

This file has been cleaned of potential threats.

If you confirm that the file is coming from a trusted source, you can send the following SHA-256 hash value to your admin for the original file.

47c7ea6adb714736b1b0fbd895b50425d16a93a4a95a21dc4568e86987ee50cd

To view the reconstructed contents, please SCROLL DOWN to next page.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS – UEA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CLIMA E AMBIENTE – PPG-CLIAMB

**VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DO MATERIAL PARTICULADO FINO
(MP_{2,5}) NA BACIA AMAZÔNICA E SUA RELAÇÃO COM QUEIMADAS E EL NIÑO
OSCILAÇÃO SUL (ENOS)**

SAMANTA LACERDA SIMÕES

Manaus, Amazonas

2026

SAMANTA LACERDA SIMÕES

**VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DO MATERIAL PARTICULADO FINO
(MP_{2,5}) NA BACIA AMAZÔNICA E SUA RELAÇÃO COM QUEIMADAS E EL NIÑO
OSCILAÇÃO SUL (ENOS)**

Orientador: Dr. Rodrigo Augusto Ferreira de Souza

Coorientadora: Dra. Rita Valéria Andreoli de Souza

Dissertação apresentada ao programa de
Pós-graduação em Clima e Ambiente –
INPA/UEA, como requisito para obtenção
do título de Mestre em Clima e Ambiente
na área de concentração Interação Bios-
fera e Atmosfera.

Manaus, Amazonas

2026

Catálogo na Publicação (CIP-Brasil)

S593v Simões, Samanta Lacerda

Variabilidade espaço-temporal do material particulado fino (MP2,5) na Bacia Amazônica e sua relação com queimadas e El Niño Oscilação Sul (ENOS). / Samanta Lacerda Simões; orientador Rodrigo Augusto Ferreira de Souza; coorientadora Rita Valéria Andreoli de Souza. - Manaus : [s.l.], 2026.

6.014 KB

106 p. : il. color.

DOI: <https://doi.org/10.61818/ted26073>

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Clima e Ambiente) - Coordenação do Programa de Pós-Graduação, INPA, 2026.

1. Material particulado fino. 2. Queimadas. 3. El Niño Oscilação Sul. I. Souza, Rodrigo Augusto Ferreira de. II. Souza, Rita Valéria Andreoli de. III. Título.

CDD 551.6



ATA DE DEFESA PÚBLICA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CLIMA E
AMBIENTE DO INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA
AMAZÔNIA E UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS.

Aos 25 dias do mês de junho do ano de 2026, às 14:30:00 horas, na Escola Superior de Tecnologia UEA – Sala C19 (EST) , reuniu-se a Comissão Julgadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. Rodrigo Augusto Ferreira de Souza (Presidente), o Prof. Dr. Adan Sady de Medeiros (UEA) e a Profa. Dra. Karenn Silveira Fernandes (UFAM) tendo como suplentes o Prof. Dr. Polari Batista Corrêa (FAMETRO) e o Prof. Dr. Cléo Quaresma Dias Junior , sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a avaliação pública do trabalho de Dissertação de Mestrado de **Samanta Lacerda Simões** intitulado: **“VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DO MATERIAL PARTICULADO FINO (MP2,5) NA BACIA AMAZÔNICA E SUA RELAÇÃO COM QUEIMADAS E EL NIÑO OSCILAÇÃO SUL (ENOS) ”**, orientada pelo Prof. Dr. Rodrigo Augusto Ferreira de Souza (UEA) e coorientada pela Profa. Dra. Rita Valéria Andreoli de Souza (UEA)

O Presidente da Comissão Julgadora deu início à seção e informou os procedimentos do exame. A aluna fez a exposição do seu trabalho que foi avaliado pelos membros da Comissão Julgadora de Defesa Pública. A Comissão Julgadora, então, se reuniu e os membros emitiram os seguintes pareceres:

Nome	Parecer	Assinatura
Dr. Rodrigo Augusto Ferreira de Souza	☒ Aprovada () Reprovada	
Dr. Adan Sady de Medeiros	☒ Aprovada () Reprovada	
Dra. Karenn Silveira Fernandes	☒ Aprovada () Reprovada	

Nada mais havendo a relatar, foi lavrada a presente ata que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Julgadora.

*A Deus, o autor da minha vida e aos meus pais, que
são a base principal de todos os meus sonhos.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, à Deus por absolutamente tudo. Por ser meu refúgio e minha força, e por colocar na minha vida as pessoas certas, que me ajudaram a concluir esta trajetória.

À minha família, pelo amor, apoio e incentivo ao longo de toda esta caminhada, e por celebrarem comigo cada pequena conquista.

Ao Renato Signori, por todos os ensinamentos, apoio, paciência, amor e companheirismo. Obrigada por tornar esta trajetória mais leve e por ter sido quase meu terceiro orientador. Agradeço por estar ao meu lado nos momentos de desespero, por me incentivar quando pensei em desistir, por tirar minhas dúvidas e por acreditar em mim ao longo desse processo. Muitas coisas não teriam sido possíveis sem você.

Aos meus orientadores, Prof. Dr. Rodrigo Augusto Ferreira de Souza e Profa. Dra. Rita Valéria Andreoli de Souza, pela paciência e confiança ao longo desse processo. Agradeço por cada orientação, sugestão e contribuição, que foram fundamentais para a construção e o amadurecimento deste trabalho. Obrigada por aceitarem me orientar e acreditarem nesta pesquisa.

Às minhas amigas da turma 2024 do PPG-CLIAMB, Karol, Tabata e Pillar, por compartilharem comigo os desafios, as angústias e as alegrias desta caminhada. Obrigada pelas trocas, pelas conversas, pelas risadas e pela amizade construída ao longo do mestrado.

Aos meus ex-chefes de trabalho, Maycon e Ayub, pelo incentivo, apoio e compreensão durante o período das disciplinas.

Aos meus maiores incentivadores nesta vida, meus amigos Bruna, Isabela e Lucas, obrigada pelo incentivo, carinho e amizade de sempre, por acreditarem em mim, por me ouvirem nos momentos difíceis e por celebrarem comigo cada conquista.

E a todos que contribuíram direta ou indiretamente para realização deste trabalho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM), SEDECTI e Governo do Estado com suporte à pesquisa (Edital N.001/2023-UNIVERSAL).

RESUMO

Este estudo analisou a variabilidade espaço-temporal das concentrações de material particulado fino ($MP_{2,5}$) na Bacia Amazônica entre 2003 e 2023, utilizando dados modelados do produto $SatPM_{2,5}$, focos de queimadas do sensor MODIS e o índice Niño 3.4 como indicador da variabilidade climática associada ao El Niño-Oscilação Sul (ENOS). Foram avaliados os padrões espaciais e temporais das concentrações de $MP_{2,5}$, bem como as tendências, pontos de mudança e a contribuição relativa da sazonalidade, das queimadas e do ENOS para a variabilidade do poluente. Os resultados evidenciaram um padrão espacial heterogêneo, com maiores concentrações nas porções sul e sudoeste da bacia, especialmente em áreas associadas ao arco do desmatamento, no norte da Bolívia, em Rondônia, em Mato Grosso, no sul do Amazonas e sul do Pará. As menores concentrações ocorreram nas porções norte e noroeste, onde há menor influência direta das principais áreas-fonte de queimadas. Do ponto de vista sazonal, observou-se um ciclo anual bem definido, com menores valores entre maio e julho e aumento expressivo a partir de agosto, atingindo máximos no trimestre ASO, especialmente em setembro. A análise regional indicou que áreas mais influenciadas pelas queimadas apresentam maiores concentrações e episódios críticos, enquanto áreas centrais, embora menos associadas às fontes locais de fogo, podem ser afetadas pelo transporte de aerossóis em anos de seca extrema. As tendências apresentaram comportamento espacialmente distinto, com aumentos em setores oeste, sudoeste, noroeste e central da bacia, e reduções em áreas do sudeste. A regressão linear múltipla indicou que a sazonalidade e as queimadas são os principais fatores explicativos da variabilidade do $MP_{2,5}$, enquanto o ENOS exerce influência complementar e indireta, principalmente sobre as anomalias interanuais. O ENOS também apresentou influência sazonalmente concentrada em ASO e NDJ, sobretudo no norte da Bacia Amazônica, contribuindo de forma complementar para a variabilidade interanual do $MP_{2,5}$. Os resultados reforçam a importância do monitoramento contínuo da qualidade do ar e da integração entre informações climáticas, queimadas e gestão ambiental na Amazônia, a fim proteger adequadamente as populações vulneráveis da região dessa crescente ameaça.

Palavras-chave: $MP_{2,5}$; Bacia Amazônica; queimadas; ENOS; qualidade do ar.

ABSTRACT

This study analyzed the spatiotemporal variability of fine particulate matter (PM_{2.5}) concentrations in the Amazon Basin between 2003 and 2023, using modeled data from the SatPM_{2.5} product, fire hotspot data from the MODIS sensor, and the Niño 3.4 index as an indicator of climate variability associated with the El Niño–Southern Oscillation (ENSO). Spatial and temporal patterns of PM_{2.5} concentrations were evaluated, as well as trends, change points, and the relative contribution of seasonality, fires, and ENSO to the variability of this pollutant. The results revealed a heterogeneous spatial pattern, with higher concentrations in the southern and southwestern portions of the basin, especially in areas associated with the arc of deforestation, northern Bolivia, Rondônia, Mato Grosso, southern Amazonas, and southern Pará. The lowest concentrations occurred in the northern and northwestern portions of the basin, where there is less direct influence from the main fire source regions. From a seasonal perspective, a well-defined annual cycle was observed, with lower values between May and July and a marked increase from August onward, reaching maximum concentrations in the ASO quarter, especially in September. The regional analysis indicated that areas more strongly influenced by fires show higher concentrations and critical pollution episodes, while central areas, although less associated with local fire sources, may be affected by aerosol transport during years of extreme drought. The trends showed spatially distinct behavior, with increases in the western, southwestern, northwestern, and central sectors of the basin, and decreases in southeastern areas. Multiple linear regression indicated that seasonality and fires are the main explanatory factors of PM_{2.5} variability, while ENSO exerts a complementary and indirect influence, mainly on interannual anomalies. ENSO also showed a seasonally concentrated influence in ASO and NDJ, especially in the northern Amazon Basin, contributing complementarily to the interannual variability of PM_{2.5}. The results reinforce the importance of continuous air quality monitoring and the integration of climate, fire, and environmental management information in the Amazon, to adequately protect the region's vulnerable populations from this growing threat.

Keywords: PM_{2.5}; Amazon Basin; fires; ENSO; air quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da Bacia Amazônica e suas divisões geopolíticas.	35
Figura 2. Fluxograma esquemático das etapas da metodologia deste trabalho.	38
Figura 3. Padrão espacial da concentração média mensal de MP _{2,5} (µg/m ³) na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023.	45
Figura 4. (a) Padrão espacial da concentração média anual de MP _{2,5} (µg/m ³) na Bacia Amazônica no período de 2003 a 2023; e (b) contribuição percentual mensal para a variabilidade anual do MP _{2,5} no mesmo período.	46
Figura 5. Distribuição espacial das concentrações médias de MP _{2,5} (µg/m ³) na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, considerando os trimestres: (a) fevereiro–março–abril (FMA); (b) maio–junho–julho (MJJ); (c) agosto–setembro–outubro (ASO); e (d) novembro–dezembro–janeiro (NDJ). A escala de cores representa a magnitude das concentrações médias de MP _{2,5} , variando de valores mais baixos, indicados pelos tons azulados, para valores mais elevados, representados pelos tons amarelos, alaranjados e vermelhos.	49
Figura 6. Distribuição espacial das classes combinadas do número acumulado de focos de queimadas e da concentração média de MP _{2,5} na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, com delimitação das quatro áreas de análise. As variáveis foram classificadas em cinco níveis (muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto), cuja combinação resultou em 25 classes bivariadas. Na matriz de cores, o eixo horizontal representa o aumento do número de focos de queimadas e o eixo vertical o aumento das concentrações de MP _{2,5} . Os tons amarelos representam áreas com valores elevados de ambas as variáveis; os tons roxos indicam elevada ocorrência de queimadas associada a baixas concentrações de MP _{2,5} ; os tons claros acinzentados representam baixas ocorrências de queimadas associadas a concentrações elevadas de MP _{2,5} ; e os tons azulados/cianos indicam baixos valores para ambas as variáveis. As demais cores representam combinações intermediárias entre os níveis de queimadas e MP _{2,5} . Os retângulos em vermelho delimitam as Áreas 1, 2, 3 e 4 utilizadas nas análises regionais.	52
Figura 7. (a) Série temporal mensal, com linha tracejada representando a tendência linear no período. e (b) boxplot mensal da concentração média de MP _{2,5} (µg/m ³) na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023.	54
Figura 8. Distribuição anual da concentração de MP _{2,5} (µg/m ³) na Bacia Amazônica no período de 2003 a 2023. As linhas de densidade ou histogramas da concentração de MP _{2,5} representam a distribuição dos valores anuais, enquanto as linhas tracejadas indicam os quartis de 25%, 50% e 75%. A linha vermelha tracejada representa o limite da OMS de 5 µg/m ³	56

Figura 9. (a) Série temporal mensal, com linha tracejada representando a tendência linear no período. e (b) ciclo anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 1, no período de 2003 a 2023. 58

Figura 10. Distribuição anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 1 no período de 2003 a 2023. As curvas de densidade representam a distribuição dos valores anuais, enquanto as linhas tracejadas indicam os quartis de 25%, 50% e 75%. A linha vermelha tracejada representa o limite da OMS de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 59

Figura 11. (a) Série temporal mensal, com linha tracejada representando a tendência linear no período e (b) ciclo anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 2, no período de 2003 a 2023. 61

Figura 12. Distribuição anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 2 no período de 2003 a 2023. As curvas de densidade representam a distribuição dos valores anuais, enquanto as linhas tracejadas indicam os quartis de 25%, 50% e 75%. A linha vermelha tracejada representa o limite da OMS de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 62

Figura 13. (a) Série temporal mensal, com linha tracejada representando a tendência linear no período e (b) ciclo anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 3, no período de 2003 a 2023. 64

Figura 14. Distribuição anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 3 no período de 2003 a 2023. As curvas de densidade representam a distribuição dos valores anuais, enquanto as linhas tracejadas indicam os quartis de 25%, 50% e 75%. A linha vermelha tracejada representa o limite da OMS de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 65

Figura 15. (a) Série temporal mensal, com linha tracejada representando a tendência linear no período e (b) ciclo anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 4, no período de 2003 a 2023 67

Figura 16. Distribuição anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 4 no período de 2003 a 2023. As curvas de densidade representam a distribuição dos valores anuais, enquanto as linhas tracejadas indicam os quartis de 25%, 50% e 75%. A linha vermelha tracejada representa o limite da OMS de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 68

Figura 17. Tendência anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ por ano) na Bacia Amazônica no período de 2003 a 2023, estimada pelo teste de Mann-Kendall, com delimitação das quatro áreas de análise. Os tons em vermelho indicam tendência de aumento das concentrações, enquanto os tons em azul representam tendência de redução. As áreas em branco correspondem a locais sem tendência estatisticamente significativa. Os retângulos em preto delimitam as Áreas 1, 2, 3 e 4 utilizadas nas análises regionais..... 69

Figura 18. Variação temporal anual padronizada da concentração de $MP_{2,5}$ nas Áreas 1, 2, 3 e 4 da Bacia Amazônica entre 2003 e 2023, com os respectivos resultados dos testes de Mann-Kendall e de Pettitt. As barras em cinza correspondem aos valores anuais padronizados, a linha azul tracejada representa a tendência temporal da série

e a linha vermelha tracejada indica o ano de mudança na tendência estimado pelo teste de Pettitt. As linhas horizontais pretas representam os percentis 25% e 75% da distribuição dos valores anuais, permitindo identificar os anos com concentrações relativamente mais baixas, abaixo do percentil 25%, e mais elevadas, acima do percentil 75%. 72

Figura 19. Distribuição espacial das tendências das concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, para os trimestres: (a) fevereiro–março–abril (FMA); (b) maio–junho–julho (MJJ); (c) agosto–setembro–outubro (ASO); e (d) novembro–dezembro–janeiro (NDJ). São apresentadas apenas as tendências estatisticamente significativas pelo teste de Mann-Kendall ($p < 0,05$). Os tons de vermelho representam aumento das concentrações de $MP_{2,5}$, enquanto os tons de azul indicam redução, sendo a intensidade das cores proporcional à magnitude da tendência ($\mu g/m^3$ por ano). As áreas em branco correspondem a locais sem tendência estatisticamente significativa. Os retângulos em preto delimitam as Áreas 1, 2, 3 e 4 utilizadas nas análises regionais..... 75

Figura 20. Variação temporal das concentrações de $MP_{2,5}$ nas Áreas 1 e 2 da Bacia Amazônica, entre 2003 e 2023, considerando os trimestres fevereiro–março–abril (FMA), maio–junho–julho (MJJ), agosto–setembro–outubro (ASO) e novembro–dezembro–janeiro (NDJ). As barras em cinza correspondem aos valores anuais padronizados, a linha azul tracejada representa a tendência temporal da série e a linha vermelha tracejada indica o ano de mudança na tendência estimado pelo teste de Pettitt. As linhas horizontais pretas representam os percentis 25% e 75% da distribuição dos valores anuais, permitindo identificar os anos com concentrações relativamente mais baixas, abaixo do percentil 25%, e mais elevadas, acima do percentil 75%. 79

Figura 21. Variação temporal das concentrações de $MP_{2,5}$ nas Áreas 3 e 4 da Bacia Amazônica, entre 2003 e 2023, considerando os trimestres fevereiro–março–abril (FMA), maio–junho–julho (MJJ), agosto–setembro–outubro (ASO) e novembro–dezembro–janeiro (NDJ). As barras em cinza correspondem aos valores anuais padronizados, a linha azul tracejada representa a tendência temporal da série e a linha vermelha tracejada indica o ano de mudança na tendência estimado pelo teste de Pettitt. As linhas horizontais pretas representam os percentis 25% e 75% da distribuição dos valores anuais, permitindo identificar os anos com concentrações relativamente mais baixas, abaixo do percentil 25%, e mais elevadas, acima do percentil 75%. 80

Figura 22. Diferença entre as anomalias médias compostas de $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) em anos de El Niño e La Niña na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, para os bimestres: (a) agosto–setembro (AS), (b) setembro–outubro (SO), (c) outubro–novembro (ON) e (d) novembro–dezembro (ND). Os valores correspondem à diferença El Niño – La Niña. Os tons de vermelho indicam regiões onde as anomalias de $MP_{2,5}$ são maiores durante anos de El Niño em relação aos anos de La Niña, enquanto os tons de azul representam valores menores durante El Niño; tons

próximos ao branco indicam pequenas diferenças entre as duas fases. Os contornos em preto delimitam as regiões em que as diferenças são estatisticamente significativas ao nível de 5% ($p < 0,05$). 83

Figura 23. Distribuição espacial da variância explicada (R^2 , em %) pelo modelo de regressão múltipla aplicado às concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, considerando: (a) variância total explicada pelo conjunto de preditores; (b) contribuição da componente sazonal; (c) contribuição das queimadas; e (d) contribuição da variabilidade climática associada ao ENOS. Valores mais elevados de R^2 indicam maior proporção da variabilidade das concentrações de $MP_{2,5}$ explicada por cada componente. As escalas de cores são específicas para cada painel, variando conforme a magnitude da contribuição de cada componente. 85

Figura 24. Campo espacial de variância (R^2) explicada pelo modelo de regressão múltipla, a partir das séries de anomalias, para as componentes: (a) total, (b) sazonal, (c) queimadas e (d) ENOS. 87

Figura 25. Campo espacial de variância (R^2) para o Niño 3.4 explicada pelo modelo de regressão múltipla, para os trimestres: (a) Agosto-Setembro-Outubro (ASO); (b) Novembro-Dezembro-Janeiro (NDJ). 88

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	17
2.1. Objetivo Geral	17
2.2. Objetivos Específicos	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
4. DADOS E METODOLOGIA.....	35
4.1. Área de estudo	35
4.2. Dados.....	36
4.3. Análise de dados	38
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1. Climatologia da concentração de material particulado fino ($MP_{2,5}$).....	44
5.2. Variabilidade espaço-temporal da concentração de $MP_{2,5}$ e sua relação com as queimadas	51
5.3. Tendências da concentração do $MP_{2,5}$	69
5.4. Influência da sazonalidade, das queimadas e do ENOS nas concentrações de $MP_{2,5}$	81
6. CONCLUSÕES	90
REFERÊNCIAS	95

1. INTRODUÇÃO

Considerada uma das principais preocupações ambientais da atualidade, a poluição atmosférica afeta a saúde humana, os ecossistemas e o clima, sendo impulsionada principalmente pela combustão de combustíveis fósseis, atividades industriais, emissões veiculares, queimadas e práticas agrícolas (Seinfeld; Pandis, 2016). Entre os principais poluentes presentes na atmosfera destacam-se o dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio (NO_x), monóxido de carbono (CO), material particulado (MP), compostos orgânicos voláteis, dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e o ozônio (O_3) (Brito *et al.*, 2018a).

