temporal analisada, embora com variações na intensidade dos episódios entre os anos.

A análise interanual demonstrou uma intensificação progressiva das concentrações, com destaque para o ano de 2024, que apresentou os maiores níveis registrados, atingindo valores até nove vezes superiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 506/2024. Esses resultados evidenciam um cenário de risco à saúde pública, especialmente para grupos vulneráveis, como crianças, idosos e indivíduos com doenças respiratórias e cardiovasculares.

A relação entre o material particulado e as variáveis meteorológicas indicou que a redução da precipitação e da umidade relativa do ar durante o período seco favorece o acúmulo de poluentes na atmosfera. Adicionalmente, as queimadas foram identificadas como o principal fator modulador dos episódios críticos de poluição do ar na região, corroborando estudos realizados na Amazônia que destacam a queima de biomassa como fonte dominante de aerossóis finos

Os modelos estatísticos aplicados, incluindo a análise de correlação de Pearson e a regressão linear múltipla com defasagem temporal, demonstraram que os focos de queimadas exercem influência significativa sobre as concentrações de $PM_{2.5}$, com efeitos retardados observados entre 1 e 5 dias. Esses resultados indicam a existência de um efeito cumulativo das emissões, associado às condições atmosféricas predominantes.

A análise de trajetórias atmosféricas por meio do modelo HYSPLIT evidenciou que os episódios de maior concentração de material particulado não estão associados exclusivamente

a fontes locais, mas também ao transporte regional de poluentes provenientes de áreas afetadas por queimadas, reforçando a complexidade dos processos que controlam a qualidade do ar na Amazônia.

Adicionalmente, os resultados obtidos neste estudo estão alinhados com pesquisas desenvolvidas pelo grupo de pesquisa ao qual este trabalho está vinculado, que vêm investigando os impactos da poluição atmosférica sobre a saúde da população na região sul da Amazônia. Estudos recentes conduzidos pelo grupo, utilizando abordagens epidemiológicas e têm evidenciado associações significativas entre a exposição ao material particulado fino ($PM_{2.5}$) e o aumento de atendimentos por doenças respiratórias, especialmente em populações vulneráveis

Esses estudos complementares reforçam os achados desta pesquisa ao demonstrar que os episódios de elevação das concentrações de material particulado observados no município de Humaitá-AM não apenas refletem processos ambientais e atmosféricos, mas também se traduzem em impactos mensuráveis sobre a saúde pública, consolidando a relevância da integração entre monitoramento ambiental e vigilância em saúde.

Por fim, recomenda-se a continuidade e expansão da rede de monitoramento, bem como o aprofundamento de estudos que integrem modelagem atmosférica, análise epidemiológica e avaliação de cenários futuros, de modo a subsidiar estratégias eficazes de mitigação e adaptação frente aos desafios ambientais e climáticos na Amazônia. Essa integração entre dados ambientais e saúde pública representa um avanço fundamental para o desenvolvimento de políticas baseadas em evidências, contribuindo para a proteção da população e a sustentabilidade ambiental da região.

REFERÊNCIAS

ANDERSON, L.; MARCHEZINI, V. Mudanças na exposição da população à fumaça gerada por incêndios florestais na Amazônia: o que dizem os dados sobre desastres e qualidade do ar? *Saúde em Debate*, FapUNIFESP (SciELO), v. 44, n. spe2, p. 284–302, 7 2020. ISSN 0103-1104.

ANDREÃO, W. L.; ALBUQUERQUE, T. T. de A. Fine particles as a public health indicator in Brazil: from monitoring to modeling. *Air Quality, Atmosphere and Health*, Springer Science and Business Media B.V., v. 13, n. 12, p. 1453–1463, 12 2020. .

ARTAXO, P. Mudanças climáticas: caminhos para o Brasil: a construção de uma sociedade minimamente sustentável requer esforços da sociedade com colaboração entre a ciência e os formuladores de políticas públicas. *Ciência e Cultura*, Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, v. 74, n. 4, p. 01–14, 2022.

ARTAXO, P.; HANSSON, H. C.; MACHADO, L. A. T.; RIZZO, L. V. Tropical forests are crucial in regulating the climate on Earth. *PLOS Climate*, Public Library of Science, v. 1, n. 8, 8 2022.

ARTAXO, P.; RIZZO, L. V.; BRITO, J. F.; BARBOSA, H. M.; ARANA, A.; SENA, E. T.; CIRINO, G. G.; BASTOS, W.; MARTIN, S. T.; ANDREAE, M. O. Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: from natural biogenic to biomass burning conditions. *Faraday Discuss.*, v. 165, p. 203–235, 10 2013.

ARTAXO, P.; RIZZO, L. V.; BRITO, J. F.; BARBOSA, H. M.; ARANA, A.; SENA, E. T.; CIRINO, G. G.; BASTOS, W.; MARTIN, S. T.; ANDREAE, M. O. Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: from natural biogenic to biomass burning conditions. *Faraday Discussions*, The Royal Society of Chemistry, v. 165, n. 0, p. 203–235, 12 2013.

BAKLANOV, A.; GRIMMOND, C. S.; CARLSON, D.; TERBLANCHE, D.; TANG, X.; BOUCHET, V.; LEE, B.; LANGENDIJK, G.; KOLLI, R. K.; HOVSEPYAN, A. From urban meteorology, climate and environment research to integrated city services. *Urban Climate*, Elsevier, v. 23, p. 330–341, 3 2018. ISSN 2212-0955.