Dentre esses poluentes, o material particulado (MP) destaca-se devido ao seu impacto significativo na qualidade do ar e na saúde pública, também sendo um dos poluentes mais estudados devido à sua elevada concentração na atmosfera após incêndios florestais (OMS, 2021; Jiao *et al.*, 2024). Sua classificação ocorre com base em seu diâmetro aerodinâmico, incluindo partículas inaláveis grossas (MP_{10} , partículas menores que $10\text{ }\mu\text{m}$) e partículas inaláveis finas ($\text{MP}_{2,5}$, partículas menores que $2,5\text{ }\mu\text{m}$). Além disso, o tamanho das partículas influencia diretamente o tempo de permanência na atmosfera e a profundidade com que conseguem penetrar no sistema respiratório humano (Brito *et al.*, 2018a).

Desse modo, o material particulado fino ($\text{MP}_{2,5}$) tem sido amplamente associado como um dos principais responsáveis pelo aumento da morbidade e mortalidade em várias regiões do mundo, tornando-se uma das maiores preocupações em saúde pública (OMS, 2021). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), estima-se que a poluição do ar cause aproximadamente 7 milhões de mortes por ano, sendo o material particulado fino ($\text{MP}_{2,5}$) um dos principais contribuintes para esse número, pois devido ao seu tamanho, o $\text{MP}_{2,5}$ permite alcançar regiões profundas do sistema respiratório e entrar na corrente sanguínea, elevando os riscos, principalmente, de doenças cardiovasculares, respiratórias e câncer de pulmão. Estudos demonstram que a exposição prolongada ao $\text{MP}_{2,5}$ está diretamente associada ao aumento da mortalidade e à redução da expectativa de vida global, sendo comparável ao do tabagismo (Chen; Hoek, 2020; OMS, 2021; Chen *et al.*, 2021; Yu *et al.*, 2021; 2022; Yim *et al.*, 2022; Greenstone; Hasenkopf, 2025).

As estimativas globais de mortalidade mostram que, em 2019, o $MP_{2,5}$ foi responsável pela perda de 104,9 milhões de anos de vida, o equivalente a 7,3% da mortalidade global (Vos *et al.*, 2020). Já em 2021, 4,6 milhões de mortes foram atribuídas à inalação desse poluente, tornando-se o segundo maior fator de risco de mortalidade global (IQAR, 2024). Ademais, o estudo de Yim *et al.* (2024) mostrou que entre 1980 e 2020, a exposição ao $MP_{2,5}$ foi responsável por aproximadamente 135 milhões de mortes em todo o mundo, com um aumento significativo impulsionado pelo crescimento das emissões antropogênicas e pela influência da variabilidade climática nos episódios de poluição do ar.

Nesse sentido, condições climáticas extremas também podem intensificar os impactos da poluição associada aos incêndios. Em 2024, a exposição ao $MP_{2,5}$ proveniente da fumaça foi associada a cerca de 154 mil mortes no mundo, valor 36% superior à média de 2003 a 2012 (Romanello *et al.*, 2025). Outros estudos recentes têm demonstrado que variações na temperatura e nas condições de seca podem influenciar a ocorrência de incêndios, as concentrações de $MP_{2,5}$ e os impactos associados à saúde (Ng *et al.*, 2024; Zhong *et al.*, 2025). Na América do Sul, Feron *et al.* (2024) identificaram aumento da frequência de condições simultaneamente quentes, secas e de inflamabilidade, favorável ao aumento de incêndios entre 1971 e 2022, com mudanças particularmente expressivas no norte da Amazônia. A maior frequência dessas condições possui implicações diretas para a qualidade do ar e a saúde humana, uma vez que a queima de biomassa constitui importante fonte de $MP_{2,5}$ (Wiedinmyer *et al.*, 2011; Johnston *et al.*, 2012; Burke *et al.*, 2021; Rizly, 2025). Além disso, a toxicidade do $MP_{2,5}$ proveniente de incêndios também é considerada mais alta do que a de outras fontes, aumentando os riscos à saúde respiratória (Aguilera *et al.*, 2021; Jiao *et al.*, 2024).

Desse modo, a Amazônia assume uma importância particular, onde estudos indicam que os incêndios florestais constituem uma das principais fontes de emissão de $MP_{2,5}$ na região, sobretudo durante a estação seca, quando a redução da precipitação, o aumento da temperatura e a menor umidade da vegetação favorecem a ocorrência e a propagação do fogo (Martin *et al.*, 2010; Mishra *et al.*, 2015; Artaxo *et al.*, 2013; Butt *et al.*, 2020; Costa *et al.*, 2022), com efeitos que ultrapassam as áreas diretamente queimadas e afetam populações urbanas, rurais, indígenas e tradicionais (Rocha; Sant'Anna, 2022; Prist *et al.*, 2023). Esse cenário tende a se agravar durante

períodos de seca extrema, cuja frequência e intensidade podem aumentar nas próximas décadas em decorrência das mudanças climáticas (Dos Reis *et al.*, 2021).

Durante esses períodos, a redução da umidade da vegetação favorece a expansão das áreas queimadas e a intensificação das emissões atmosféricas (Aragão *et al.*, 2008, 2018; Ribeiro *et al.*, 2018a, 2020). Como consequência, episódios de elevada concentração de $MP_{2,5}$ podem se tornar mais frequentes e intensos, agravando os riscos à saúde humana e reforçando a necessidade de compreender os mecanismos que controlam sua variabilidade espacial e temporal (Yim *et al.*, 2024; Ng *et al.*, 2024). Entre esses mecanismos, destaca-se o El Niño–Oscilação Sul (ENOS), um dos principais modos de variabilidade climática interanual que influenciam a Amazônia (Jiménez-Muñoz *et al.*, 2016). Em sua fase El Niño, o ENOS pode favorecer condições de seca e alterar os padrões de circulação atmosférica, contribuindo para mudanças na frequência de queimadas e, consequentemente, nas concentrações de $MP_{2,5}$ (Andreoli *et al.*, 2016; Richardson *et al.*, 2022; Correia Filho *et al.*, 2024; Yim *et al.*, 2024; Signori *et al.*, 2026).

Nesse sentido, Chen *et al.* (2017), ao analisarem eventos de El Niño e La Niña entre 1997 e 2016, observaram que a redução da precipitação e do armazenamento de água terrestre durante e após eventos de El Niño esteve associada a um aumento médio de 133% nas emissões provenientes de incêndios em florestas pantropicais em comparação a eventos de La Niña, com anomalias de fogo alcançando também o norte da América do Sul e o sul da Amazônia. Já durante o evento de El Niño 2015–2016, Burton *et al.* (2020) estimaram o aumento de aproximadamente 13% na área queimada e nas emissões de carbono por incêndios na América do Sul em relação a um cenário sem El Niño.

Desse modo, compreender a influência das queimadas e da variabilidade climática sobre as concentrações de $MP_{2,5}$ na Amazônia é fundamental para aprimorar o conhecimento sobre a dinâmica da poluição atmosférica na região e subsidiar estratégias de mitigação, monitoramento e gestão dos riscos à saúde da população. No entanto, apesar da relevância ambiental e social do tema, o monitoramento contínuo da qualidade do ar na Amazônia ainda é limitado. A baixa densidade de estações de referência dificulta a avaliação sistemática das concentrações de $MP_{2,5}$, especialmente em áreas remotas e regiões diretamente afetadas por queimadas (Alencar *et*

al., 2024). Nesse contexto, produtos derivados da integração entre sensoriamento remoto, modelagem atmosférica e observações de superfície têm se consolidado como ferramentas importantes para a investigação da variabilidade espacial e temporal do material particulado fino em escala regional.

Dessa forma, espera-se que a variabilidade das concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica resulte da interação entre fatores antrópicos e climáticos, com diferenças regionais associadas à dinâmica do uso da terra, à sazonalidade das queimadas e à atuação de eventos climáticos extremos, contribuindo também para tendências de aumento das concentrações em determinados setores da Amazônia.

Assim, este estudo analisa a variabilidade espaço-temporal das concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica entre 2003 e 2023, utilizando dados modelados do produto $SatPM_{2,5}$ (Van Donkelaar *et al.*, 2021). São investigados os padrões espaciais das concentrações, sua variabilidade interanual e a ocorrência de anos extremos, além das tendências observadas em diferentes escalas temporais. Adicionalmente, avalia-se a contribuição relativa das queimadas, da sazonalidade e da variabilidade climática associada ao El Niño–Oscilação Sul (ENOS) sobre as concentrações de $MP_{2,5}$ na região

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Estudar a variabilidade espaço-temporal da concentração de material particulado fino ($MP_{2,5}$) na Amazônia, para o período de 2003 a 2023, avaliando sua relação com as queimadas, a sazonalidade e o El Niño Oscilação Sul (ENOS).

2.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar a variabilidade espacial e temporal das concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023;
- Comparar o comportamento das concentrações de $MP_{2,5}$ entre áreas representativas da Bacia Amazônica, considerando diferentes níveis de influência das queimadas;
- Identificar tendências e possíveis pontos de mudança nas concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica e nas áreas representativas selecionadas;
- Analisar a contribuição relativa da sazonalidade, das queimadas e da variabilidade climática de grande escala, representada pelo ENOS, para a variabilidade das concentrações de $MP_{2,5}$.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Particulados, ou material particulado (MP), são partículas sólidas e/ou líquidas suspensas no ar, que variam em composição, origem e tamanho, podendo estar presentes na forma de poeira, neblina, aerossol e fuligem, entre outras (Seinfeld; Pandis, 2016). Essas partículas podem ser emitidas diretamente para a atmosfera por fontes como queimadas, combustão veicular e atividades industriais, sendo constituídas principalmente por carbono negro, matéria orgânica, material mineral e metais-traço (Pope; Dockery, 2006). Na América do Sul tropical, o MP é composto predominantemente por matéria orgânica e carbono negro, o que torna a intensidade da estação de incêndios e as condições atmosféricas fatores essenciais para a compreensão de seu comportamento (Collazo *et al.*, 2024). Além das fontes primárias, partículas secundárias também podem ser formadas na atmosfera a partir de emissões antrópicas. Nesse contexto, a emissão de compostos orgânicos voláteis (COVs), associada à queima de combustíveis e às atividades industriais, assim como a presença de gases precursores de sulfatos e nitratos, pode contribuir para a formação de partículas secundárias na atmosfera (Brito *et al.*, 2018a).

Além de variar quanto à composição química, a qual está relacionada ao tipo de fonte emissora, o material particulado também se distingue pelo tamanho das partículas. Em função do diâmetro aerodinâmico, o MP é classificado em diferentes frações, abrangendo partículas com diâmetros entre 20 e 0,05 μm . Entre essas frações, destacam-se o MP₁₀ (partículas com diâmetro inferior a 10 μm) e o MP_{2,5} (partículas com diâmetro inferior a 2,5 μm), devido aos seus potenciais impactos sobre a saúde humana e o meio ambiente (Rezende, 2021).

A presença e o transporte do MP na atmosfera estão diretamente relacionados ao tamanho das partículas. Uma vez no ar, partículas de maior tamanho assentam rapidamente pela ação da força da gravidade através do processo chamado deposição seca. Portanto, quanto maior a dimensão da partícula, menor será o seu tempo de permanência na atmosfera (Brito *et al.*, 2018a). Além disso, o potencial em provocar efeitos adversos à saúde humana também está diretamente relacionado ao tamanho da partícula. Quanto menor o tamanho da partícula, mais profundamente ocorrerá a deposição no sistema respiratório e, conseqüentemente maior o impacto sobre a saúde (Brito *et al.*, 2018b). Logo, o material particulado desempenha um papel

importante em diferentes campos de estudo, o qual pode afetar a química atmosférica, o equilíbrio de radiação, o clima e a saúde da população (Wilson; Suh, 1997; Costa *et al.* 2022).

Nesse sentido, dentre as frações de material particulado e o impacto que podem ocasionar, o MP_{2,5} destaca-se sendo um dos seis poluentes monitorados e regulamentados por agências ambientais em todo o mundo devido ao seu impacto significativo à saúde humana. Seu reconhecimento como um poluente crítico ocorreu a partir de estudos que demonstraram sua capacidade de atingir profundamente o sistema respiratório e a corrente sanguínea, aumentando o risco de doenças cardiovasculares e respiratórias (Dockery *et al.*, 1993). Com base nessas evidências, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) incluiu o MP_{2,5} entre os poluentes regulamentados pelo *Clean Air Act*, em 1997 (U.S. EPA, 1997).

Estudos epidemiológicos têm demonstrado que a exposição ao MP_{2,5} pode prejudicar a saúde ao longo da vida, estando associada aos problemas respiratórios, como asma e bronquite (Peden, 2001), a doenças cardiopulmonares (Pope, 2000; Donaldson *et al.*, 2001; Gilmour *et al.*, 2001; Cohen *et al.*, 2017), ao aumento do risco de câncer de pulmão (Pope *et al.*, 2002; Chen; Hoek, 2020; Yim *et al.*, 2022), além de poder afetar o desenvolvimento fetal, a cognição infantil (Guilbert *et al.*, 2023; Liu *et al.*, 2024) e a saúde mental, incluindo sintomas e quadros de depressão (Xue *et al.*, 2021; Zhang; Mi, 2023), aparecendo mesmo em níveis de exposição considerados baixos (Lyons *et al.*, 2024). Estudos mais recentes também apontam efeitos sobre a saúde neurológica, podendo desencadear a demência em adultos, incluindo o agravamento da doença de Alzheimer (Rogowski *et al.*, 2025; Dong *et al.*, 2025). O estudo de Rogowski *et al.* (2025) analisou dados de 51 estudos anteriores, envolvendo mais de 29 milhões de pessoas que estiveram expostas aos poluentes atmosféricos durante pelo menos um ano em quatro continentes, os autores encontraram que a exposição prolongada ao MP_{2,5}, ao dióxido de nitrogênio (NO₂) e à fuligem (carbono negro), este estimado pela absorvância do MP_{2,5}, esteve associada a um maior risco de desenvolvimento de demência. Segundo os autores, para cada incremento de 5 µg/m³ de MP_{2,5}, o risco de demência aumentou em 8%, enquanto para cada incremento de 1 µg/m³ de carbono negro o aumento estimado foi de 13%, indicando uma associação significativa entre a exposição do MP_{2,5} e a incidência de demência.

Os impactos da exposição ao MP_{2,5} tendem a ser mais intensos em grupos mais vulneráveis como populações de países de baixa e média renda, crianças, idosos, gestantes, povos indígenas e comunidades tradicionais (Carmo *et al.*, 2010; Assaf *et al.*, 2019; De Oliveira *et al.*, 2020; Rocha; Sant'Anna, 2022; Bonilla *et al.*, 2023; Prist *et al.*, 2023).

Com o avanço das pesquisas sobre os impactos da poluição do ar, o estudo de Chen e Hoek (2020) reforçou que não há um limite seguro para a exposição ao MP_{2,5}, pois efeitos adversos à saúde foram identificados mesmo em níveis inferiores aos anteriormente recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2005. Essa constatação, somada a outros estudos, levou a OMS a revisar suas diretrizes de qualidade do ar em 2021, reduzindo o limite anual recomendado para o MP_{2,5} de 10 µg/m³ para 5 µg/m³, a fim de minimizar os riscos à saúde global (OMS, 2021).