BETITO, G.; CATIPAY-JAMERO, G.; ALAS, H.; BIRMILI, W.; CAMBALIZA, M. O.; CAYETANO, M.; COHEN, D.; CRUZ, M.; GALVEZ, M. C.; JAGONOY, A.; KECORIUS, S.; LORENZO, G. R.; MADUEÑO, L.; MÜLLER, T.; PABROA, P. C.; SIMPAS, J. B.; SOROOSHIAN, A.; TAMAYO, E. G.; VALLAR, E.; WEINHOLD, K.; WIEDENSOHLER, A. Two approaches to mass closure analysis for carbon-rich aerosol in Metro Manila, Philippines. *Environmental Science: Atmospheres*, Royal Society of Chemistry, v. 5, n. 6, p. 714–728, 5

2025.

BOURGOIN, C.; BEUCHLE, R.; BRANCO, A.; CARREIRAS, J.; CECCHERINI, G.; OOM, D.; SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; SEDANO, F. Extensive fire-driven degradation in 2024 marks worst Amazon forest disturbance in over two decades. 5 2025.

BRASIL. RESOLUÇÃO Nº 506, DE 5 DE JULHO DE 2024 Estabelece padrões nacionais de qualidade do ar e fornece diretrizes para sua aplicação. 2024.

BUTT, E. W.; CONIBEAR, L.; KNOTE, C.; SPRACKLEN, D. V. Large Air Quality and Public Health Impacts due to Amazonian Deforestation Fires in 2019. *GeoHealth*, ohn Wiley and Sons Inc, v. 5, n. 7, 7 2021.

BUTT, E. W.; CONIBEAR, L.; REDDINGTON, C. L.; DARBYSHIRE, E.; MORGAN, W. T.; COE, H.; ARTAXO, P.; BRITO, J.; KNOTE, C.; SPRACKLEN, D. V. Large air quality and human health impacts due to Amazon forest and vegetation fires. *Environmental Research Communications*, IOP Publishing, v. 2, n. 9, p. 095001, 9 2020. .

BUTT, E. W.; CONIBEAR, L.; REDDINGTON, C. L.; DARBYSHIRE, E.; MORGAN, W. T.; COE, H.; ARTAXO, P.; BRITO, J.; KNOTE, C.; SPRACKLEN, D. V. Large air quality and human health impacts due to Amazon forest and vegetation fires. *Environmental Research Communications*, IOP Publishing, v. 2, n. 9, p. 095001, 9 2020.

CAI, W.; MCPHADEN, M. J.; GRIMM, A. M.; RODRIGUES, R. R.; TASCHETTO, A. S.; GARREAUD, R. D.; DEWITTE, B.; POVEDA, G.; HAM, Y. G.; SANTOSO, A.; NG, B.; ANDERSON, W.; WANG, G.; GENG, T.; JO, H. S.; MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; OSMAN, M.; LI, S.; WU, L.; KARAMPERIDOU, C.; TAKAHASHI, K.; VERA, C. Climate impacts of the El Niño–Southern Oscillation on South America. *Nature Reviews Earth and Environment*, Springer Nature, v. 1, n. 4, p. 215–231, 4 2020.

CARMO, C. N. D.; HACON, S.; LONGO, K. M.; FREITAS, S.; IGNOTTI, E.; LEON, A. P. D.; ARTAXO, P. *Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira*. [S.l.]. v. 27, n. 1, 2010 .

CAUMO, S.; YERA, A. B.; VICENTE, A.; ALVES, C.; ROUBICEK, D. A.; VASCONCELLOS, P. de C. Particulate matter–bound organic compounds: levels, mutagenicity, and health risks. *Environmental Science and Pollution Research*, Springer Science and Business Media Deutschland GmbH, v. 29, n. 21, p. 31293–31310, 5 2022.

CERRO, J. C.; CERDÀ, V.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; BUJOSA, C.; PEY, J. Variability of air pollutants, and PM composition and sources at a regional background site in the Balearic Islands: Review of western Mediterranean phenomenology from a 3-year study. *Science of The Total Environment*, Elsevier, v. 717, p. 137177, 5 2020.

CHEN, C.; CHAN, A.; DOMINICI, F.; PENG, R. D.; SABATH, B.; DI, Q.; SCHWARTZ, J.; BELL, M. L. Do temporal trends of associations between short-term exposure to fine particulate matter (PM2.5) and risk of hospitalizations differ by sub-populations and urbanicity—a study of 968 U.S. counties and the Medicare population. *Environmental Research*, Academic Press Inc., v. 206, 4 2022.

CHEN, G.; GUO, Y.; YUE, X.; TONG, S.; GASPARRINI, A.; BELL, M. L.; ARMSTRONG, B.; SCHWARTZ, J.; JAAKKOLA, J. J.; ZANOBETTI, A.; LAVIGNE, E.; SALDIVA, P. H. N.; KAN, H.; ROYÉ, D.; MILOJEVIC, A.; OVERCENCO, A.; URBAN, A.; SCHNEIDER, A.; ENTEZARI, A.; VICEDO-CABRERA, A. M.; ZEKA, A.; TOBIAS, A.; NUNES, B.; ALAHMAD, B.; FORSBERG, B.; PAN, S. C.; ÍÑIGUEZ, C.; AMELING, C.; VALENCIA, C. De la

C.; ÅSTRÖM, C.; HOUTHUIJS, D.; DUNG, D. V.; SAMOLI, E.; MAYVANEH, F.; SERA, F.; CARRASCO-ESCOBAR, G.; LEI, Y.; ORRU, H.; KIM, H.; HOLOBACA, I. H.; KYSELÝ, J.; TEIXEIRA, J. P.; MADUREIRA, J.; KATSOUYANNI, K.; HURTADO-DÍAZ, M.; MAASIKMETS, M.; RAGETTLI, M. S.; HASHIZUME, M.; STAFOGGIA, M.; PASCAL, M.; SCORTICHINI, M.; COÊLHO, M. de S. Z. S.; ORTEGA, N. V.; RYTI, N. R.; SCOVRONICK, N.; MATUS, P.; GOODMAN, P.; GARLAND, R. M.; ABRUTZKY, R.; GARCIA, S. O.; RAO, S.; FRATIANNI, S.; DANG, T. N.; COLISTRO, V.; HUBER, V.; LEE, W.; SEPOSO, X.; HONDA, Y.; GUO, Y. L.; YE, T.; YU, W.; ABRAMSON, M. J.; SAMET, J. M.; LI, S. Mortality risk attributable to wildfire-related PM2·5 pollution: a global time series study in 749 locations. *The Lancet Planetary Health*, Elsevier B.V., v. 5, n. 9, p. e579–e587, 9 2021.