Nesse contexto, as estimativas globais têm indicado que o número de mortes associadas à poluição do ar tem aumentado em todo o mundo. Em 2015, por exemplo, a poluição do ar ocasionou 4,2 milhões de mortes prematuras e 4,5 milhões de mortes em 2019 (OMS, 2021; Fuller *et al.*, 2022). Já em 2021, a poluição do ar foi o segundo maior fator de risco de morte depois da pressão alta, ocasionando cerca de 8,1 milhões de mortes prematuras, sendo o MP_{2,5}, responsável por 58% desse total (IQAIR, 2024). Além disso, estudos e relatórios de avaliação global sobre qualidade do ar têm reforçado a respeito da exposição ao MP_{2,5} e sua importância como fator de risco para a saúde pública e a perda de expectativa de vida (Vos *et al.*, 2020; Yu *et al.*, 2022; Greenstone; Hasenkopf, 2025). O impacto do MP_{2,5} na expectativa de vida global é comparável ao do tabagismo, e tem um efeito 1,3 vezes maior que o da desnutrição infantil e materna, 4,4 vezes maior que o do consumo excessivo de álcool, 5,8 vezes maior que o das lesões causadas por acidentes de trânsito e água contaminada, e 6,7 vezes maior que o do HIV/AIDS (Greenstone; Hasenkopf, 2025).

Nesse sentido, a concentração de material particulado fino (MP_{2,5}) na atmosfera tem mostrado variações significativas ao redor do mundo, com algumas regiões apresentando tendência de aumento, enquanto outras experimentam uma redução gradual. Nos Estados Unidos e na Europa, estimativas indicam uma redução anual de 1,5% a 4% entre 1990 e 2009. Em contrapartida, regiões como o Oriente Médio, leste e sul da Ásia, América Latina e África apresentam uma tendência de aumento nas concentrações desse poluente, com níveis particularmente elevados na Índia e na

China (Rezende, 2021). No nordeste da China, por exemplo, em janeiro de 2013, as médias diárias de $MP_{2,5}$ ultrapassaram $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valor 20 vezes superior ao limite estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para um período de 24 horas (Rezende, 2021). O estudo de Yim *et al.* (2024) apontou que entre 2001 e 2010, a poluição do ar aumentou em mais de 100% em comparação com a década anterior. As regiões mais afetadas foram o sul da Ásia e a América Latina, que registraram aumento de 487% e 255%, respectivamente.

Entre os fatores que contribuem para esse aumento das concentrações em diferentes regiões, destacam-se as emissões provenientes de incêndios florestais, que têm sido apontadas em estudos de escala global e regional como uma importante fonte de poluição atmosférica, especialmente de $MP_{2,5}$, sendo considerado o parâmetro de risco à saúde mais importante (Johnston *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2015; 2016; Ford *et al.*, 2018; Watts *et al.*, 2019; Butt *et al.*, 2020; 2021; Chen *et al.*, 2021).

Wiedinmyer *et al.* (2011) estimaram que a queima de biomassa seja responsável por 62% das emissões de material particulado orgânico primário e por 27% das emissões de carbono negro, contribuindo para o desequilíbrio do balanço radiativo global. Já o estudo de Van der Werf *et al.* (2017), mostra que a média anual de emissões de carbono provenientes de incêndios entre 1997 e 2016 foi de 2,2 Pg C/ano, evidenciando o impacto desses eventos na poluição atmosférica. Já Burke *et al.* (2021) mostraram que a fumaça dos incêndios florestais foi responsável por cerca de 25% das emissões de $MP_{2,5}$ nos últimos anos nos Estados Unidos e até metade em algumas regiões ocidentais. Além disso, durante períodos de queimadas intensas, as concentrações diárias de $MP_{2,5}$ podem ultrapassar $100\text{--}200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, níveis muito superiores ao limite diário recomendado pela OMS (ou seja, $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Liu *et al.*, 2015; Reid *et al.*, 2016).

Além da quantidade de partículas emitidas, sua composição físico-química também constitui um aspecto relevante para os impactos associados à fumaça. Costa *et al.* (2022), ao analisarem partículas emitidas diretamente da pluma de fumaça de uma queima experimental na Amazônia brasileira, observaram elevadas concentrações de $MP_{2,5}$ e uma composição química caracterizada por compostos solúveis em água e íons como potássio, sulfato, fosfato, amônio e formiato. Os resultados mostram que as emissões de queimadas na Amazônia não alteram apenas a concentração de partículas na atmosfera, mas também sua composição química,

com implicações para o transporte e a deposição atmosférica, a qualidade do ar e os ecossistemas atingidos pela fumaça.

Os efeitos dessa exposição sobre a saúde têm sido demonstrados por diferentes estudos epidemiológicos, Chen *et al.* (2021), ao analisarem a exposição de curto prazo ao MP_{2,5} proveniente de incêndios em 749 cidades de 43 países e regiões entre 2000 e 2016, identificaram associação significativa com o aumento da mortalidade por todas as causas, cardiovasculares e respiratórias. Para cada incremento de 10 µg/m³ na concentração de MP_{2,5} de incêndios, considerando a exposição acumulada entre o dia da ocorrência e os dois dias subsequentes, o risco de mortalidade aumentou aproximadamente 1,9% para todas as causas, 1,7% para causas cardiovasculares e 1,9% para causas respiratórias. Os impactos apresentaram importante variação regional, sendo observadas maiores frações de mortalidade atribuível por todas as causas na América Central, no Sudeste Asiático e na África Austral, enquanto a América do Sul esteve entre as regiões com maiores frações atribuíveis de mortalidade cardiovascular e respiratória, superiores a 1%. No Brasil, aproximadamente 0,70% das mortes por todas as causas nas localidades analisadas foram atribuídas aos efeitos agudos da exposição ao MP_{2,5} proveniente de incêndios. Em média, os autores estimaram cerca de 33,5 mil mortes anuais por todas as causas atribuíveis a essa exposição nas localidades estudadas.

Jiao *et al.* (2024), em revisão sistemática de 35 estudos epidemiológicos, observaram que a exposição de curto prazo ao material particulado proveniente de incêndios, especialmente ao MP_{2,5}, esteve associada ao aumento da morbidade respiratória, com maior ocorrência de atendimentos de emergência e hospitalizações por doenças como asma e doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC). Para asma, 13 dos 15 estudos identificaram aumento do risco de atendimentos ou internações associado ao material particulado de incêndios; uma metanálise discutida pelos autores estimou, para cada incremento de 10 µg/m³ de MP_{2,5}, aumento de aproximadamente 6% nas hospitalizações e 7% nos atendimentos de emergência por asma. Em relação à mortalidade respiratória, embora a evidência ainda seja mais limitada, um estudo global encontrou aumento de cerca de 2% no risco de morte respiratória por incremento de 10 µg/m³, enquanto, no Brasil, o aumento acumulado do risco chegou a 7,7% no período de até 14 dias após a exposição. Além disso, os autores apontam que o MP proveniente de incêndios pode ser mais tóxico e mais

prejudicial à saúde respiratória do que o MP não relacionado a incêndios, mesmo em níveis semelhantes de exposição, o que pode estar ligado às diferenças na composição química e física desse material particulado.

No Brasil, os impactos associados à exposição ao MP_{2,5} também têm sido observados de forma expressiva, particularmente nas regiões influenciadas pelas queimadas. Yu *et al.* (2022) verificaram que um aumento de 10 µg/m³ na concentração média de MP_{2,5} ao longo de cinco anos resultou em redução de aproximadamente 2 anos na expectativa de vida da população, com efeitos mais acentuados nas regiões Norte e Centro-Oeste, em razão da influência das queimadas e das emissões industriais. Na Amazônia, Nawaz e Henze (2020), ao analisarem os efeitos da exposição prolongada ao material particulado fino proveniente de queimadas entre 2016 e 2019, estimaram que as emissões de biomassa durante as temporadas de incêndios foram responsáveis por aproximadamente 4.966 mortes em 2019, relacionadas a doenças respiratórias e cardiovasculares decorrentes da exposição prolongada ao MP_{2,5}.

Do mesmo modo, Prist *et al.* (2023) avaliaram a relação entre incêndios florestais, exposição ao MP_{2,5} e ocorrência de doenças respiratórias e cardiovasculares entre 2010 e 2019 na Amazônia brasileira. No período, foram registrados 1.429.134 casos de doenças e infecções respiratórias e cardiovasculares nos 772 municípios analisados, além de 168.663 casos em Terras Indígenas, sendo as maiores incidências observadas na região do arco do desmatamento. Os autores encontraram relação positiva entre a quantidade de MP_{2,5} liberada pelos incêndios e os agravos à saúde, estimando que cada aumento de 1 kg de MP_{2,5} esteve associado a 21 novos casos de doenças e infecções na Amazônia brasileira e a dois novos casos nas Terras Indígenas.

Em outros estudos realizados na região amazônica também apontam aumento nos atendimentos ambulatoriais por doenças respiratórias associado à exposição ao material particulado durante períodos de incêndio, evidenciando a gravidade dos impactos do MP_{2,5} sobre a saúde pública e a necessidade de estratégias voltadas à redução de sua concentração atmosférica, especialmente em áreas mais vulneráveis (Carmo *et al.*, 2010; Andrade *et al.*, 2012; Alves *et al.*, 2015; de Oliveira Alves *et al.*, 2017; Silva, 2024; Rocha-Silva *et al.*, 2025).

Relatórios recentes sobre qualidade do ar indicam que populações de unidades federativas amazônicas, como Rondônia, Amazonas e Acre, poderiam apresentar ganhos expressivos de expectativa de vida caso as concentrações de material particulado fossem reduzidas aos níveis recomendados pela Organização Mundial da Saúde. Os relatórios apontam que, nessas áreas, os elevados níveis de poluição particulada estão associados principalmente à queima da vegetação, frequentemente relacionada ao desmatamento e ao uso ilegal do fogo para abertura de áreas destinadas à agricultura e à pecuária (IQAR, 2024; Greenstone; Hasenkopf, 2024).

Além dos impactos sobre a saúde, a Amazônia também se destaca pela magnitude das emissões de $MP_{2,5}$ associadas à queima de biomassa. Em razão de sua extensão territorial, da elevada ocorrência de queimadas e de sua vulnerabilidade às mudanças climáticas, a região representa um caso particular na dinâmica da poluição atmosférica na América do Sul. Nesse contexto, diversas pesquisas têm buscado compreender com maior profundidade os padrões de emissão e concentração de poluentes atmosféricos na Amazônia e seus impactos socioambientais. Entre elas, Yokelson *et al.* (2008) apresentaram uma análise detalhada das emissões de partículas finas provenientes da queima de biomassa no âmbito do experimento TROFFEE (*Tropical Forest and Fire Emissions Experiment*). Os autores estimaram fatores de emissão de $MP_{2,5}$ de 14,8 g/kg para queimadas de desmatamento primário e de 18,7 g/kg para queimadas de manutenção de pastagens, valores significativamente superiores aos anteriormente recomendados, de 9,1 g/kg. Esses resultados indicam que a fonte pirogênica de $MP_{2,5}$ na Amazônia pode ser até 84% maior do que estimativas anteriores, evidenciando a importância das queimadas como fonte expressiva desse poluente na atmosfera, com implicações diretas para a qualidade do ar e potenciais efeitos sobre os processos climáticos regionais.

Já o estudo realizado por Pauliquevis *et al.* (2012), durante o período de outubro de 1998 a março de 2002, em Balbina, na Amazônia Central, investigou a composição dos aerossóis e sua relação com as estações do ano. Os resultados mostraram que durante a estação úmida, o $MP_{2,5}$ na região era predominantemente de origem natural, com 83% da massa associada a aerossóis biogênicos. As concentrações médias de $MP_{2,5}$ foram baixas ($2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nessa estação. Por outro lado, durante a estação seca, observou-se um aumento no material particulado fino devido ao transporte de fumaça originada pela queima de biomassa em outras regiões

da Amazônia. Esse aumento foi acompanhado por elevações nas concentrações de elementos como enxofre (S), potássio (K), zinco (Zn) e carbono negro, indicando uma contribuição significativa das emissões de biomassa. Apesar dessa influência, os níveis de $MP_{2,5}$ na região continuaram relativamente baixos, destacando que a atmosfera da Amazônia Central permaneceu com uma predominância de fontes naturais de aerossóis.

Segundo Artaxo *et al.* (2013) durante a estação chuvosa, quando há menor ocorrência de queimadas, as concentrações de $MP_{2,5}$ na Amazônia central podem atingir valores de concentração média sazonal de $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, aproximadamente. No entanto, na estação seca (agosto a outubro), período em que a atividade de queimadas atinge seu auge, as médias regionais de $MP_{2,5}$ podem ultrapassar $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com picos diários superiores a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Brito *et al.*, 2014).

De acordo com Paralovo *et al.* (2019), a qualidade do ar em áreas de transição entre ambientes urbanos e florestais é amplamente afetada por fontes externas de poluição. Em um estudo conduzido durante o experimento GoAmazon2014/5, com foco nas concentrações de $MP_{2,5}$, os autores investigaram a qualidade do ar em uma área de transição entre o ambiente urbano de Manaus e a floresta amazônica. Durante a estação seca, observaram um aumento considerável nas concentrações de $MP_{2,5}$, especialmente devido às emissões provenientes das queimadas. O aumento nas concentrações de $MP_{2,5}$ na estação seca se aproximou dos níveis típicos observados em áreas urbanas, ressaltando a importância das emissões de biomassas como uma fonte relevante de poluição na região. A pesquisa enfatizou a necessidade de um monitoramento contínuo da qualidade do ar em áreas como essa, a fim de compreender melhor os impactos na saúde e no meio ambiente, especialmente nas populações mais vulneráveis.

O estudo de Jang e Jung (2023) constatou que, entre abril de 2020 e outubro de 2022, as concentrações médias de $MP_{2,5}$ em Porto Velho, Rondônia, foram de $17,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ao longo de todo o período analisado, valor acima do limite recomendado pela OMS. Os níveis mais elevados foram registrados durante a estação seca, com picos de até $48,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nos meses de agosto e setembro, fortemente influenciados pelas queimadas na Amazônia e em países vizinhos. As concentrações foram mais elevadas durante a noite e a madrugada, devido às condições meteorológicas. O

estudo destaca a necessidade de políticas de mitigação para reduzir os impactos do $MP_{2,5}$ na saúde pública e no meio ambiente da região de estudo.

Butt *et al.* (2020) avaliaram os impactos dos incêndios florestais e de vegetação sobre a qualidade do ar e a saúde humana na América do Sul, com foco na Bacia Amazônica. Utilizando o modelo regional WRF-Chem, os autores compararam simulações com e sem emissões de queimadas e verificaram que o fogo constitui uma fonte dominante de $MP_{2,5}$ durante a estação seca. Na Amazônia ocidental, especialmente em áreas da Bolívia e nos estados de Rondônia, Acre e Mato Grosso, as queimadas contribuíram com mais de 80% das concentrações simuladas de $MP_{2,5}$ na superfície. Além disso, o estudo estimou que a prevenção dos incêndios de vegetação poderia evitar cerca de 16.800 mortes prematuras na América do Sul, evidenciando a relevância das queimadas para a degradação da qualidade do ar e para os impactos à saúde na região amazônica.

Oliveira, Souza e Andreoli (2024) recentemente analisaram o material particulado e suas relações com as queimadas na qualidade do ar na cidade de Manaus. O objetivo deste trabalho foi estudar a variabilidade temporal do material particulado na atmosfera da cidade para verificar se os níveis de poluição do ar estavam dentro do limite recomendado pelo CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). Os autores demonstraram que na cidade de Manaus o material particulado tem um ciclo definido durante o ano com duas particularidades: com concentrações menores do que o recomendado no período chuvoso, e no período seco as concentrações de materiais particulados atingem valores maiores do que o máximo recomendado pelo CONAMA.

Esse impacto também tem sido demonstrado em estudos realizados em diferentes áreas da América do Sul. Mendez-Espinosa *et al.* (2019) avaliaram a influência das emissões de queimadas sobre a qualidade do ar em Bogotá, Medellín e Bucaramanga, utilizando dados de $MP_{2,5}$, MP_{10} e CO, dados de incêndios ativos identificados por satélites ambientais, além de análise de trajetória de massa de ar. Os autores utilizaram um algoritmo que relaciona incêndios e a poluição nas cidades analisadas e identificaram que as queimadas contribuem significativamente no aumento sazonal da concentração de material particulado e de CO, contribuindo com os fatores do clima local, que influenciaram na variação sazonal dos resultados obtidos. Nesse estudo, as queimadas explicaram cerca de 45% dos valores de

concentração de material particulado e CO, o que favoreceu para o impacto regional das emissões de biomassa na qualidade do ar das cidades estudadas.

Além da influência direta das queimadas, diversos estudos mostram que a variabilidade interanual e sazonal do MP_{2,5} na América do Sul e na Amazônia não é determinada apenas por fatores antrópicos, como desmatamento e queimadas (Amaral *et al.*, 2019; Andrade *et al.*, 2022; Maillard, 2023), mas também pela variabilidade climática interanual, que modula a ocorrência de queimadas na região e consequentemente agravando a emissão de poluentes atmosféricos, especialmente durante eventos de seca extrema (Aragão *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2018; Ribeiro *et al.*, 2020). A exemplo de como a variabilidade climática modula a ocorrência de incêndios, o estudo de Shi e Touge (2022) mostra os padrões espaço-temporais das áreas queimadas por incêndios florestais entre 2001 e 2019 e suas relações com fatores climáticos. Os autores identificaram oito padrões espaciais distintos de queimadas e sua correlação com índices climáticos globais, como El Niño Oscilação Sul, Oscilação Ártica e Oscilação Multidecadal do Atlântico. Os resultados destacaram que as interações entre essas variáveis afetam diretamente a frequência e a intensidade dos incêndios em diferentes regiões, incluindo Brasil. O estudo reforça a importância das teleconexões climáticas na previsão e no gerenciamento de incêndios florestais globais.

Em estudo recente, Signori *et al.* (2026) investigaram como diferentes modos de variabilidade climática influenciaram a ocorrência de queimadas na América do Sul durante as secas extremas de 2023 e 2024. Os autores mostraram que, em 2023, a atuação conjunta do El Niño, do aquecimento do Atlântico Tropical Norte e do Dipolo positivo do Oceano Índico favoreceu a intensificação da seca e das queimadas na Amazônia central e norte. Em 2024, o aquecimento simultâneo do Atlântico Tropical Norte e da bacia do Oceano Índico esteve associado ao aumento das queimadas na porção sudoeste da Amazônia, Bolívia, Paraguai e Brasil central. O estudo reforça que a interação entre diferentes modos climáticos pode modificar a intensidade, o período e a distribuição espacial das queimadas na Amazônia.

Em outro estudo realizado na América do Sul, destacando a influência de eventos extremos na concentração de MP_{2,5}, Correia Filho *et al.* (2024) apontam que as maiores concentrações anuais de MP_{2,5} ocorreram na Amazônia e no norte do Paraguai entre 2003 e 2022, especialmente, devido aos eventos de El Niño Oscilação

Sul (2003-2005, 2007, 2010, 2020 e 2022). A análise sazonal indicou que a primavera apresentou as maiores concentrações médias de $MP_{2,5}$ em todos os países da América do Sul, com valores médios acima de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, destacando os seguintes países: Colômbia, Equador, Peru, Venezuela, Argentina (porção norte), Bolívia, Brasil (Acre, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Pará, Rio de Janeiro, Rondônia, São Paulo e Tocantins) e Chile (Santiago) que apresentaram concentrações excepcionalmente elevadas. A primavera foi a estação com maior média ao longo da série analisada ($35\mu\text{g}/\text{m}^3$). O aumento nessa estação esteve associado à influência de períodos secos, desmatamento e queimadas. As maiores concentrações foram observadas na região amazônica e em Santiago, no Chile, alcançando picos de $160,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na Amazônia em 2004, durante um período de El Niño, e $177,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante a primavera no Chile, considerando toda a série analisada.

Complementarmente, estudos globais como o de Yim *et al.* (2024) avaliaram os efeitos da variabilidade climática e das emissões antropogênicas na qualidade do ar no período de 1980 a 2020, com ênfase nas concentrações de $MP_{2,5}$ e seus impactos na saúde pública. Os resultados evidenciaram que a ocorrência simultânea de eventos como El Niño, Dipolo do Oceano Índico (IOD) positivo e Oscilação do Atlântico Norte (OAN) positiva estão associados aos aumentos significativos nos níveis de $MP_{2,5}$ em cinco continentes (América do Norte, América do Sul, Ásia, África e Europa). No contexto latino-americano, o Brasil apresentou a maior estimativa de mortalidade prematura atribuível à exposição ao $MP_{2,5}$ na região, cerca de 1,1 milhão de óbitos, número substancialmente superior ao do México, que ocupa a segunda posição com 0,6 milhão. Os resultados evidenciam que eventos climáticos como o El Niño podem intensificar as concentrações de $MP_{2,5}$, agravando os efeitos adversos à saúde.

De modo semelhante, Zhong *et al.* (2025) investigaram os impactos das mudanças climáticas sobre as concentrações globais de $MP_{2,5}$ oriundas de incêndios florestais no período de 2000 a 2021, com foco nas implicações para a saúde pública. Os resultados mostram um aumento global nas concentrações de $MP_{2,5}$ causados por incêndios florestais e aumento de 65% na exposição humana ao $MP_{2,5}$, o que levou a um acréscimo nas mortes prematuras de 156.000 para 241.000 durante o período do estudo. Além disso, o estudo concluiu que as alterações climáticas, o aquecimento e

os períodos de seca levaram a um aumento de 56% nas mortes prematuras causadas por incêndios florestais relacionados com $MP_{2,5}$. Com relação à América do Sul, embora os dados específicos não tenham sido detalhados, os autores sugerem que a região acompanha a tendência global de aumento da exposição ao $MP_{2,5}$, apresentando, ainda, padrões distintos decorrentes de variações regionais. Ainda assim, os autores destacam que os efeitos das mudanças climáticas têm potencial para intensificar a frequência e severidade dos incêndios florestais na região, elevando os riscos à saúde pública.

O estudo de Collazo *et al.* (2024) investigou o impacto do El Niño nas concentrações de $MP_{2,5}$ na bacia amazônica, destacando que um proeminente jato subtropical (JST) durante as fases do El Niño exacerba os problemas de qualidade do ar ao inibir a convecção e reduzir a precipitação, o que leva ao aumento da queima de biomassa. Em contraste, durante as fases de La Niña, prevalecem as condições úmidas, reduzindo a queima de biomassa e melhorando a qualidade do ar. Assim, a interação entre as fases de JST e El Niño influencia significativamente a qualidade do ar na região.

Romanello *et al.* (2025) destacam que, em 2024, 60,7% da superfície terrestre global foi afetada por pelo menos um mês de seca extrema, valor 299% superior à média de 1951 a 1960, sendo a Amazônia uma das regiões mais intensamente afetadas. Os autores ressaltam que, condições mais quentes e secas têm ampliado o risco de incêndios florestais e seus impactos sobre a qualidade do ar. No mesmo ano, a exposição ao $MP_{2,5}$ proveniente da fumaça de incêndios foi associada a aproximadamente 154 mil mortes, representando um recorde e um aumento de 36% em relação à média de 2003 a 2012.

Esses resultados reforçam que a atuação dos modos de variabilidade climática não apenas modula a ocorrência de queimadas e as concentrações de $MP_{2,5}$, mas também amplia a vulnerabilidade das florestas amazônicas aos incêndios em períodos de seca extrema. Nesse contexto, a vulnerabilidade da floresta amazônica ao fogo, bem como a distribuição espacial e temporal desses eventos, está fortemente associada à ocorrência de secas severas, cuja intensidade tende a aumentar em um cenário de mudanças climáticas (Silva *et al.*, 2018; Dos Reis *et al.*, 2021; Clarke *et al.*, 2024; Zhong *et al.*, 2025; Signori *et al.*, 2026). Estudos como os de Butt *et al.* (2021) e Ng *et al.* (2024) mostram que a intensificação das secas, combinada ao aumento

dos incêndios e ao avanço do desmatamento, frequentemente associado às mudanças no uso da terra, tem contribuído para elevar as emissões de MP_{2,5} em cerca de 74% em comparação com anos sem seca, com impactos diretos sobre a qualidade do ar, bem como no aumento de mortes relacionadas à exposição desse poluente.

Nesse contexto, as secas amazônicas têm sido fortemente relacionadas aos eventos de El Niño especialmente no norte e nordeste do Brasil. O El Niño constitui a fase quente do modo El Niño-Oscilação Sul (ENOS). Durante a sua ocorrência, há uma intensificação da subsidência atmosférica, o que reduz a convecção e a precipitação no norte e nordeste da América do Sul. Durante a fase fria, La Niña, ocorre os efeitos dinâmicos opostos (Collazo *et al.*, 2024). O estudo de Penalba e Rivera (2016) evidencia que o fenômeno ENOS é um dos principais moduladores da variabilidade interanual de precipitação sobre o Sul da América do Sul, com impactos distintos nas fases El Niño e La Niña. Por meio do Índice Padronizado de Precipitação (SPI) em escalas de 3 e 12 meses, os autores identificaram sete regiões homogêneas para avaliar respostas regionais. Os resultados mostram que El Niño tende a provocar excessos de precipitação, especialmente entre dezembro e o verão do ano seguinte, afetando com maior intensidade as regiões Central-Leste e Nordeste (NE).

Richardson *et al.* (2022) afirmam que eventos climáticos como El Niño intensificam a escassez de chuvas na Amazônia e no Nordeste brasileiro, aumentando a frequência e severidade das queimadas, enquanto La Niña tende a reduzir o risco ao favorecer precipitação acima da média. Singh *et al.* (2022) também mostram que o aumento da variabilidade do ENOS, combinado com o aquecimento global, eleva significativamente o risco de secas simultâneas em múltiplas regiões tropicais e subtropicais durante o verão boreal. Em comparação ao final do século XX, a probabilidade de secas compostas aumenta cerca de 40% e 60% no meio e final do século XXI, respectivamente, com destaque para a Amazônia e a América do Norte. O ENOS é o principal fator desses eventos, com 68% das secas históricas associadas a El Niño ou La Niña, e projeções indicam aumento de aproximadamente 22% na frequência de eventos ENOS, mantendo grande parte de suas teleconexões históricas. Secas associadas ao El Niño tendem a afetar mais regiões simultaneamente e com maior extensão e severidade.

Feron *et al.* (2024), ao analisarem a ocorrência simultânea de condições quentes, secas e de flamabilidade na América do Sul entre 1971 e 2022 com dados

de reanálise do ERA5, identificaram aumento expressivo desses extremos no norte da Amazônia, onde sua frequência aproximadamente triplicou ao longo do período. Os autores também demonstraram importante influência do El Niño-Oscilação Sul (ENOS) sobre a variabilidade interanual dessas condições, a partir da relação com as anomalias de temperatura da superfície do mar nas regiões Niño 1+2 e Niño 3.4. No norte da Amazônia, foram observadas correlações positivas entre o aquecimento dessas regiões do Pacífico tropical e a ocorrência de condições simultaneamente quentes, secas e favoráveis ao fogo, com associação particularmente forte durante o verão austral. O evento de El Niño de 2015, um dos mais intensos da série, coincidiu com o maior número dessas condições extremas observado na região. Esse comportamento é relacionado ao enfraquecimento da circulação de Walker durante eventos de El Niño, que reduz a convecção e a precipitação sobre parte da Amazônia. Apesar dessa influência, os autores destacam que o ENOS atua principalmente na modulação da variabilidade interanual, não sendo apontado como responsável pela tendência de aumento de longo prazo dessas condições.

Além do ENOS, estudos indicam que as temperaturas da superfície do mar no Oceano Atlântico também exercem influência sobre a ocorrência de secas e incêndios na América do Sul. Nesse sentido, o índice da Oscilação Multidecadal do Atlântico (AMO) mostrou-se intimamente relacionado à atividade de incêndios no sudoeste da Amazônia (Chen *et al.*, 2011), enquanto anomalias da temperatura da superfície do mar no Atlântico Tropical Norte (ATN) foram associadas à variabilidade da precipitação no oeste da Amazônia (Fernandes *et al.*, 2011).

A atuação desses mecanismos climáticos pode ser observada nos principais eventos de seca registrados na Amazônia nas últimas décadas. As secas intensas de 2005, 2010, 2015–2016 e 2023–2024 estiveram relacionadas ao ENOS e às anomalias da temperatura da superfície do mar no Atlântico Tropical Norte (ATN), apresentando padrões semelhantes de impactos ambientais e aumento expressivo das queimadas. Em anos de El Niño, os impactos tendem a ser mais pronunciados nas porções norte e nordeste da Amazônia brasileira, enquanto nas regiões sul e sudeste da Amazônia, a seca extrema está mais frequentemente relacionada ao aquecimento anômalo do Atlântico Tropical Norte. Em alguns episódios, a atuação conjunta dessas anomalias no Pacífico e no Atlântico intensifica os efeitos sobre toda a Amazônia (Jimenez *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2018; Costa; Marengo, 2023).

A seca de 2005, por exemplo, foi impulsionada pelo aquecimento do ATN, afetou 38% da Bacia Amazônica e concentrou a redução da precipitação na porção sudoeste, resultando em 213.720 focos de incêndio e 16,1 milhões de hectares queimados, especialmente no sul da Amazônia, próximo ao arco do desmatamento. Em 2010, a seca esteve associada a um evento de El Niño, intensificado posteriormente pelo aquecimento do ATN, e atingiu 43% da bacia amazônica, ocasionando 134.614 focos de incêndio e 11,3 milhões de hectares queimados. Além disso, esse evento provocou perdas significativas de água, variando entre 15 e 200 mm durante a estação chuvosa, e levou a perdas vegetativas em aproximadamente 3,2 milhões de km² no sul da Amazônia. Já em 2015–2016, a seca foi associada a um evento El Niño, impactando cerca de 80% da Bacia Amazônica. Considerado o evento mais grave desde 1901, esse episódio superou os anteriores em extensão e severidade e, embora tenha registrado menor número de queimadas (106.438 focos e 9,3 milhões de hectares queimados), os incêndios se espalharam para além do arco do desmatamento, atingindo áreas centrais da floresta anteriormente pouco afetadas (Lewis *et al.*, 2011; Jiménez-Muñoz *et al.*, 2016; Marengo; Spinoza, 2016; Erfanian *et al.*, 2017; Panisset *et al.*, 2018; Aragão *et al.*, 2018; Ribeiro *et al.*, 2018a; INPE, 2026).

Já a seca de 2023-24 começou mais cedo do que as secas anteriores e foi considerada a mais severa já registrada, com início no verão austral de 2022-23, e foi impulsionada pela transição de um evento de La Niña em 2022 para um El Niño em 2023. Foram observadas chuvas abaixo da média e temperaturas mais elevadas durante o inverno austral e a primavera de 2023, que afetaram a maior parte da América do Sul Central, o que agravou as condições de seca. Isso coincidiu com um intenso El Niño e temperaturas anormalmente elevadas no Oceano Atlântico Norte tropical desde meados de 2023 e se estendeu até 2024. Esta seca impactou a parte central e norte da bacia amazônica, reduzindo drasticamente a precipitação e provocando a maior queda nos níveis dos rios já observada desde 1902. O trimestre setembro-outubro-novembro de 2023 registrou déficit de precipitação da ordem de 50 a 100 mm/mês, e temperaturas 3°C mais elevadas que o normal para o período na Amazônia, levando à redução da evapotranspiração e dos indicadores de umidade do solo. Esses processos, por sua vez, determinaram um início excepcionalmente tardio e um alongamento da estação seca, afetando o ano hidrológico de 2023-2024. Em 2023, foram registrados 98.639 focos de incêndio e 9,1 milhões de hectares

queimados, enquanto em 2024 o número de focos aumentou para 140.346 e 16,3 milhões de hectares queimados, representando um aumento superior a 70% em comparação a 2023. Ademais, também se observou o impacto do aquecimento do Oceano Índico na seca de 2023-2024 (Costa; Marengo, 2023; Espinoza *et al.*, 2024; Marengo *et al.*, 2024; INPE, 2025).

Outros estudos também indicam que o aquecimento do Oceano Índico, também contribuiu para intensificar as secas e modificar a distribuição espacial e temporal da precipitação e das queimadas na América do Sul tropical, com impactos sobre a Amazônia (Dong *et al.*, 2021; Kayano *et al.*, 2021; Mamani *et al.*, 2025).

Diante desse cenário, o monitoramento de material particulado na Bacia Amazônica é crucial devido à queima de biomassa, especialmente durante os anos de seca. No entanto, esse monitoramento ainda é limitado, particularmente na Amazônia brasileira, onde a baixa disponibilidade de estações de referência, a cobertura espacial desigual e a concentração das redes convencionais em outras regiões do país dificultam a avaliação contínua e precisa das concentrações de $MP_{2,5}$ e de outros poluentes atmosféricos (Urrutia-Pereira *et al.*, 2021; Alencar *et al.*, 2024). Embora a Lei nº 14.850/2024 tenha instituído a Política Nacional de Qualidade do Ar e estabelecido diretrizes para a elaboração de planos estaduais de gestão da qualidade do ar, a implementação de redes de monitoramento na Amazônia ainda enfrenta desafios técnicos, logísticos e financeiros (Vormitagg *et al.*, 2021; Alencar *et al.*, 2024).

Oliveira *et al.* (2025) destacam a necessidade urgente de ampliar o monitoramento da qualidade do ar na Amazônia, especialmente diante do aumento da frequência e intensidade dos incêndios florestais e da exposição da população à fumaça. Os autores argumentam que as mudanças climáticas e o desmatamento têm tornado a região mais quente, seca e inflamável, favorecendo incêndios de grande magnitude e elevadas concentrações de material particulado fino. Em 2024, por exemplo, a América do Sul registrou uma das temporadas de fogo mais severas já observadas, com extensas plumas de fumaça afetando áreas rurais e urbanas. O estudo ressalta que a limitada disponibilidade de estações de monitoramento dificulta a quantificação da exposição da população ao $MP_{2,5}$ e compromete a formulação de respostas em saúde pública.

Diante da escassez de medições em superfície por estações convencionais, especialmente em áreas remotas da Bacia Amazônica, o uso de observações remotas e dados modelados torna-se uma alternativa fundamental para compreender a distribuição espacial e temporal do $MP_{2,5}$. Essa abordagem é particularmente relevante porque os incêndios florestais representam uma das principais fontes de emissão de material particulado fino na região (Martin *et al.*, 2010; Artaxo *et al.*, 2013; Mishra *et al.*, 2015; Butt *et al.*, 2020; Rocha; Sant'Anna, 2022; Ng *et al.*, 2024). Assim, investigar a relação entre $MP_{2,5}$, queimadas e variabilidade climática é essencial para compreender a dinâmica da poluição atmosférica na Bacia Amazônica e ampliar a base técnico-científica para o monitoramento e a gestão da qualidade do ar na região.

4. DADOS E METODOLOGIA

4.1. Área de estudo

A Bacia Amazônica, ilustrada na Figura 1, constitui a maior bacia hidrográfica do mundo, abrangendo aproximadamente 7 milhões de km² e distribuindo-se por nove países da América do Sul: Brasil, Peru, Bolívia, Colômbia, Equador, Venezuela, Guiana, Suriname e Guiana Francesa. Cerca de 60% dessa área está localizada em território brasileiro, onde se concentra a maior porção da floresta amazônica. Além de sua grande extensão territorial, a região exerce importante influência no sistema climático global, principalmente por meio da reciclagem de umidade e de sua contribuição para os ciclos da água, da energia e do carbono (Marengo *et al.*, 2018).



Figura 1. Localização da Bacia Amazônica e suas divisões geopolíticas.

O clima da região é caracterizado por elevada disponibilidade de umidade, altas temperaturas e precipitação média anual em torno de 2.300 mm. De modo geral, a Bacia Amazônica apresenta um regime sazonal de precipitação, com estação chuvosa

mais evidente entre novembro e março e estação seca entre maio e setembro, enquanto abril e outubro representam meses de transição. A alta radiação solar incidente e o comportamento térmico dos oceanos Pacífico e Atlântico, constituem os principais moduladores do regime das chuvas na região (Fisch *et al.*, 1998).

A Bacia Amazônica também possui grande relevância social, abrigando mais de 50 milhões de pessoas, distribuídas entre centros urbanos, comunidades tradicionais e mais de 420 povos indígenas, que ocupam aproximadamente 28% do território amazônico (OTCA, 2026).

4.2. Dados

Neste estudo, foram utilizados dados de concentração de material particulado fino (MP_{2,5}) provenientes do produto híbrido SatPM_{2,5} desenvolvido por Van Donkelaar *et al.* (2021), disponibilizado pelo Grupo de Análise de Composição Atmosférica da Universidade de Washington em St. Louis (EUA), disponível em <https://sites.wustl.edu/acag/surface-pm2-5/#V5.GL.05.02>. Foi utilizada a versão V5.GL.05.02, referente ao período de 2003 a 2023, com a resolução espacial de 0,05° (5km²). Esse conjunto de dados fornece estimativas mensais globais de MP_{2,5}, a partir de uma metodologia que combina observações da Profundidade Óptica do Aerossol (AOD) obtidos por múltiplos instrumentos de satélites (MODIS/Terra, MODIS/Aqua, MISR/Terra, SeaWiFS/SeaStar, VIIRS/SNPP e VIIRS/NOAA20), modelagem atmosférica (GEOS-Chem), além de observações em superfície.