CHEN, G.; LI, S.; KNIBBS, L. D.; HAMM, N. A.; CAO, W.; LI, T.; GUO, J.; REN, H.; ABRAMSON, M. J.; GUO, Y. A machine learning method to estimate PM2.5 concentrations across China with remote sensing, meteorological and land use information. *Science of The Total Environment*, Elsevier, v. 636, p. 52–60, 9 2018.

CHEN, W.; VENABLES, D. S.; SIGRIST, M. W. *Current trends and future outlook in spectroscopic monitoring of the atmosphere*. [S.l.: s.n.], 2021.

CHOI, Y. J.; KIM, S. H.; KANG, S. H.; KIM, S. Y.; KIM, O. J.; YOON, C. H.; LEE, H. Y.; YOUN, T. J.; CHAE, I. H.; KIM, C. H. Short-term effects of air pollution on blood pressure. *Scientific Reports 2019 9:1*, Nature Publishing Group, v. 9, n. 1, p. 20298–, 12 2019.

COBELO, I.; CASTELHANO, F. J.; BORGE, R.; ROIG, H. L.; ADAMS, M.; AMINI, H.; KOUTRAKIS, P.; RÉQUIA, W. J. The impact of wildfires on air pollution and health across land use categories in Brazil over a 16-year period. *Environmental Research*, Academic Press, v. 224, p. 115522, 5 2023.

COBELO, I.; CASTELHANO, F. J.; BORGE, R.; ROIG, H. L.; ADAMS, M.; AMINI, H.; KOUTRAKIS, P.; RÉQUIA, W. J. The impact of wildfires on air pollution and health across land use categories in Brazil over a 16-year period. *Environmental Research*, Academic Press, v. 224, p. 115522, 5 2023.

COSTA, M. A. M.; AMARAL, S. S.; NETO, T. G. S.; CARDOSO, A. A.; SANTOS, J. C.; SOUZA, M. L.; CARVALHO, J. A. Forest Fires in the Brazilian Amazon and their Effects on Particulate Matter Concentration, Size Distribution, and Chemical Composition. *Combustion Science and Technology*, Taylor and Francis Ltd., v. 195, n. 13, p. 3045–3071, 10 2023.

COSTA, M. A. M.; AMARAL, S. S.; NETO, T. G. S.; CARDOSO, A. A.; SANTOS, J. C.; SOUZA, M. L.; CARVALHO, J. A. Forest Fires in the Brazilian Amazon and their Effects on Particulate Matter Concentration, Size Distribution, and Chemical Composition. *Combustion Science and Technology*, Taylor & Francis, v. 195, n. 13, p. 3045–3071, 10 2023.

CUI, Y.; SHI, Y. Evaluation of Health Hazard and Governance Performance of Air Pollution: A Case Study of Z City. *Frontiers in Public Health*, v. 10, 2022.

CUSTODIO, D.; ALVES, C.; JOMOLCA, Y.; VASCONCELLOS, P. de C. Carbonaceous components and major ions in PM10 from the Amazonian Basin. *Atmospheric Research*, Elsevier, v. 215, p. 75–84, 1 2019.

DE, F.; SANTOS, J. UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS INSTITUTO DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS HUMANAS E SOCIAIS PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA Avanço do Desmatamento e Transformações Socioespaciais no Sul Amazonense. 2023.

DONG, X.; LI, F.; LIN, Z.; HARRISON, S. P.; CHEN, Y.; KUG, J. S. Climate influence on the 2019 fires in Amazonia. *Science of The Total Environment*, Elsevier, v. 794, p. 148718, 11 2021.

ELLWANGER, J. H.; KULMANN-LEAL, B.; KAMINSKI, V. L.; VALVERDE-VILLEGAS, J. M.; VEIGA, A. B. G. D.; SPILKI, F. R.; FEARNSIDE, P. M.; CAESAR, L.; GIATTI, L. L.; WALLAU, G. L.; ALMEIDA, S. E.; BORBA, M. R.; HORA, V. P. D.; CHIES, J. A. B. Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Academia Brasileira de Ciências, v.

92, n. 1, p. e20191375, 4 2020.

EMETERE, M. E. Case study in environmental pollution research. *Numerical Methods in Environmental Data Analysis*, Elsevier, p. 13–39, 2022.

FAN, J.; SHANG, Y.; ZHANG, X.; WU, X.; ZHANG, M.; CAO, J.; LUO, B.; ZHANG, X.; WANG, S.; LI, S.; LIU, H.; WU, P. Joint pollution and source apportionment of PM2.5 among three different urban environments in Sichuan Basin, China. *Science of the Total Environment*, Elsevier B.V., v. 714, 4 2020.
FEARNSIDE, P. M. *Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências*. Manaus: Editora do INPA, 2022. ISBN 978-85-211-0193-2.

FEARNSIDE, P. M. *Desmatamento na Amazônia: Dinâmica, impactos e controle.* 2022.

FERREIRA, I. J.; CAMPANHARO, W. A.; BARBOSA, M. L.; SILVA, S. S.; SELAYA, G.; ARAGÃO, L. E.; ANDERSON, L. O. Assessment of fire hazard in Southwestern Amazon. *Frontiers in Forests and Global Change*, Frontiers Media S.A., v. 6, p. 1107417, 3 2023.