Inicialmente, os autores utilizam diferentes produtos mensais de AOD obtidos pelos sensores orbitais. A AOD representa a quantidade de aerossóis presente na coluna atmosférica e indica o grau de atenuação da radiação solar devido à presença dessas partículas. Em seguida, os diferentes produtos de AOD por satélite são combinados em uma única estimativa mensal, atribuindo maior peso àqueles mais consistentes com a rede AERONET (*Aerosol Robotic Network*), uma rede global de fotômetros solares, estabelecida pela NASA e utilizada como referência para monitorar as propriedades ópticas dos aerossóis na atmosfera. Posteriormente, essa AOD é convertida em concentração de MP_{2,5} em superfície com o auxílio do modelo GEOS-Chem, que considera fatores atmosféricos, como a composição dos aerossóis, a umi-

dade relativa, o perfil vertical e o transporte atmosférico. A estimativa geofísica resultante é então ajustada com dados observados por monitores de qualidade do ar em superfície, por meio de uma regressão geograficamente ponderada (GWR), gerando a estimativa híbrida mensal final de $MP_{2,5}$. Esse procedimento contribui para reduzir vieses e aumentar a confiabilidade do produto. Além disso, como a distribuição espacial e temporal dessas estações é desigual, os autores aplicam um procedimento para inferir valores mensais ausentes com base em observações vizinhas, nas estimativas geofísicas e nas simulações do GEOS-Chem, ampliando a consistência espacial e temporal da base observacional, especialmente em regiões com baixa cobertura de monitoramento (Van Donkelaar *et al.*, 2021).

Os dados de focos de queimadas, para o período de 2003 a 2023 com resolução espacial em ponto de grade de $1^\circ \times 1^\circ$, foi derivado do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), que opera a bordo dos satélites Aqua (MYD14) e Terra (MOD14). Os dados do MODIS têm resolução espacial de $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ e resolução temporal diária, com a passagem do satélite Terra de norte a sul sobre o Equador pela manhã, enquanto o Aqua passa de sul a norte sobre o Equador à tarde. Isso permite duas observações diárias da mesma região com dois sensores combinados, o que é fundamental na detecção de incêndios ao longo do ciclo diurno de atividades do fogo (Justice *et al.*, 2002). Os dados estão disponíveis na plataforma FIRMS da Nasa, no seguinte endereço eletrônico: ><https://firms.modaps.eos-dis.nasa.gov/map/><.

Por fim, os dados de Temperatura da Superfície do Mar (TSM) foram obtidos a partir do conjunto de dados ERSST (*Extended Reconstructed Sea Surface Temperature*) versão V5, fornecido pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (><https://psl.noaa.gov/data/gridded/data.noaa.ersst.v5.html><). Os dados são mensais em escala global desde 1854 até o presente momento, em uma resolução espacial de $2^\circ \times 2^\circ$, ou seja, cada ponto de grade representa a temperatura média da superfície do mar em uma área de aproximadamente $200 \text{ km} \times 200 \text{ km}$, o que é amplamente empregado na análise de anomalias de temperatura oceânica em grande escala (Huang *et al.*, 2017). A partir desse conjunto de dados, calculou-se o índice oceânico que representa a variabilidade do ENOS.

4.3. Análise de dados

As análises de dados foram realizadas em quatro etapas, ilustradas na Figura 2, denominadas: 1) climatologia, 2) variabilidade, 3) tendências e 4) contribuição das queimadas e da variabilidade climática.

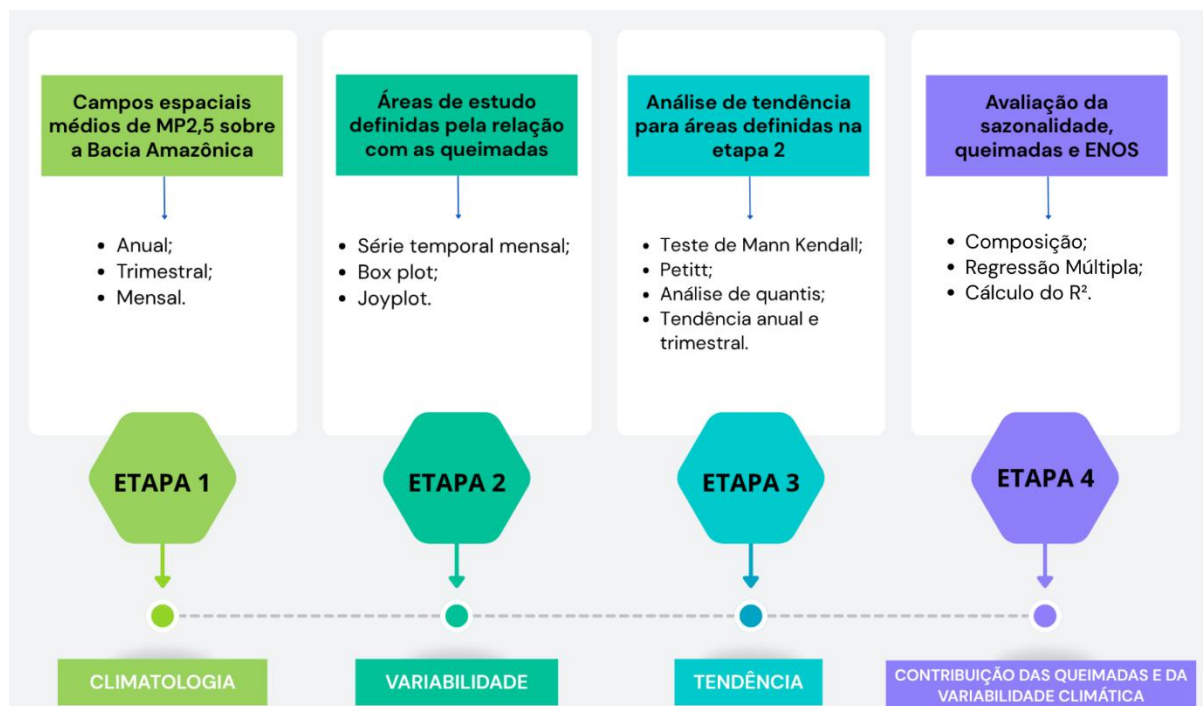


Figura 2. Fluxograma esquemático das etapas da metodologia deste trabalho.

Na primeira etapa, foram calculadas as médias mensais, anuais e trimestrais das séries de concentrações de MP_{2,5}, em ponto de grade, na área de estudo, considerando o período de dados de 2003 a 2023. As médias trimestrais corresponderam a FMA (fevereiro-março-abril), MJJ (maio-junho-julho), ASO (agosto-setembro-outubro) e NDJ (novembro-dezembro-janeiro). Esses mapas foram utilizados para analisar o ciclo anual e a variabilidade espacial das concentrações de MP_{2,5}, bem como para identificar os meses com maior contribuição para os valores anuais. Além disso, as análises permitiram verificar a evolução das concentrações nos períodos chuvoso, seco e de transição, evidenciando a persistência ou a mudança dos padrões espaciais ao longo do ano.

Na etapa seguinte foram definidas áreas de estudo com o objetivo de investigar a variabilidade temporal das concentrações de MP_{2,5} em regiões com comportamentos espaciais distintos. Para essa regionalização, foi elaborado um mapa bivariado entre

as concentrações médias de $MP_{2,5}$ e a ocorrência de queimadas a partir dos dados de focos de queimadas do sensor MODIS, permitindo identificar áreas com diferentes níveis de associação entre ambas as variáveis. A classificação bivariada possibilita a identificação de regiões com elevada concentração de $MP_{2,5}$ associadas à alta ocorrência de queimadas, bem como áreas com concentrações moderadas ou elevadas. Para cada área selecionada foram construídas séries temporais mensais que representam a média espacial dos valores de $MP_{2,5}$ e diagramas de caixa (*boxplot*) do conjunto de dados. O *boxplot* representa a distribuição das concentrações de $MP_{2,5}$ com base em cinco valores principais: mínimo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo (excluindo outliers), além de identificar possíveis valores extremos (outliers). A finalidade do *boxplot* é detectar assimetrias, comparar a distribuição dos dados entre diferentes períodos ou locais e identificar variações sazonais ou eventos excepcionais (Wilks, 2011). Adicionalmente, utilizou-se o gráfico do tipo *joyplot* (*ridgeline plot*) para representar a distribuição anual média das concentrações de $MP_{2,5}$ ao longo da série histórica (2003–2023) nas áreas selecionadas. Esse gráfico permite visualizar, de forma comparativa, as mudanças interanuais na distribuição dos dados, evidenciando anos com maior dispersão e deslocamentos para faixas de concentração mais elevadas.

Na terceira etapa, foram avaliadas as tendências de longo prazo nas séries temporais de $MP_{2,5}$. As análises foram realizadas para as séries anuais e trimestrais da Bacia Amazônica e das áreas selecionadas. Para estas análises foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Kendall (MK) (Hussain; Mahmud, 2019) e Pettitt. O teste de Mann-Kendall examina uma tendência temporal estatisticamente significativa em um conjunto de dados e pode ser particularmente útil para dados que não seguem uma distribuição normal ou contêm outliers. A estatística resultante permite comparar observações na série temporal em pares para determinar se há uma relação de ordem crescente ou decrescente. Com base nessa comparação, a estatística de tendência calcula a presença ou ausência de uma tendência na série. Ela determina o valor p associado (a partir de Z), descrito pela seguinte equação (Correia Filho *et al.*, 2024):

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i) \quad (1)$$

Onde:

S é a soma estatística de Kendall;

x_j e x_i são valores da série em instantes de tempo j e i em n observações;

n é o comprimento do conjunto de dados da série temporal. Em que:

$$sinal = \begin{cases} +1, & \text{se } x_j - x_i > 0 \\ 0, & \text{se } x_j - x_i = 0 \\ -1, & \text{se } x_j - x_i < 0 \end{cases} \quad (2)$$

O teste de tendência é conduzido usando a estatística Z de Mann-Kendall calculada da seguinte forma:

$$Z_S = \begin{cases} \frac{S - 1}{\sqrt{Var(S)}}, & \text{se } S > 0 \\ 0, & \text{se } S = 0 \\ \frac{S + 1}{\sqrt{Var(S)}}, & \text{se } S < 0 \end{cases} \quad (3)$$

Quando o número de observações n é grande, o teste de Mann-Kendall assume que a estatística S segue aproximadamente uma distribuição normal com média zero. Para isso, é necessário calcular a variância S , dada pela seguinte equação:

$$Var(S) = \frac{1}{18} [n(n - 1)(2n + 5)] \quad (4)$$

Onde, n corresponde à série temporal. Os valores da estatística de Z superiores a 1,96 indicam tendência significativa ao nível de 5% de significância (valor de $p < 0,05$), logo a hipótese nula (H_0) é rejeitada. No entanto, se o valor de p exceder 0,05, não há evidência suficiente para concluir uma tendência significativa na série. O sinal da estatística Z indica se a tendência é crescente ($Z > 0$) ou decrescente ($Z < 0$) e onde não há tendências, o valor de Z é próximo de zero.

Já o método de Pettitt é um teste estatístico não paramétrico baseado em ordenação, que identifica pontos de ruptura em uma série, permitindo determinar o momento exato em que ocorre uma mudança de tendência, caso essa mudança exista (Pettitt, 1979). Consequentemente, esse teste consiste em dividir a série original não estacionária em duas séries estacionárias com distribuições e médias distintas. A hipótese nula (H_0) assume que não há ponto de ruptura na série, enquanto a hipótese alternativa (H_1) sugere a presença de um ponto de ruptura. O método de Pettitt é uma reformulação do teste de Mann-Whitney e, para identificar o ponto de mudança, utiliza um índice estatístico $U_{t,T}$, definido da seguinte forma (Correia Filho *et al.*, 2024):

$$U_{t,T} = \sum_{i=1}^t \sum_{j=i+1}^T \text{sgn}(x_j - x_i), 1 \leq t \leq T \quad (5)$$

Onde:

$$\text{sin}(\theta) = \begin{cases} +1, & \text{se } x > 0 \\ 0, & \text{se } x = 0 \\ -1, & \text{se } x < 0 \end{cases} \quad (6)$$

Quando a série segue uma distribuição contínua, a estatística de teste $U_{t,T}$ também pode ser obtida pela seguinte relação recursiva $U_{t,T} = U_{t-1,T} + V_{t,T}$. Para $T = 2, \dots, T$ onde $V_{t,T} = \sum_{j=1}^T \text{sgn}(x_j - x_t)$, o ponto de mudança mais provável τ é encontrado onde seu valor satisfaz $K_\tau = |U_{\tau,t}| = \max |U_{t,T}|$. Já a probabilidade de significância associada ao valor é avaliada aproximadamente por:

$$P = 2 \exp \left(\frac{-6k^2}{(r^2 + r'^2)} \right) \quad (7)$$

Dado um certo nível de significância α , se $p < \alpha$, rejeitamos a hipótese nula e concluímos que x_t é um ponto de mudança significativo no nível α . Neste caso, usamos $\alpha = 0,05$.

Ainda nesta etapa, foram identificados os anos com concentrações extremas de $MP_{2,5}$ por meio da análise de quartis aplicada às séries mensais. Foram considerados anos de alta concentração aqueles com valores acima do terceiro quartil, correspondente ao percentil 75%, nos meses de maior concentração de $MP_{2,5}$. De forma complementar, foram considerados anos de baixa concentração aqueles com valores abaixo do primeiro quartil, correspondente ao percentil 25%, nos meses de menor concentração.

Na quarta etapa, realizou-se uma análise da diferença da composição bimestral nos dados de concentração de $MP_{2,5}$, entre anos de El Niño e La Niña, para os meses secos e de transição seco-chuvoso, abrangendo os anos de 2003 a 2023, a fim de investigar a influência do ENOS sobre a distribuição espacial do $MP_{2,5}$ na bacia Amazônica. A classificação dos anos em eventos de El Niño e La Niña foi estabelecida considerando períodos quentes (El Niño) e frios (La Niña), com base em um limite de $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ para o Índice Oceânico Niño (ONI), que representa a média móvel de 3 meses das anomalias de TSM do ERSST.v5 na região Niño 3.4 (5°N - 5°S , 120° - 170°W), com base em períodos de referência centrados de 30 anos, atualizados a cada 5 anos. Definidos os eventos ENOS, o procedimento estatístico usado na composição consistiu no cálculo da média aritmética das concentrações de $MP_{2,5}$ de todos os meses dos bimestres de cada categoria de evento. Em seguida, calcula-se a diferença absoluta entre o composto representativo dos anos de El Niño e o dos anos de La Niña. Por fim, calculou-se a significância estatística das diferenças observadas, por meio de um teste t de Student para duas amostras independentes, adotando-se um nível de significância de 5%.

Por fim, para avaliar quais fatores explicam melhor a variabilidade das concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, foi analisada a contribuição relativa das queimadas, da sazonalidade e da variabilidade climática de grande escala para a concentração do $MP_{2,5}$ na atmosfera. Para isso, foi aplicado um modelo de regressão linear múltipla em cada ponto de grade da Bacia Amazônica, considerando o período de 2003 a 2023. Foram utilizados dados mensais de $MP_{2,5}$ em pontos de grade, a série temporal de queimadas sobre a região Amazônica e o índice climático associado ao El Niño-Oscilação Sul (ENOS). A série de queimadas foi construída a partir do total

mensal de focos de queimadas na área que engloba a Amazônia e o Cerrado, delimitada entre 5°N–20°S e 80°W–40°W. Como indicador da variabilidade climática de grande escala, utilizou-se o índice Niño 3.4 calculado anteriormente.

Além disso, para representar explicitamente o ciclo sazonal das variáveis, foram incluídos no modelo termos harmônicos de período anual (12 meses), utilizando as funções seno e cosseno. Assim, o ENOS representa a variabilidade interanual de grande escala, enquanto os termos seno/cosseno podem capturar o ciclo dentro de um mesmo ano (intra-anual). Dessa forma, o modelo pode ser descrito conforme a Equação (8), abaixo (Wilks, 2011):

$$PM_{2,5}(t) = \beta_0 + \beta_1 \times IQ(t) + \beta_2 \times ININO(t) + \beta_3 \times \sin \frac{2\pi t}{12} + \cos \frac{2\pi t}{12} + \varepsilon(t) \quad (8)$$

Na qual, t representa o tempo em meses, β representa os diferentes coeficientes de regressão e o $\varepsilon(t)$ o termo residual. Os índices de queimadas (IQ) e do ENOS (ININO) foram normalizados por meio da remoção da média e da divisão pelo desvio padrão, considerando o período total de dados, para evitar efeitos de escala e garantir estabilidade numérica na estimação dos coeficientes, sem alterar a estrutura temporal das séries. O ajuste do modelo foi realizado por mínimos quadrados ordinários em cada ponto de grade e o desempenho foi avaliado por meio do coeficiente de determinação R^2 , o qual é definido como a fração da variância total de $MP_{2,5}$ explicada pelo conjunto de preditores, conforme a Equação (9), abaixo:

$$R^2 = 1 - \frac{SQ_{reg}}{SQ_{tot}} \quad (9)$$

Onde, SQ_{reg} corresponde à soma de quadrados da regressão e SQ_{tot} à soma de quadrados total da série observada. Assim, a contribuição de cada componente foi quantificada por meio da decomposição da variância explicada, a partir da comparação entre o modelo completo (total) e os modelos reduzidos (sazonal, queimadas e ENOS), nos quais, em cada etapa, foi removido o conjunto de termos associado a um dado processo físico.

Dessa forma, a contribuição parcial de cada fator foi estimada pela diferença entre o coeficiente de determinação do modelo completo e o do modelo reduzido correspondente. Esse processo permitiu estimar, separadamente, a fração de variância do material particulado associada às queimadas, ao ciclo sazonal e ao ENOS, possibilitando a elaboração de mapas espaciais da importância relativa de cada componente em toda a região da bacia Amazônica.

O processamento dos dados, as análises estatísticas e a elaboração das representações gráficas foram realizadas em linguagem Python na versão 3.13.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos, bem como suas discussões, na seguinte sequência: i) climatologia da concentração do Material Particulado Fino ($MP_{2,5}$); ii) variabilidade espaço-temporal do $MP_{2,5}$ e sua relação com as queimadas; iii) tendências da concentração do $MP_{2,5}$; iv) Influência da sazonalidade, das queimadas e do ENOS nas concentrações de $MP_{2,5}$.

5.1. Climatologia da concentração de material particulado fino ($MP_{2,5}$)

A Figura 3 apresenta a distribuição espacial da concentração média mensal de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, considerando a climatologia para o período de 2003 a 2023. A variabilidade mensal evidencia que, entre os meses de dezembro e março, as concentrações de $MP_{2,5}$ variam entre 10 e 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e apresentam uma distribuição espacial mais uniforme. Ainda assim, nota-se concentrações de $MP_{2,5}$ em torno de 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em algumas áreas da bacia, com destaque para a região central da Amazônia brasileira, além de setores localizados na Colômbia, no Peru e norte da Bolívia. A partir de abril inicia-se uma redução mais acentuada das concentrações em grande parte da bacia, com junho e julho, apresentando os menores valores do ciclo anual, com valores inferiores a 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, exceto na região norte da Bolívia, que apresenta concentrações médias próximas a 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Um aumento expressivo das concentrações ocorre a partir de agosto, com intensificação significativa em setembro, mês em que se observa a maior concentração

de $MP_{2,5}$ ao longo do ano, com valores que ultrapassam $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, concentrados principalmente na porção sul e sudoeste da bacia. Esse aumento coincide com o estabelecimento da estação seca, caracterizada pela redução da precipitação e pela intensificação das queimadas na região. Esse padrão é coerente com o encontrado por Artaxo *et al.* (2013), que mostraram que a mudança do uso da terra e a queima de biomassa aumentam fortemente a carga de aerossóis finos na Amazônia durante a estação seca, particularmente em regiões do sul e sudoeste da bacia. Já em outubro, embora as concentrações ainda permaneçam elevadas, observam-se reduções na concentração em relação a setembro. Em novembro e dezembro, os valores diminuem gradualmente com o início da estação chuvosa, retornando a um padrão mais próximo ao observado no início do ano.

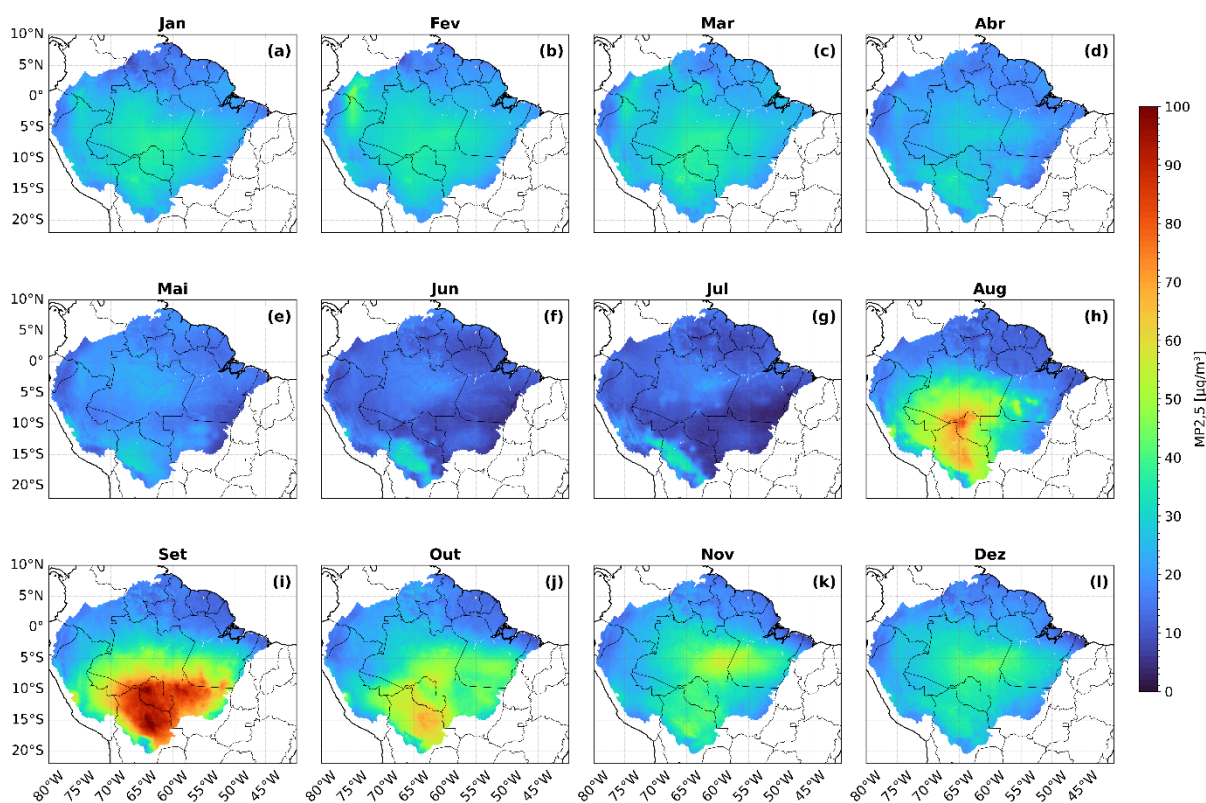


Figura 3. Padrão espacial da concentração média mensal de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023.

A Figura 4 apresenta o padrão espacial da concentração média anual de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, bem como a contribuição mensal para a variabilidade anual desse poluente. Na média do período analisado (Figura 4a),

observa-se um padrão espacial heterogêneo, com concentrações mais elevadas nas regiões sul e sudoeste da bacia, especialmente o norte da Bolívia, o sul do Amazonas e do Pará, o noroeste de Mato Grosso e o estado de Rondônia. Nessas áreas, os valores médios variam entre 30 e 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Já a região central da Amazônia apresenta concentrações intermediárias, aproximadamente entre 25 e 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto os menores valores são registrados nas regiões norte e noroeste, com concentrações inferiores a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, abrangendo áreas do Equador, Guianas, Venezuela, Suriname e norte do Brasil. Esse padrão evidencia um gradiente norte-sul das concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ na Bacia Amazônica.

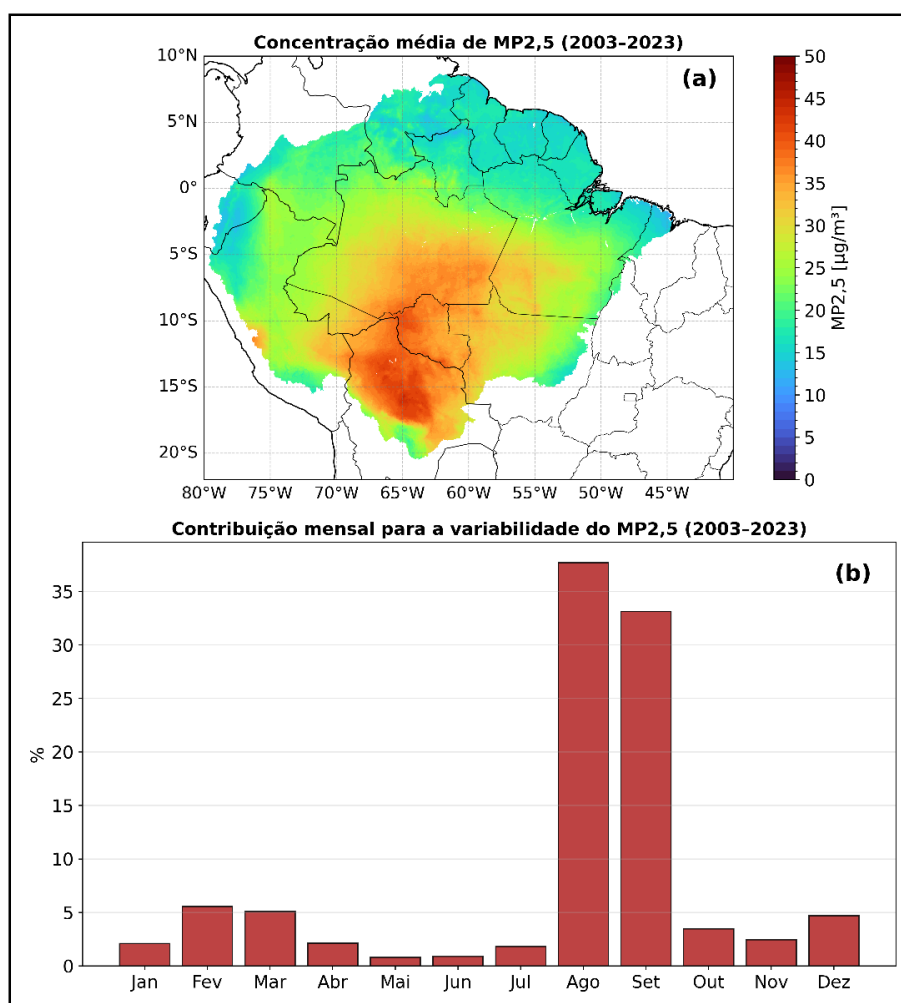


Figura 4. (a) Padrão espacial da concentração média anual de $\text{MP}_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Bacia Amazônica no período de 2003 a 2023; e (b) contribuição percentual mensal para a variabilidade anual do $\text{MP}_{2,5}$ no mesmo período.

Além disso, esse padrão espacial reflete a sazonalidade das queimadas, uma vez que os meses de agosto e setembro respondem, conjuntamente, por aproximadamente 70% da variabilidade anual do $MP_{2,5}$, conforme observado na Figura 4b. Esses meses compõem o período da estação seca e correspondem ao período de maior influência das emissões por queima de biomassa sobre a qualidade do ar na região, coincidindo com a maior ocorrência de focos de queimadas detectados no bioma Amazônico (Butt *et al.*, 2020; INPE, 2026). Os demais meses apresentam contribuições inferiores a 6%, com os menores percentuais observados em maio, junho e julho. O resultado indica que a variabilidade anual do $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica é fortemente influenciada pelo período seco, quando há intensificação das queimadas.

Esse comportamento é coerente com estudos anteriores, que evidenciam a concentração da atividade do fogo nos períodos secos (Earl; Simmonds, 2018), o aumento da inflamabilidade florestal e da intensidade potencial do fogo sob condições de seca (De Faria *et al.*, 2017) e o crescimento expressivo das concentrações de $MP_{2,5}$ associadas à fumaça durante a estação seca (Butt *et al.*, 2020; Bonilla *et al.*, 2023; Jang; Jung, 2023), reforçando o papel dominante das queimadas na sazonalidade da qualidade do ar na região. Esse padrão também é consistente com outros estudos que destacam a combustão de biomassa como importante fonte de emissão de poluentes atmosféricos, incluindo $MP_{2,5}$, além de favorecer seu transporte e dispersão na atmosfera (Artaxo *et al.*, 2013; Amaral *et al.*, 2019; Ye *et al.*, 2022; Yu *et al.*, 2022; Maillard, 2023; Wu *et al.*, 2023; Collazo *et al.*, 2024).

Assim, as maiores concentrações no sul e sudoeste estão associadas à maior ocorrência de queimadas e à intensificação das emissões de aerossóis provenientes da queima de biomassa nessas regiões da bacia. Esse padrão é consistente com Correia Filho *et al.* (2024), que, utilizando dados do Serviço de Monitoramento da Atmosfera Copernicus (CAMS) para o período de 2003 a 2022, também identificaram maiores concentrações médias de $MP_{2,5}$ no sul da Amazônia, especialmente nos estados do Amazonas, Rondônia, Mato Grosso e Pará. Segundo os autores, esse comportamento está relacionado ao aumento das emissões por queimadas e à maior frequência de períodos secos. Além disso, a elevada concentração de $MP_{2,5}$ no norte da Bolívia reflete o que a última atualização do relatório mundial de qualidade do ar aponta, como sendo o país mais poluído da América Latina com uma média anual de poluição por material particulado de $32,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Greenstone; Hasenkopf, 2025).

As concentrações elevadas no sul e sudoeste também refletem a influência de atividades associadas à mudança do uso da terra, como a conversão de áreas florestais em pastagens e áreas agrícolas, incluindo cultivo de soja e pecuária, além da mineração ilegal. Essas atividades favorecem o aumento da ocorrência de queimadas, especialmente na região de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, conhecida como arco do desmatamento (Borras *et al.*, 2012; Clements; Fernandes, 2013; Ferrante *et al.*, 2021; Carrero *et al.*, 2022).

Por outro lado, as menores concentrações observadas no norte e noroeste podem estar associadas à menor influência direta das áreas-fonte de queimadas, que se concentram principalmente no sul e sudoeste da Bacia Amazônica, conforme observado por Silva Junior *et al.* (2022). Além disso, as condições atmosféricas mais úmidas dessas regiões (Fisch *et al.*, 1998) podem favorecer a remoção úmida de aerossóis e limitando o acúmulo de material particulado na atmosfera.

Na região central da Bacia Amazônica, as concentrações intermediárias de $MP_{2,5}$ podem refletir a atuação conjunta do transporte regional de aerossóis e da influência de queimadas regionais (Artaxo *et al.*, 2013; Ribeiro *et al.*, 2020). Nesse sentido, Oliveira *et al.* (2024), em seu estudo para Manaus e seu entorno, utilizaram dados do modelo CAMS e de um sensor de qualidade do ar para examinar o impacto das queimadas da região nos níveis de concentração de $MP_{2,5}$, os autores observaram aumento das concentrações de $MP_{2,5}$ durante o período seco, especialmente entre agosto e novembro, associado à maior ocorrência de queimadas regionais e ao transporte horizontal de material particulado.

De modo geral, verifica-se que a maior parte da Bacia Amazônica apresenta concentrações médias anuais de $MP_{2,5}$ superiores ao recomendado pela Organização Mundial de Saúde ($5\mu g/m^3$). Embora as menores concentrações sejam observadas na porção norte da bacia, onde os valores se aproximam do limite recomendado, ainda permanecem, na maioria das áreas, acima desse patamar, evidenciando que a exposição ao material particulado fino ocorre em níveis superiores ao considerado adequado para a saúde humana.

A Figura 5 apresenta o padrão espacial da concentração de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, com base em médias trimestrais (FMA, MJJ, ASO e NDJ). No período FMA (fevereiro–março–abril), observa-se uma distribuição mais uniforme na bacia

com valores próximos de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e, com concentrações mais elevadas no centro e sul da bacia, enquanto as menores concentrações ocorrem ao norte e em áreas do Equador e Peru.

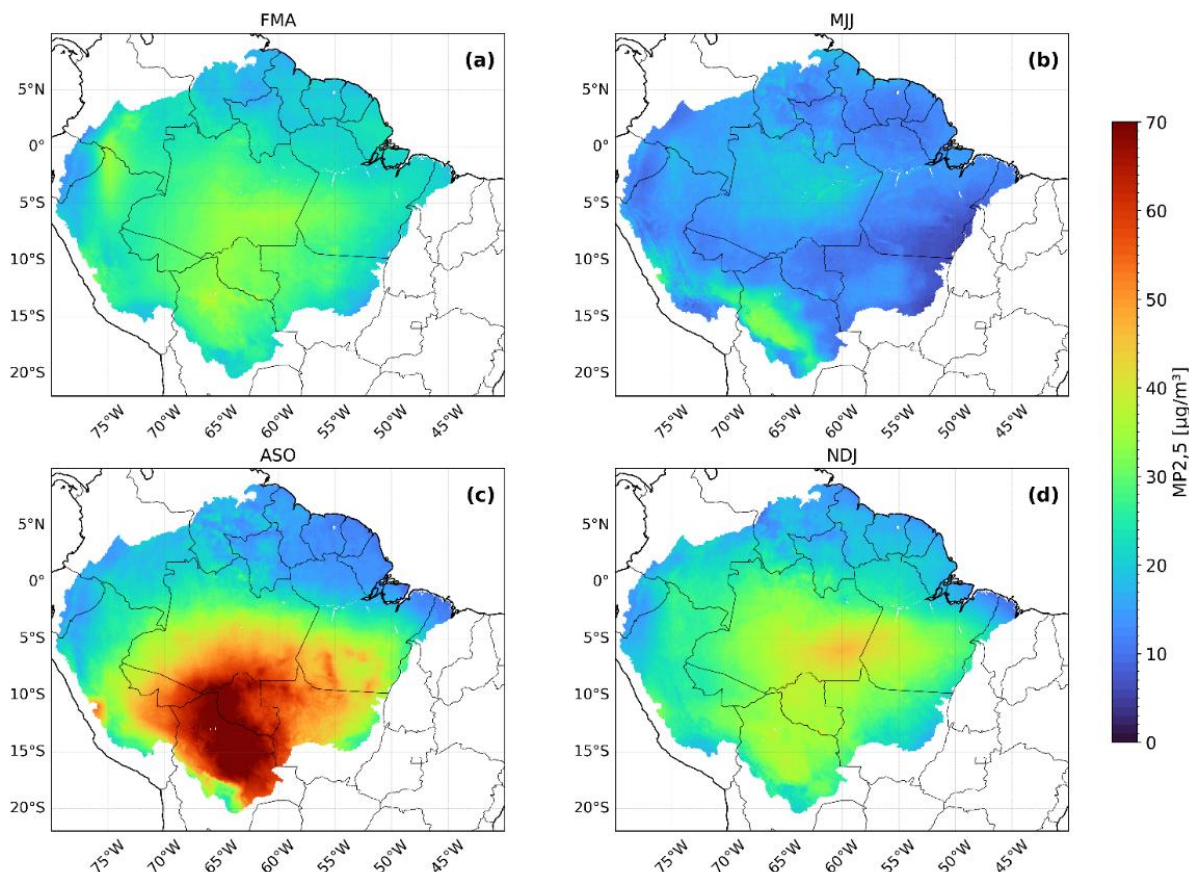


Figura 5. Distribuição espacial das concentrações médias de $\text{MP}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, considerando os trimestres: (a) fevereiro–março–abril (FMA); (b) maio–junho–julho (MJJ); (c) agosto–setembro–outubro (ASO); e (d) novembro–dezembro–janeiro (NDJ). A escala de cores representa a magnitude das concentrações médias de $\text{MP}_{2.5}$, variando de valores mais baixos, indicados pelos tons azulados, para valores mais elevados, representados pelos tons amarelos, alaranjados e vermelhos.