FILHO, W. L. F. C.; COSTA, R. R. d.; TAVELLA, R. A.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F. d.; SANTIAGO, D. d. B.; JUNIOR, C. A. d. S.; JÚNIOR, F. M. R. d. S.; NICOLETTE, R. d. F. Evaluation of the PM2.5 concentrations in South America: Climatological patterns and trend analysis. *Atmospheric Environment*, Pergamon, v. 338, p. 120800, 12 2024.

FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. *Acta Amazonica*, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, v. 28, n. 2, p. 101–101, 6 1998.
FLORES, B. M.; MONTOYA, E.; SAKSCHEWSKI, B.; NASCIMENTO, N.; STAAL, A.; BETTS, R. A.; LEVIS, C.; LAPOLA, D. M.; ESQUÍVEL-MUELBERT, A.; JAKOVAC, C.; NOBRE, C. A.; OLIVEIRA, R. S.; BORMA, L. S.; NIAN, D.; BOERS, N.; HECHT, S. B.; STEEGE, H. ter; ARIEIRA, J.; LUCAS, I. L.; BERENGUER, E.; MARENGO, J. A.; GATTI, L. V.; MATTOS, C. R.; HIROTA, M. Critical transitions in the Amazon forest system. *Nature 2024 626:7999*, Nature Publishing Group, v. 626, n. 7999, p. 555–564, 2 2024.

GALVÃO, M. F. de O.; ALVES, N. de O.; FERREIRA, P. A.; CAUMO, S.; VASCONCELLOS, P. de C.; ARTAXO, P.; HACON, S. de S.; ROUBICEK, D. A.; MEDEIROS, S. R. Batistuzzo de. Biomass burning particles in the Brazilian Amazon region: Mutagenic effects of nitro and oxy-PAHs and assessment of health risks. *Environmental Pollution*, Elsevier, v. 233, p. 960–970, 22018.

GATTI, L. V.; BASSO, L. S.; MILLER, J. B.; GLOOR, M.; DOMINGUES, L. G.; CASSOL, H. L.; TEJADA, G.; ARAGÃO, L. E.; NOBRE, C.; PETERS, W.; MARANI, L.; ARAI, E.; SANCHES, A. H.; CORRÊA, S. M.; ANDERSON, L.; RANDOW, C. V.; CORREIA, C. S.; CRISPIM, S. P.; NEVES, R. A. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, Nature Research, v. 595, n. 7867, p. 388–393, 7 2021.

HERERRA, V. M. V.; SOON, W.; PÉREZ-MORENO, C.; HERRERA, G. V.; MARTELLDUBOIS, R.; CRUZ, L. Rosique-de la; FEDOROV, V. M.; CERDEIRA-ESTRADA, S.; BONGELLI, E.; ZÚÑIGA, E. Past and future of wildfires in Northern Hemisphere's boreal forests. *Forest Ecology and Management*, Elsevier, v. 504, p. 119859, 1 2022.

HOLANDA, B. A. *Absorção da Radiação por Aerossóis na Amazônia*. [S.l.], 2015.

HUANG, J.; LIU, Q.; GUO, X. Short-Term Effects of Particulate Air Pollution on Human Health. *Encyclopedia of Environmental Health*, Elsevier, p. 655–662, 1 2019.

HUANG, L.; ZHANG, J.; LI, L.; WANG, G.; GAO, Q.; WANG, D.; WANG, Y.; WANG, D.; ZHOU, S. PM2.5-bound synchronous polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in in a typical cold city in northern China: Differences in heating and non-heating periods. *Journal of Environmental Management*, Academic Press, v. 381, p. 125359, 5 2025.

HUANG, X. The Impact of PM10 and Other Airborne Particulate Matter on the Cardiopulmonary and Respiratory Systems of Sports Personnel under Atmospheric Exposure. *Atmosphere*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI), v. 14, n. 11, 11 2023.

IGNOTTI, E.; HACON, S. d. S.; JUNGER, W. L.; MOURÃO, D.; LONGO, K.; FREITAS, S.; ARTAXO, P.; LEON, A. C. M. P. de. Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in the subequatorial Amazon: a time series approach. *Cadernos de saude publica*, Cad Saude Publica, v. 26, n. 4, p. 747–761, 2010.

IPCC. *AR6 Mudanças Climáticas 2022: Impactos, Adaptação e Vulnerabilidade — IPCC*. 2022.

JANG, I. R.; JUNG, S. I.; LEE, G.; PARK, I.; KIM, S. B.; KIM, H. J. Quartz crystal microbalance with thermally-controlled surface adhesion for an efficient fine dust collection and sensing. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier B.V., v. 424, 2 2022.

JANG, Y.-W.; JUNG, G.-W.; JANG, Y.-W.; JUNG, G.-W. Temporal Characteristics and Sources of PM2.5 in Porto Velho of Amazon Region in Brazil from 2020 to 2022. *Sustainability 2023, Vol. 15,*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 15, n. 18, 9 2023.

KARAGULIAN, F.; BARBIERE, M.; KOTSEV, A.; SPINELLE, L.; GERBOLES, M.; LAGLER, F.; REDON, N.; CRUNAIRE, S.; BOROWIAK, A.; KARAGULIAN, F.; BARBIERE,

M.; KOTSEV, A.; SPINELLE, L.; GERBOLES, M.; LAGLER, F.; REDON, N.; CRUNAIRE, S.; BOROWIAK, A. Review of the Performance of Low-Cost Sensors for Air Quality Monitoring. *Atmosphere 2019, Vol. 10,*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 10, n. 9, 8 2019.

KRITTANAWONG, C.; QADEER, Y. K.; HAYES, R. B.; WANG, Z.; THURSTON, G. D.; VIRANI, S.; LAVIE, C. J. PM2.5 and cardiovascular diseases: State-of-the-Art review. *International Journal of Cardiology Cardiovascular Risk and Prevention*, Elsevier, v. 19, p. 200217, 12 2023.