No trimestre MJJ (maio–junho–julho), verifica-se uma redução mais acentuada das concentrações em grande parte da bacia, com predomínio de valores abaixo de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, especialmente nas porções central, norte e leste. Ainda assim, a Bolívia e a região leste do Amazonas mantêm concentrações relativamente mais elevadas, indicando a persistência de um núcleo regional de maior concentração de $\text{MP}_{2.5}$. Entre os quatro períodos analisados, esse trimestre apresenta os menores valores médios de concentração de $\text{MP}_{2.5}$, na maior parte da bacia.

O período ASO (agosto–setembro–outubro) se destaca por apresentar os maiores valores de $MP_{2,5}$ de toda a climatologia sazonal, com forte intensificação das concentrações na porção sul e sudoeste da Bacia Amazônica. Nessa estação, os maiores valores concentram-se na região que abrange o norte da Bolívia, o sul do Amazonas, Acre, Mato Grosso e Rondônia, onde as concentrações médias ultrapassam $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com destaque para um núcleo persistente de maior concentração na Bolívia, atingindo cerca de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O padrão espacial coincide com áreas de elevada recorrência de queimadas e intensa mudança do uso da terra que é consistente com Butt *et al.* (2020), que apontam que os incêndios respondem por mais de 80% das concentrações médias simuladas de $MP_{2,5}$ em superfície durante a estação seca na Amazônia ocidental, especialmente na Bolívia e nos estados de Rondônia, Acre e Mato Grosso. De forma semelhante, Moreno *et al.* (2024) constataram que o norte da Bolívia apresenta concentrações elevadas de $MP_{2,5}$ na estação seca, devido ao aumento das práticas de queima de biomassa e às emissões antropogênicas próximas da área metropolitana de La Paz.

No trimestre NDJ (novembro–dezembro–janeiro), as concentrações diminuem em relação ao período ASO, embora ainda se observem valores moderados em parte da bacia, especialmente na faixa central. Esse comportamento sugere que, mesmo nos meses da estação chuvosa, a atmosfera na Amazônia central permanece sob a influência de aerossóis transportados. O que é consistente com Ansmann *et al.* (2009), que demonstraram que plumas de fumaça provenientes tanto da África quanto de regiões de queimadas da América do Sul podem alcançar a Amazônia central após vários dias de transporte atmosférico, formando camadas de aerossóis bem misturadas verticalmente. Esse processo favorece a permanência de aerossóis na coluna atmosférica, contribuindo para a manutenção de concentrações moderadas mesmo durante a estação chuvosa.

Bonilla *et al.* (2023) também indicam que, embora as concentrações médias de $MP_{2,5}$ sejam menores no período chuvoso em comparação à estação seca, a atmosfera amazônica permanece influenciada por aerossóis transportados regionalmente, o que limita a completa remoção das partículas pela precipitação. A intensa convecção característica da Amazônia central favorece a mistura do ar entre diferentes níveis da atmosfera, redistribuindo os aerossóis ao longo da coluna atmosférica. Como consequência, as partículas não permanecem concentradas apenas próximas às áreas de

emissão, podendo ser observadas em concentrações intermediárias mesmo em regiões afastadas das principais fontes.

5.2. Variabilidade espaço-temporal da concentração de $MP_{2,5}$ e sua relação com as queimadas

A relação espacial entre a ocorrência de queimadas, identificadas a partir de dados de satélite (sensor MODIS), e a concentração média anual de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, é apresentada na Figura 6. Nesta figura, cada ponto de grade representa a combinação entre classes categorizadas da concentração média anual de $MP_{2,5}$ e ocorrência de focos de queimadas, variando de muito baixo a muito alto, o que permite identificar regiões com maior ou menor associação entre a ocorrência de queimadas e os níveis médios de $MP_{2,5}$ na atmosfera, por meio de uma análise bivariada. Nesse sentido, foram definidas quatro áreas representativas na Bacia Amazônica, com diferentes níveis de influência das queimadas, desde áreas dominadas por emissões locais, nas quais as categorias são representativas de altas concentrações de $MP_{2,5}$ acompanhadas de alto número de focos de queimadas (sul da Bacia) e regiões possivelmente influenciadas por transporte atmosférico, ou seja, altas concentrações de $MP_{2,5}$ e baixo número de focos de queimadas (porção central da Bacia).

Dessa forma, o padrão espacial observado indica uma relação positiva entre a ocorrência de focos de queimadas e a concentração de $MP_{2,5}$, especialmente na região sul e sudoeste da Bacia Amazônica, onde predominam as classes altas e muito altas para ambas as variáveis. Essa associação espacial indica uma forte relação entre queimadas e as concentrações elevadas de $MP_{2,5}$. Dessa forma, definiu-se a área 1, que representa a região com a maior intensidade conjunta de focos de queimadas e de $MP_{2,5}$. A Área 2 foi delimitada na porção sudeste e leste da bacia, onde ainda se observam concentrações elevadas de $MP_{2,5}$ associadas à ocorrência de queimadas, porém com menor intensidade em relação à Área 1. Essa região representa uma zona de transição entre áreas de alta e baixa ocorrência de queimadas e respectivas concentrações de $MP_{2,5}$. A área 3 corresponde à região centro-sul da Bacia Amazônica, abrangendo a região do arco do desmatamento no estado do Amazonas. Essa região é caracterizada por concentrações elevadas e intermediárias de $MP_{2,5}$. Por fim, a área

4 foi definida na porção mais central da bacia, onde não predominam as queimadas e, conseqüentemente, menores concentrações médias anuais de $MP_{2,5}$, porém ainda, observam-se localmente valores médios e elevados de concentração em áreas com ocorrência pontual de queimadas, indicando que, embora menos influenciada pelas emissões regionais, essa região também apresenta variabilidade associada à dinâmica sazonal do fogo na bacia.

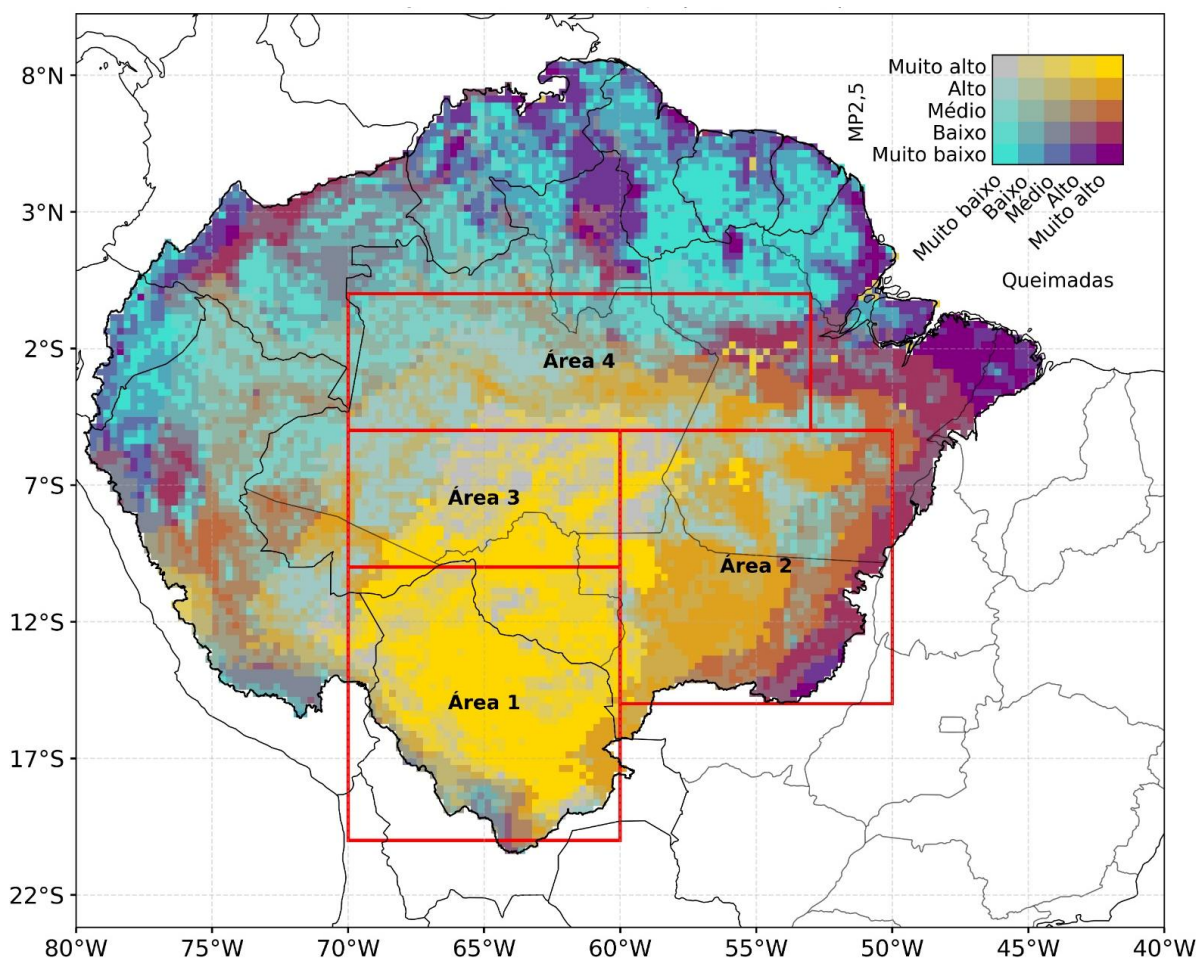


Figura 6. Distribuição espacial das classes combinadas do número acumulado de focos de queimadas e da concentração média de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, com delimitação das quatro áreas de análise. As variáveis foram classificadas em cinco níveis (muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto), cuja combinação resultou em 25 classes bivariadas. Na matriz de cores, o eixo horizontal representa o aumento do número de focos de queimadas e o eixo vertical o aumento das concentrações de $MP_{2,5}$. Os tons amarelos representam áreas com valores elevados de ambas as variáveis; os tons roxos indicam elevada ocorrência de queimadas associada a baixas concentrações de $MP_{2,5}$; os tons claros acinzentados representam baixas ocorrências de queimadas associadas a concentrações elevadas de $MP_{2,5}$; e os tons azulados/cianos indicam baixos valores para ambas as variáveis. As demais cores representam combinações intermediárias entre os níveis de queimadas e $MP_{2,5}$. Os retângulos em vermelho delimitam as Áreas 1, 2, 3 e 4 utilizadas nas análises regionais.

As quatro áreas foram selecionadas com o objetivo de avaliar diferenças regionais no comportamento do $MP_{2,5}$ e compará-las com o padrão médio da Bacia Amazônica, considerando o gradiente norte-sul observado entre as áreas mais influenciadas por queimadas e aquelas com menores concentrações de $MP_{2,5}$. Nesse contexto, a Figura 7 apresenta a série temporal mensal e o boxplot do ciclo anual de $MP_{2,5}$ para o período de 2003 a 2023 na Bacia Amazônica. Observa-se, na série temporal mensal (Figura 7a), a ocorrência regular de máximos entre os meses de agosto e outubro, com picos que, em alguns anos, como 2005, 2007 e 2010, ultrapassaram o valor de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esses anos são marcados por anos de secas que ocorreram na Amazônia, o que indica a influência de eventos extremos de seca e a maior atividade de queimadas (Marengo *et al.*, 2008; 2011; Jimenez *et al.*, 2018; Brando *et al.*, 2019). Já os mínimos estão concentrados entre maio e julho, quando os valores frequentemente permanecem abaixo de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esse padrão sazonal se repete ao longo de toda a série analisada, reforçando que a variabilidade das concentrações de $MP_{2,5}$ é fortemente modulada pelo regime de queimadas da região. Apesar dessa variabilidade interanual, a linha de tendência indica um aumento discreto de aproximadamente $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ das concentrações médias ao longo do período.

O boxplot das concentrações mensais do $MP_{2,5}$ (Figura 7b) reforça o padrão identificado na série temporal. As medianas mais elevadas ocorrem entre agosto e outubro, atingindo o máximo em setembro, cuja mediana aproxima-se de $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esse mês também apresenta a maior dispersão dos dados (maior intervalo interquartil), indicando elevada variabilidade interanual durante o pico da estação seca. Destaca-se o ano de 2007, no qual foi registrado um valor extremo superior a $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em setembro. Esse comportamento é coerente com o cenário observado naquele ano, uma vez que setembro de 2007 registrou recorde no número de focos de queimadas e foi marcado por um ano de seca regional na Amazônia (Brando *et al.*, 2019; INPE, 2026).

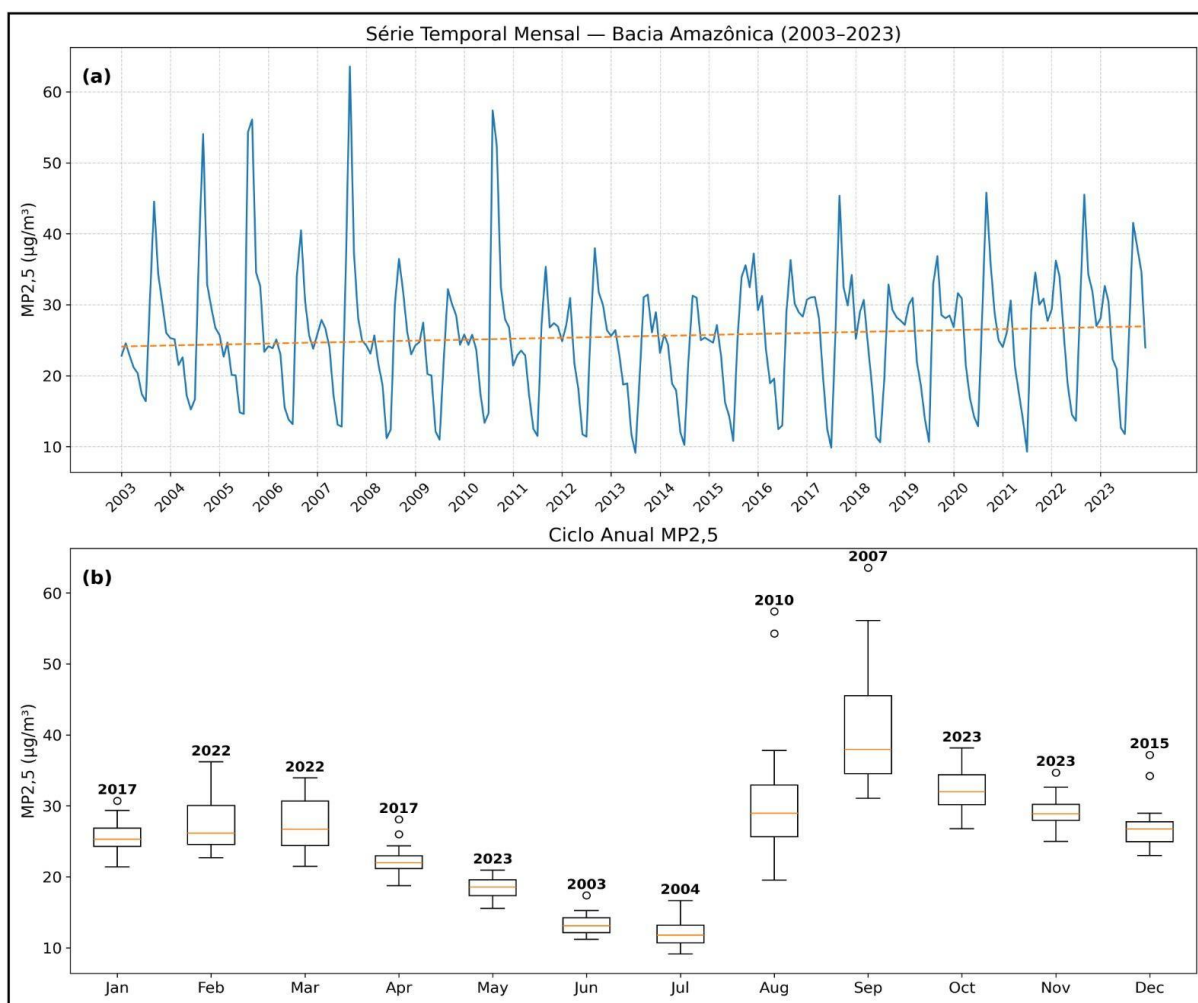


Figura 7. (a) Série temporal mensal, com linha tracejada representando a tendência linear no período. e (b) boxplot mensal da concentração média de $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023.

Já entre maio e julho são registradas as menores medianas, com concentrações entre 12 e 20 $\mu g/m^3$, caracterizando o período de transição e o final da estação chuvosa. Esses meses também apresentam menor dispersão, destacando menor variabilidade interanual das concentrações, enquanto os meses de dezembro a março apresentam valores de medianas intermediários, entre 25 e 30 $\mu g/m^3$, o que sugere influência residual de aerossóis transportados e queimadas esparsas, mesmo durante o período úmido. Destacam-se também picos próximos de 40 $\mu g/m^3$ nos meses de NDJ em anos de El Niño, como 2015 e 2023. Esses valores indicam que, mesmo durante o período úmido, episódios climáticos específicos podem favorecer a manutenção de concentrações elevadas de $MP_{2,5}$. Andreoli *et al.* (2017) demonstram que,

durante eventos de El Niño, especialmente do tipo Pacífico Leste, ocorre intensificação da subsidência sobre a Amazônia, resultando em redução da convecção e da precipitação. Em outro estudo, Collazo *et al.* (2024) investigaram o papel da circulação atmosférica, por meio da corrente de jato subtropical (JST), em 200 hPa, e do ENOS na modulação das concentrações de $MP_{2,5}$ sobre a América do Sul tropical durante o verão austral (DJF). Os autores indicaram que a ausência da JST tende a reduzir os níveis de $MP_{2,5}$, independentemente da fase do ENOS. Por outro lado, a atuação conjunta da JST e do El Niño pode suprimir processos convectivos, favorecer condições mais secas e, consequentemente, contribuir para o aumento da queima de biomassa e, consequentemente, das concentrações de $MP_{2,5}$.

Para mostrar a variabilidade interanual na concentração de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica para diferentes anos, a Figura 8 apresenta a distribuição anual das concentrações de $MP_{2,5}$, para o período de 2003 a 2023, representado por gráfico joyplot juntamente com a indicação dos intervalos dos seguintes quartis: 25%, 50% e 75%. Nota-se que as concentrações anuais de $MP_{2,5}$ situam-se, em sua maioria, entre 18 e 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, com mediana variando entre 22 e 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na maior parte dos anos. A presença de valores acima do quartil 75% indicam a influência de episódios com maior concentração média de $MP_{2,5}$. Nesse contexto, observa-se que em anos marcados por condições de seca mais intensas, como 2004-2005, 2007 e 2010, apresentam distribuições mais alongadas à direita, com maior frequência de valores acima de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e deslocamento do terceiro quartil para concentrações mais elevadas. Por outro lado, anos como 2009, 2012, 2013 e 2014 apresentam distribuições mais concentradas e menos dispersas, com menor extensão da cauda, sugerindo menor frequência de episódios críticos de concentração elevada. Cabe destacar, ainda, que em todos os anos analisados a média anual de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ recomendada pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 2021) foi amplamente excedida na Bacia Amazônica. Mesmo nos intervalos inferiores da distribuição anual, os valores observados permanecem acima do padrão internacional estabelecido.