LEE, S. h.; KANG, J. E. Impact of particulate matter and urban spatial characteristics on urbanvitality using spatiotemporal big data. *Cities*, Pergamon, v. 131, p. 104030, 12 2022.

LI, J.; CARLSON, B. E.; YUNG, Y. L.; LV, D.; HANSEN, J.; PENNER, J. E.; LIAO, H.; RAMASWAMY, V.; KAHN, R. A.; ZHANG, P.; DUBOVIK, O.; DING, A.; LACIS, A. A.; ZHANG, L.; DONG, Y. Scattering and absorbing aerosols in the climate system. *Nature Reviews Earth & Environment 2022 3:6*, Nature Publishing Group, v. 3, n. 6, p. 363–379, 5 2022.

LIBERATO, A. M. .; BRITO, J. I. B.; LIBERATO, A. M.; BRITO, J. I. B. D. *Revista Brasileira de Geografia Física INFLUÊNCIA DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS NO BALANÇO HÍDRICO DA AMAZÔNIA OCIDENTAL*. [S.l.], v. 03, 170–180 p. 2010.
LUZ, A. M. Gestão de emissões atmosféricas. 2017.

MA, Y.; ZANG, E.; LIU, Y.; WEI, J.; LU, Y.; KRUMHOLZ, H. M.; BELL, M. L.; CHEN, K. Long-term exposure to wildland fire smoke PM2.5 and mortality in the contiguous United States. 2 2023.

MACHADO-SILVA, F.; LIBONATI, R.; LIMA, T. F. Melo de; PEIXOTO, R. B.; FRANÇA, J. R. de A.; MAGALHÃES, M. de A. F. M.; SANTOS, F. L. M.; RODRIGUES, J. A.; DACAMARA, C. C. Drought and fires influence the respiratory diseases hospitalizations in the Amazon. *Ecological Indicators*, Elsevier, v. 109, p. 105817, 2 2020. MACHIN, A. B.; NASCIMENTO, L. F.; MANTOVANI, K.; MACHIN, E. B. Effects of exposure to fine particulate matter in elderly hospitalizations due to respiratory diseases in the South of the Brazilian Amazon. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, Associação Brasileira de Divulgação Científica, v. 52, n. 2, p. e8130, 1 2019.

MARENGO, J. A.; SOUZA, C. M.; THONICKE, K.; BURTON, C.; HALLADAY, K.; BETTS, R. A.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R. Changes in Climate and Land Use Over the Amazon Region: Current and Future Variability and Trends. *Frontiers in Earth Science*, Frontiers Media SA, v. 6, p. 425317, 12 2018.

MARTINS, P. A. d. S.; QUERINO, C. A. d. S.; QUERINO, J. K. A. d. S.; MOURA, M. A. L.; NUNES, D. D.; MACHADO, N. G.; BIUDES, M. S. Updating of the Köppen and Thornthwaite and Mather (1955) climate classification system for the Southern Amazonas. *Revista do Departamento de Geografia*, Universidade de Sao Paulo, Agencia USP de Gestao da Informacao Academica (AGUIA), v. 43, p. e191137–e191137, 5 2023.

MARTINS, P. A. d. S.; QUERINO, C. A. S.; MOURA, M. A. L.; QUERINO, J. K. A. d. S.; MOURA, A. R. d. M. Variabilidade espaço-temporal de variáveis climáticas na mesorregião sul do Amazonas. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, Companhia Brasileira de Producao Cientifica, v. 10, n. 2, p. 169–184, 6 2019.

MARTINS, V. S.; NOVO, E. M.; LYAPUSTIN, A.; ARAGÃO, L. E.; FREITAS, S. R.; BARBOSA, C. C. Seasonal and interannual assessment of cloud cover and atmospheric constituents across the Amazon (2000–2015): Insights for remote sensing and climate analysis. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Elsevier, v. 145, p. 309–327, 11 2018.

MORELLO, T. F. COVID-19 and agricultural fire pollution in the Amazon: Puzzles and solutions. *World Development*, Pergamon, v. 138, p. 105276, 2 2021.
OLIVEIRA B.L.A.; SOUZA, R. A. R. *Qualidade do ar na cidade de Manaus: material particulado e suas relações com as queimadas AIR QUALITY IN THE CITY OF MANAUS: PARTICULATE MATTER AND ITS RELATIONSHIP WITH WILDFIRES*. [S.l.], 2024.

OLIVEIRA, I. Neves de; OLIVEIRA, B. F. Alves de; SILVEIRA, I. Henrique da; MACHADO, L. M. G.; VILLARDI, J. W. R.; IGNOTTI, E. Air pollution from forest burning as environmental risk for millions of inhabitants of the Brazilian Amazon: an exposure indicator for human health. *Cadernos de Saúde Pública*, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, v. 39, n. 6, p. e00131422, 7 2023.
OMS. The Global Health Cost of PM2.5 Air Pollution: A Case for Action Beyond 2021. *(OMS, 2022)*, The World Bank, 4 2022.

ØRBY, P. V.; ANDERSEN, J. L.; OTTOSEN, T. B.; THRANE, U.; GOSEWINKEL, U. Detection of a biological aerosol using optical particle counters. *Atmospheric Environment*, Pergamon, v. 338, p. 120819, 12 2024.

OVIEDO, A.; LIMA, W. P.; AUGUSTO, C. O arco do desmatamento e suas flechas. 2019.

PALÁCIOS, R.; CASTAGNA, D.; BARBOSA, L.; SOUZA, A. P.; IMBIRIBA, B.; ZOLIN, C. A.; NASSARDEN, D.; DUARTE, L.; MORAIS, F. G.; FRANCO, M. A.; CIRINO, G.; KUHN, P.; SODRÉ, G.; CURADO, L.; BASSO, J.; PAULO, S. Roberto de; RODRIGUES, T. ENSO effects on the relationship between aerosols and evapotranspiration in the south of the Amazon biome. *Environmental Research*, Academic Press, v. 250, p. 118516, 6 2024.

PARALOVO, S. L.; BARBOSA, C. G.; CARNEIRO, I. P.; KURZLOP, P.; BORILLO, G. C.; SCHIOCHET, M. F. C.; GODOI, A. F. L.; YAMAMOTO, C. I.; SOUZA, R. A. de; ANDREOLI, R. V.; RIBEIRO, I. O.; MANZI, A. O.; KOURTCHEV, I.; BUSTILLOS, J. O. V.; MARTIN, S. T.; GODOI, R. H. Observations of particulate matter, NO2, SO2, O3, H2S and selected VOCs at a semi-urban environment in the Amazon region. *Science of The Total Environment*,Elsevier, v. 650, p. 996–1006, 2 2019.

PASQUAL, O.; RATHNAYAKE, A.; THIRIPURANATHAR, G.; EKANAYAKE, S. Main inorganic pollutants and their risk to living beings. *Nanotechnology-Based Sensors for Detection of Environmental Pollution*, Elsevier, p. 11–38, 1 2024.

PINDADO, O.; PÉREZ, R. M.; GARCÍA, S.; SÁNCHEZ, M.; GALÁN, P.; FERNÁNDEZ, M. Characterization and sources assignation of PM2.5 organic aerosol in a rural area of Spain. *Atmospheric Environment*, Pergamon, v. 43, n. 17, p. 2796–2803, 6 2009.

PRIST, P. R.; SANGERMANO, F.; BAILEY, A.; BUGNI, V.; VILLALOBOS-SEGURA, M. d. C.; PIMIENTO-QUIROGA, N.; DASZAK, P.; ZAMBRANA-TORRELIO, C. Protecting Brazilian Amazon Indigenous territories reduces atmospheric particulates and avoids associated health impacts and costs. *Communications Earth & Environment 2023 4:1*, Nature Publishing Group, v. 4, n. 1, p. 34–, 4 2023.

QADER, W.; DAR, R. A.; RASHID, I. Phytolith particulate matter and its potential human and environmental effects. *Environmental Pollution*, v. 327, 2023.

QUDRAT-ULLAH, H. Assessing impacts of climate extremes. *Resilient Futures*, Elsevier, p. 49–83, 2025.

RAJAGOPALAN, S.; AL-KINDI, S. G.; BROOK, R. D. Air Pollution and Cardiovascular Disease: JACC State-of-the-Art Review. *Journal of the American College of Cardiology*, Elsevier, v. 72, n. 17, p. 2054–2070, 10 2018.

REDDINGTON, C. L.; MORGAN, W. T.; DARBYSHIRE, E.; BRITO, J.; COE, H.; ARTAXO, P.; SCOTT, C. E.; MARSHAM, J.; SPRACKLEN, D. V. Biomass burning aerosol over the Amazon: analysis of aircraft, surface and satellite observations using a global aerosol model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Copernicus GmbH, v. 19, n. 14, p. 9125–9152, 7 2019.

REQUIA, W. J.; AMINI, H.; MUKHERJEE, R.; GOLD, D. R.; SCHWARTZ, J. D. Health impacts of wildfire-related air pollution in Brazil: a nationwide study of more than 2 million hospital admissions between 2008 and 2018. *Nature Communications 2021 12:1*, Nature Publishing Group, v. 12, n. 1, p. 6555–, 11 2021.

ROCHA, R.; SANT'ANNA, A. A. Winds of fire and smoke: Air pollution and health in the Brazilian Amazon. *World Development*, Pergamon, v. 151, p. 105722, 3 2022.

ROGERS, H. M.; DITTO, J. C.; GENTNER, D. R. Evidence for impacts on surface-level air quality in the northeastern US from long-distance transport of smoke from North American fires during the Long Island Sound Tropospheric Ozone Study (LISTOS) 2018. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Copernicus GmbH, v. 20, n. 2, p. 671–682, 1 2020.

SÁNCHEZ, A. S.; NIETO, P. J. G.; FERNÁNDEZ, P. R.; DÍAZ, J. J. del C.; IGLESIASRODRÍGUEZ, F. J. Application of an SVM-based regression model to the air quality study at local scale in the Avilés urban area (Spain). *Mathematical and Computer Modelling*, Pergamon, v. 54, n. 5-6, p. 1453–1466, 9 2011.

SANTANA, J. C. C.; MIRANDA, A. C.; YAMAMURA, C. L. K.; FILHO, S. C. d. S.; TAMBOURGI, E. B.; HO, L. L.; BERSSANETI, F. T.; SANTANA, J. C. C.; MIRANDA, A. C.; YAMAMURA, C. L. K.; FILHO, S. C. d. S.; TAMBOURGI, E. B.; HO, L. L.; BERSSANETI, F. T. Effects of Air Pollution on Human Health and Costs: Current Situation in São Paulo, Brazil. *Sustainability 2020, Vol. 12,*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 12, n. 12, 6 2020. ISSN 2071-1050. Disponível em: .

SANTOS, T.; FILHO, V. A.; ROCHA, V. M.; MENEZES, J. *OS IMPACTOS DO DESMATAMENTO E QUEIMADAS DE ORIGEM ANTRÓPICA SOBRE O CLIMA DA AMAZÔNIA BRASILEIRA: UM ESTUDO DE REVISÃO THE IMPACTS OF DEFORESTATION AND BURNING OF ANTHROPOGENIC CLIMATE OF THE BRAZILIAN AMAZON: A REVIEW LOS IMPACTOS DE LA DEFORESTACIÓN Y LA QUEIMA DE ORIGEM ANTRÓPICO SOBRE EL CLIMA DE LA AMAZONIA BRASILEÑA: UMA REVISIÓN*. [S.l.], 2017. v. 11, n. 2, 157–181 p.

SATURNO, J.; HOLANDA, B. A.; PÖHLKER, C.; DITAS, F.; WANG, Q.; MORANZULO-AGA, D.; BRITO, J.; CARBONE, S.; CHENG, Y.; CHI, X.; DITAS, J.; HOFFMANN, T.; ANGELIS, I. H. D.; KÖNEMANN, T.; LAVRIČ, J. V.; MA, N.; MING, J.; PAULSEN, H.; PÖHLKER, M. L.; RIZZO, L. V.; SCHLAG, P.; SU, H.; WALTER, D.; WOLFF, S.; ZHANG, Y.; ARTAXO, P.; PÖSCHL, U.; ANDREAE, M. O. Black and brown carbon over central Amazonia: Long-term aerosol measurements at the ATTO site. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Copernicus GmbH, v. 18, n. 17, p. 12817–12843, 9 2018.

SCIBOR, M. Are we safe inside? Indoor air quality in relation to outdoor concentration of PM10 and PM2.5 and to characteristics of homes. *Sustainable Cities and Society*, Elsevier, v. 48, p. 101537, 7 2019.

SILVA, R. M. d.; LOPES, A. G.; SANTOS, C. A. G. Deforestation and fires in the Brazilian Amazon from 2001 to 2020: Impacts on rainfall variability and land surface temperature. *Journal of Environmental Management*, Academic Press, v. 326, p. 116664, 1 2023.

SILVA, R. M. d.; LOPES, A. G.; SANTOS, C. A. G. Deforestation and fires in the Brazilian Amazon from 2001 to 2020: Impacts on rainfall variability and land surface temperature. *Journal of Environmental Management*, Academic Press, v. 326, p. 116664, 1 2023.

SOBREIRA, E.; LÁZARO, W. L.; VITORINO, B. D.; FROTA, A. V. B. d.; YOUNG, C. E. F.; CAMPOS, D. V. d. S.; VIANA, C. R. S.; OLIVEIRA, E. de; LÓPEZ-RAMIREZ, L.; SOUZA, A. R. de; SILVA, D. J. d.; IGNOTTI, E.; HACON, S.; IGNÁCIO, □. R. A.; MUNIZ, C. C.; FILHO, M. d. S.; BOGONI, J. A. Wildfires and their toll on Brazil: Who's counting the cost? *Perspectives in Ecology and Conservation*, Elsevier, v. 23, n. 3, p. 214–217, 7 2025.

SOFUOGLU, S. C.; ARI, A.; CIVAN, M.; DUMANOGLU, Y.; GULLU, G.; MENTESE, S.; ONAT, B.; ŞAHIN, □. A.; TOKSOY, M. A proposal of indoor air pollutant limit values for Turkish schools based on a literature review of emission sources, concentrations, health effects, and limits/guidelines. *Atmospheric Pollution Research*, Elsevier, v. 17, n. 2, p. 102743, 2 2026.

SOUZA, A. Almeida de; OVIEDO, A.; SANTOS, T. Moreira dos. *Impactos na qualidade do ar e saúde humana relacionados ao desmatamento e queimadas na Amazônia Legal brasileira 1*. [S.l.], 2020.

SU, T.; LI, Z.; LI, C.; LI, J.; HAN, W.; SHEN, C.; TAN, W.; WEI, J.; GUO, J. The significant impact of aerosol vertical structure on lower atmosphere stability and its critical role in aerosolplanetary boundary layer (PBL) interactions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Copernicus GmbH, v. 20, n. 6, p. 3713–3724, 3 2020.

THUNIS, P.; DEGRAEUWE, B.; PISONI, E.; TROMBETTI, M.; PEDUZZI, E.; BELIS, C. A.; WILSON, J.; CLAPPIER, A.; VIGNATI, E. PM2.5 source allocation in European cities: A SHERPA modelling study. *Atmospheric Environment*, Pergamon, v. 187, p. 93–106, 8 2018.
TORRES, L. M.; PINHEIRO, C. D. P. d. S.; AZEVEDO, S. D.; RODRIGUES, P. R. S.; SANDIM, D. P. R. Atmospheric pollution in brazilian cities: a brief review of impacts in public health and the environment. *Naturae*, Companhia Brasileira de Producao Cientifica, v. 2, n. 1, p. 23–33, 8 2020.

TSIGARIDIS, K.; DASKALAKIS, N.; KANAKIDOU, M.; ADAMS, P. J.; ARTAXO, P.; BAHADUR, R.; BALKANSKI, Y.; BAUER, S. E.; BELLOUIN, N.; BENEDETTI, A.; BERGMAN, T.; BERNTSEN, T. K.; BEUKES, J. P.; BIAN, H.; CARSLAW, K. S.; CHIN, M.; CURCI, G.; DIEHL, T.; EASTER, R. C.; GHAN, S. J.; GONG, S. L.; HODZIC, A.; HOYLE, C. R.; IVERSEN, T.; JATHAR, S.; JIMENEZ, J. L.; KAISER, J. W.; KIRKEVÄG, A.; KOCH, D.; KOKKOLA, H.; LEE, Y. H.; LIN, G.; LIU, X.; LUO, G.; MA, X.; MANN, G. W.; MIHALOPOULOS, N.; MORCRETTE, J. J.; MÜLLER, J. F.; MYHRE, G.; MYRIOKEFALITAKIS, S.; NG, N. L.; O'DONNELL, D.; PENNER, J. E.; POZZOLI, L.; PRINGLE, K. J.; RUSSELL, L. M.; SCHULZ, M.; SCIARE, J.; Seland; SHINDELL, D. T.; SILLMAN, S.; SKEIE, R. B.; SPRACKLEN, D.; STAVRAKOU, T.; STEENROD, S. D.; TAKEMURA, T.; TIITTA, P.; TILMES, S.; TOST, H.; NOIJE, T. V.; ZYL, P. G. V.; SALZEN, K. V.; YU, F.; WANG, Z.; WANG, Z.; ZAVERI, R. A.; ZHANG, H.; ZHANG, K.; ZHANG, Q.; ZHANG, X. The AeroCom evaluation and intercomparison of organic aerosol in global models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Copernicus GmbH, v. 14, n. 19, p. 10845–10895, 10 2014.

URRUTIA-PEREIRA, M.; RIZZO, L. V.; CHONG-NETO, H. J.; SOLÉ, D. Impact of exposure to smoke from biomass burning in the Amazon rain forest on human health. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, Sociedade Brasileira de Pneumologia e Tisiologia, v. 47, n. 5, p. e20210219, 2021.

VALAVANIDIS, A.; FIOTAKIS, K.; VLACHOGIANNI, T. *Airborne particulate matter and human health: Toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms*. 339–362 p. 2008.

VICENTE, E. D.; ALVES, C. A. An overview of particulate emissions from residential biomasscombustion. *Atmospheric Research*, Elsevier Ltd, v. 199, p. 159–185, 1 2018.

VORMITTAG, E. D. M. P. A.; CIRQUEIRA, S. S. R.; NETO, H. W.; SALDIVA, P. H. Análisedo monitoramento da qualidade do ar no Brasil. *Estudos Avançados*, Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo, v. 35, n. 102, p. 7–30, 8 2021.

WANG, Y.; WANG, X.; LIU, Z.; CHAO, S.; ZHANG, J.; ZHENG, Y.; ZHANG, Y.; XUE, W.; WANG, J.; LEI, Y. Assessing the effectiveness of PM 2.5 pollution control from the perspective of interprovincial transport and PM 2.5 mitigation costs across China. *Environmental Science and Ecotechnology*, v. 22, 2024.

XU, W.; CEN, J.; FAN, L.; LIU, Y.; JANSSEN, T. A.; LIU, P.; WU, W.; WANG, L.; LI, N.; VERAVERBEKE, S. Land use and climatic drivers of early 21st-century fire activity in the Amazon. *Agricultural and Forest Meteorology*, Elsevier, v. 372, p. 110664, 9 2025.

YEN, C. C.; CHEN, P. L. Effect of Short-Term Exposure to Fine Particulate Matter and Particulate Matter Pollutants on Triggering Acute Myocardial Infarction and Acute Heart Failure. *The American Journal of Cardiology*, Excerpta Medica, v. 175, p. 158–163, 7 2022.

ZHANG, R.; WANG, G.; GUO, S.; ZAMORA, M. L.; YING, Q.; LIN, Y.; WANG, W.; HU, M.; WANG, Y. Formation of Urban Fine Particulate Matter. *Chemical Reviews*, American Chemical Society, v. 115, n. 10, p. 3803–3855, 5 2015.

ZHANG, X.; LIU, J.; YANG, C.; GU, X.; GULAKHMADOV, A.; ZENG, J.; MA, H.; CHEN, Z.; ZHAO, L.; DU, L.; KUMAR, P. R.; KGANYAGO, M.; COSTA, V.; NAM, W. H.; SUN, P.; SHEN, Y.; NIYOGI, D.; CHEN, N. Disentangling vegetation physiological responses under extreme drought in the Amazon Rainforest: A multispectral remote sensing approach with insights from ET, SIF, and VOD. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Elsevier, v. 230, n. 7724, p. 599–615, 12 2025.

ZHANG, X.; LIU, J.; YANG, C.; GU, X.; GULAKHMADOV, A.; ZENG, J.; MA, H.; CHEN, Z.; ZHAO, L.; DU, L.; KUMAR, P. R.; KGANYAGO, M.; COSTA, V.; NAM, W. H.; SUN, P.; SHEN, Y.; NIYOGI, D.; CHEN, N. Disentangling vegetation physiological responses under extreme drought in the Amazon Rainforest: A multispectral remote sensing approach with insights from ET, SIF, and VOD. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Elsevier, v. 230, p. 599–615, 12 2025.

ZHANG, X.; LIU, J.; YANG, C.; GU, X.; GULAKHMADOV, A.; ZENG, J.; MA, H.; CHEN, Z.; ZHAO, L.; DU, L.; KUMAR, P. R.; KGANYAGO, M.; COSTA, V.; NAM, W. H.; SUN, P.; SHEN, Y.; NIYOGI, D.; CHEN, N. Disentangling vegetation physiological responses under extreme drought in the Amazon Rainforest: A multispectral remote sensing approach with insights from ET, SIF, and VOD. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Elsevier, v. 230, p. 599–615, 12 2025.

ZHANG, X.; LYU, J.; HAN, Y.; SUN, N.; SUN, W.; LI, J.; LIU, C.; YIN, S. Effects of the leaf functional traits of coniferous and broadleaved trees in subtropical monsoon regions on PM2.5 dry deposition velocities. *Environmental Pollution*, Elsevier, v. 265, p. 114845, 10 2020.

ZHANG, Y.; WANG, W.; WU, S. Y.; WANG, K.; MINOURA, H.; WANG, Z. Impacts of updated emission inventories on source apportionment of fine particle and ozone over the southeastern U.S. *Atmospheric Environment*, Pergamon, v. 88, p. 133–154, 5 2014.

ZHENG, X. Y.; DING, H.; JIANG, L. N.; CHEN, S. W.; ZHENG, J. P.; QIU, M.; ZHOU, Y. X.; CHEN, Q.; GUAN, W. J. Association between Air pollutants and asthma emergency room visits and hospital admissions in time series studies: A systematic review and meta-Analysis. *PLoS ONE*, Public Library of Science, v. 10, n. 9, 9 2015.

ZICCARDI, L.; YANAI, A.; FEARNSIDE, P.; STARK, S. *Deforestation in the Brazilian Amazon: Threats and opportunities*. 2024.