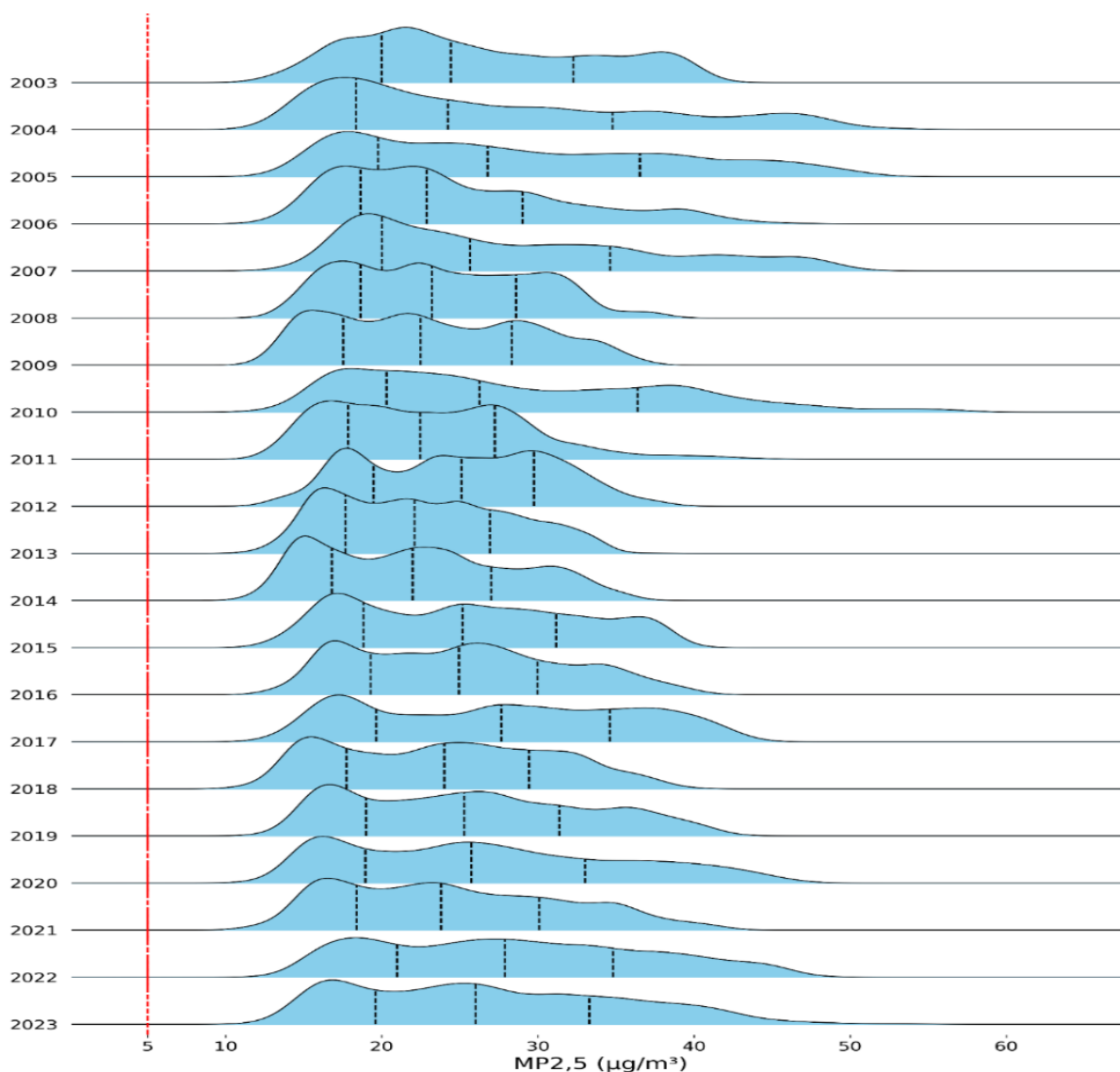


Figura 8. Distribuição anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Bacia Amazônica no período de 2003 a 2023. As linhas de densidade ou histogramas da concentração de $MP_{2,5}$ representam a distribuição dos valores anuais, enquanto as linhas tracejadas indicam os quartis de 25%, 50% e 75%. A linha vermelha tracejada representa o limite da OMS de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Analisando as diferentes áreas selecionadas na Bacia Amazônica, com relação a área 1, a qual representa a região sul e sudoeste da Bacia Amazônica, o ciclo anual e a série temporal mensal (na Figura 9) mostram que esta região apresenta variação mais acentuada em relação à média da Bacia Amazônica, sobretudo quanto à magnitude e à variabilidade das concentrações durante a estação seca. A série temporal mensal (Figura 9a) mostra um padrão sazonal bem definido. As maiores concentrações ocorreram em 2004, 2005, 2007 e 2010, quando elas ultrapassaram $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$,

evidenciando episódios severos associados aos anos de seca intensa e maior atividade de queimadas. A linha de tendência indica um crescimento sutil de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nas concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ ao longo do período analisado nesta região.

O boxplot das concentrações mensais (Figura 9b) define o ciclo anual do $\text{MP}_{2,5}$ e apresenta maior intervalo interquartil nos meses de agosto e setembro, indicando elevada variabilidade interanual durante o pico da estação seca no mês de setembro. Já os menores valores estão entre maio e julho, com medianas próximas de 12 a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Em comparação com a média da Bacia Amazônica, na qual a mediana é de aproximadamente $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no pico da estação seca (setembro), a área 1 apresenta valores de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, indicando uma intensidade quase duas vezes maior. Além disso, são observados valores extremos nesta região que ultrapassaram $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em anos críticos, como em 2010, chegando próximo a $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2007, que corresponde ao maior registro de toda a série histórica para a área 1. Tal valor pode estar associado à seca regional ocorrida no sul da Amazônia em 2007, que favoreceu a propagação do fogo e a queima de 5 a 10% das florestas da região, conforme apontado por Brando *et al.* (2019).

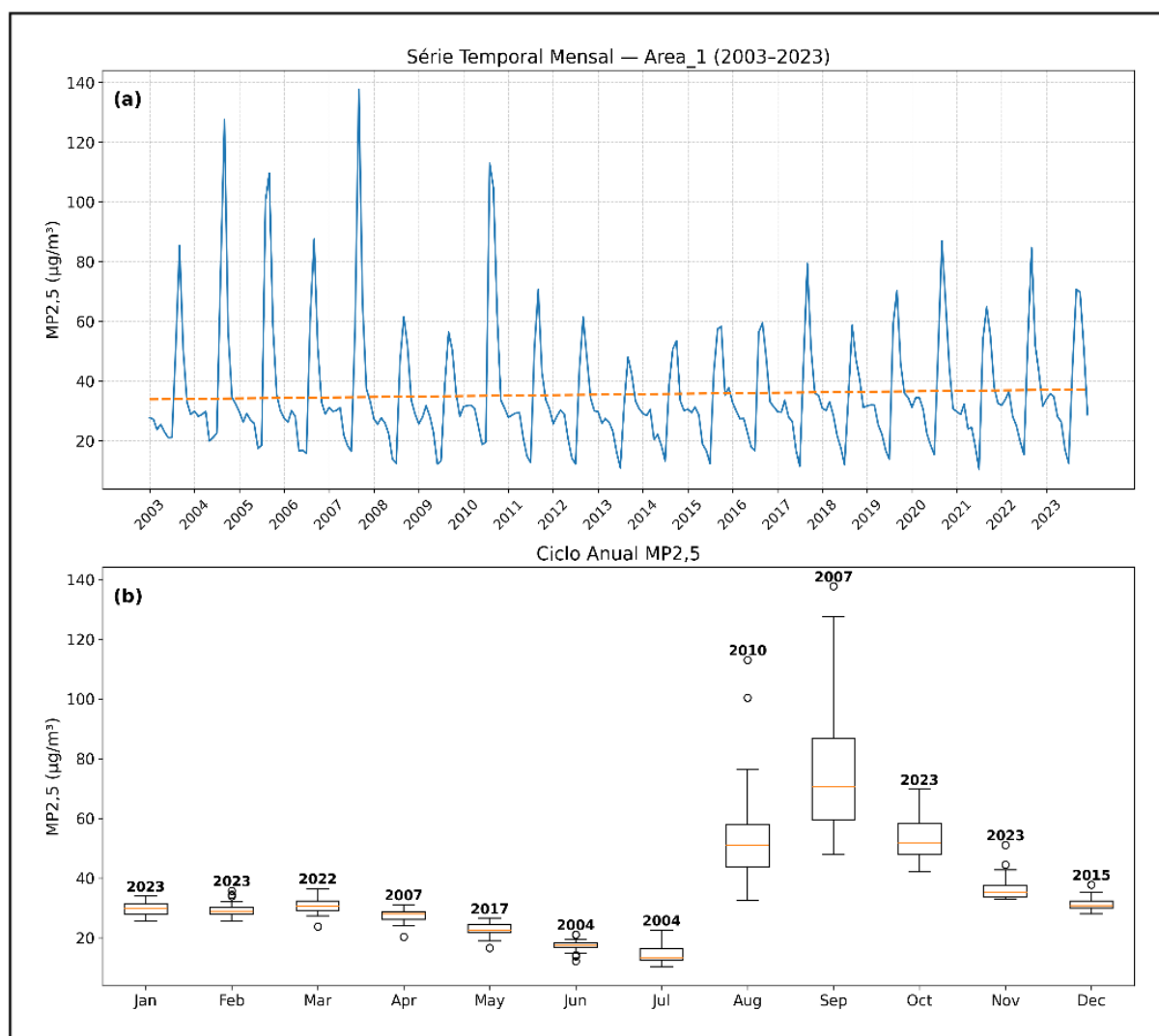


Figura 9. (a) Série temporal mensal, com linha tracejada representando a tendência linear no período. e (b) ciclo anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 1, no período de 2003 a 2023.

A distribuição anual das concentrações de $MP_{2,5}$ na área 1 (Figura 10) mostra que até 50% dos valores se concentram entre 20 e 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (entre os quartis 1 e 2). Em praticamente todas as séries analisadas, a mediana situa-se entre 28-35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, logo os valores centrais da série permanecem elevados ao longo de todos os anos analisados. Observa-se ainda que, as distribuições apresentam maior concentração de valores entre o segundo e o terceiro quartil, com extensão para concentrações mais elevadas acima do terceiro quartil em praticamente todos os anos.

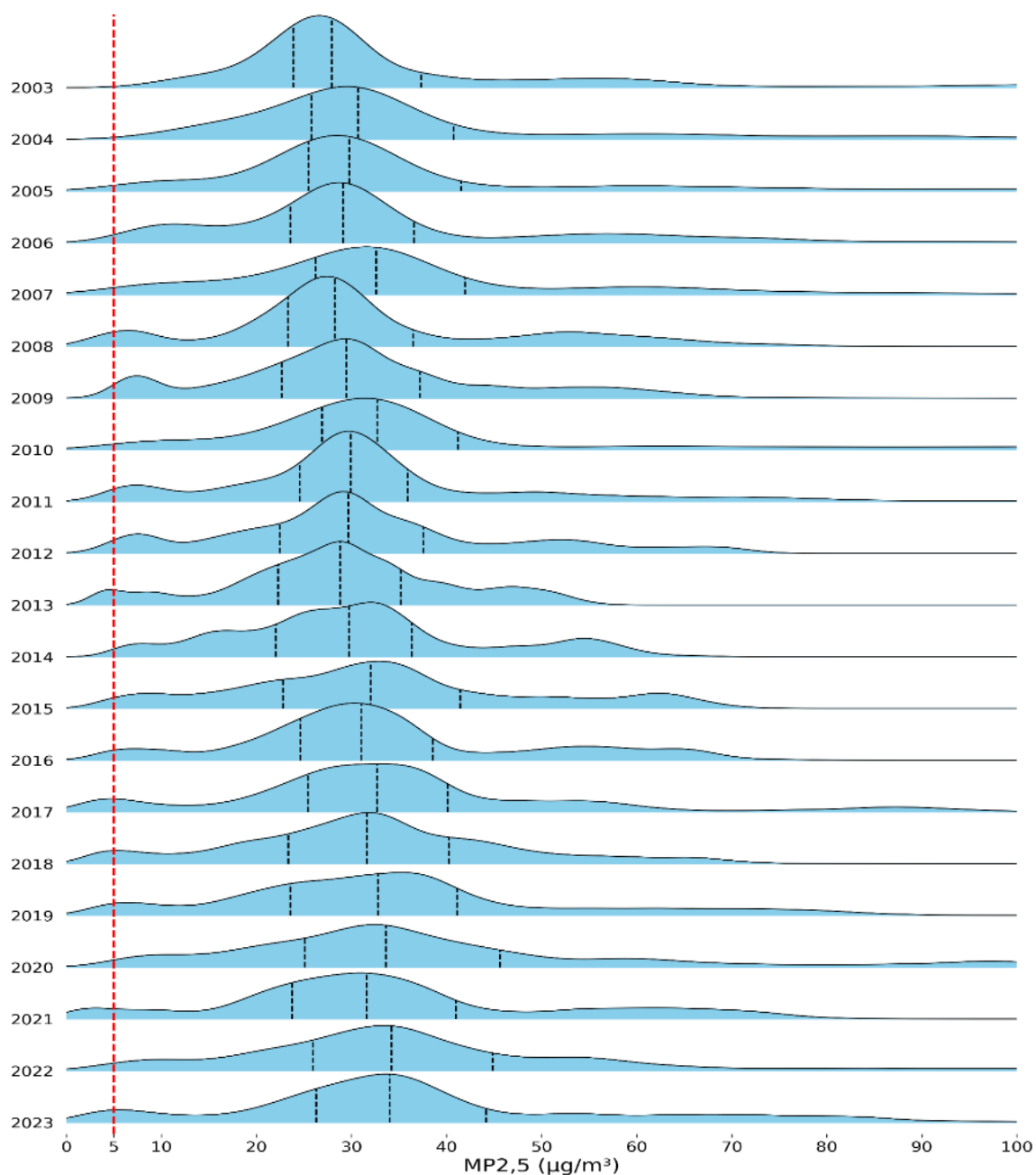


Figura 10. Distribuição anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 1 no período de 2003 a 2023. As curvas de densidade representam a distribuição dos valores anuais, enquanto as linhas tracejadas indicam os quartis de 25%, 50% e 75%. A linha vermelha tracejada representa o limite da OMS de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Os resultados observados na figura 9 e 10 são consistentes com estudos realizados no sul e sudoeste da Amazônia, que destacam a intensificação das queimadas e as mudanças no uso da terra como fatores centrais para as elevadas concentrações de material particulado nessa região, sobretudo durante a estação seca (Artaxo *et al.*, 2013; Butt *et al.*, 2020; Cano-Crespo *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2022; Moreno *et al.*,

2024). Em Porto Velho (RO), Jang e Jung (2023) observaram concentração média de $17,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no período de 2020 a 2022, mas registraram valores mais elevados durante a estação de queimadas, com média de $34,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre julho e outubro e $54,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em agosto, corroborando a forte sazonalidade identificada na Área 1. Os autores também destacam que parte dessa poluição está associada com áreas de desmatamento e às queimadas próximas de rodovias, especialmente em regiões ligadas às BR-319 e BR-230, além da contribuição de massas de ar provenientes do norte e centro-oeste do Brasil, com destaque para Amazonas, Pará e Mato Grosso, e do Paraguai e da Bolívia, evidenciando influência transfronteiriça.

De forma complementar, Silva Junior *et al.* (2022) mostraram que, entre 2001 e 2019, o fogo afetou 23,78% de toda a Bacia Amazônica, correspondendo a $1.413.402 \text{ km}^2$ de áreas queimadas, e que Brasil e Bolívia concentraram aproximadamente 95% da área total queimada, reforçando a relevância dessa região da bacia na dinâmica regional das emissões de $\text{MP}_{2,5}$. Já Gonzalez-Alonso *et al.* (2019) demonstraram que, na Amazônia, a maior parte da fumaça permanece abaixo de 2,5 km de altitude e que, em condições de seca, as plumas tendem a ocorrer em menores altitudes, o que favorece maior impacto sobre a qualidade do ar em superfície. Em conjunto, esses estudos reforçam que os elevados valores de $\text{MP}_{2,5}$ observados na Área 1 refletem tanto a maior recorrência de queimadas no sul e sudoeste da bacia quanto a persistência da fumaça em baixos níveis atmosféricos durante os períodos mais secos.

A área 2 (Figura 11) apresenta padrão sazonal bem definido, semelhante ao observado na Bacia Amazônica e na área 1, embora com menor intensidade das concentrações e menor ocorrência de valores extremos superiores a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A série temporal mensal (Figura 11a) mostra que a variabilidade interanual é consistente com as demais regiões, com picos em anos de seca mais intensa, como 2005, 2007 e 2010, com concentrações que ultrapassam $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Apesar da presença desses picos, a linha de tendência indica estabilidade das concentrações médias ao longo do tempo. O boxplot mensal (Figura 11b) confirma o comportamento sazonal, com menores concentrações entre maio e julho, quando os valores ficam abaixo de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A partir de agosto, há aumento das concentrações e maior dispersão dos dados, indicando maior variabilidade interanual. Setembro apresenta a maior mediana e a maior

amplitude interquartil, com ocorrência de outlier próximo a $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2007. Outubro também mantém concentrações elevadas, enquanto novembro e dezembro mostram redução gradual, embora ainda com alguns valores extremos, como observado em 2015. Esse padrão sazonal é consistente com o observado por Moreira *et al.* (2014), em estudo realizado no sul da Amazônia Legal, em Tangará da Serra (MT), os autores também verificaram maiores concentrações de material particulado grosso (MP_{10}) entre agosto e outubro, com forte correlação com o número de focos de queimadas no estado, reforçando que o aumento do material particulado nesse período esteve diretamente associado à intensificação do fogo.

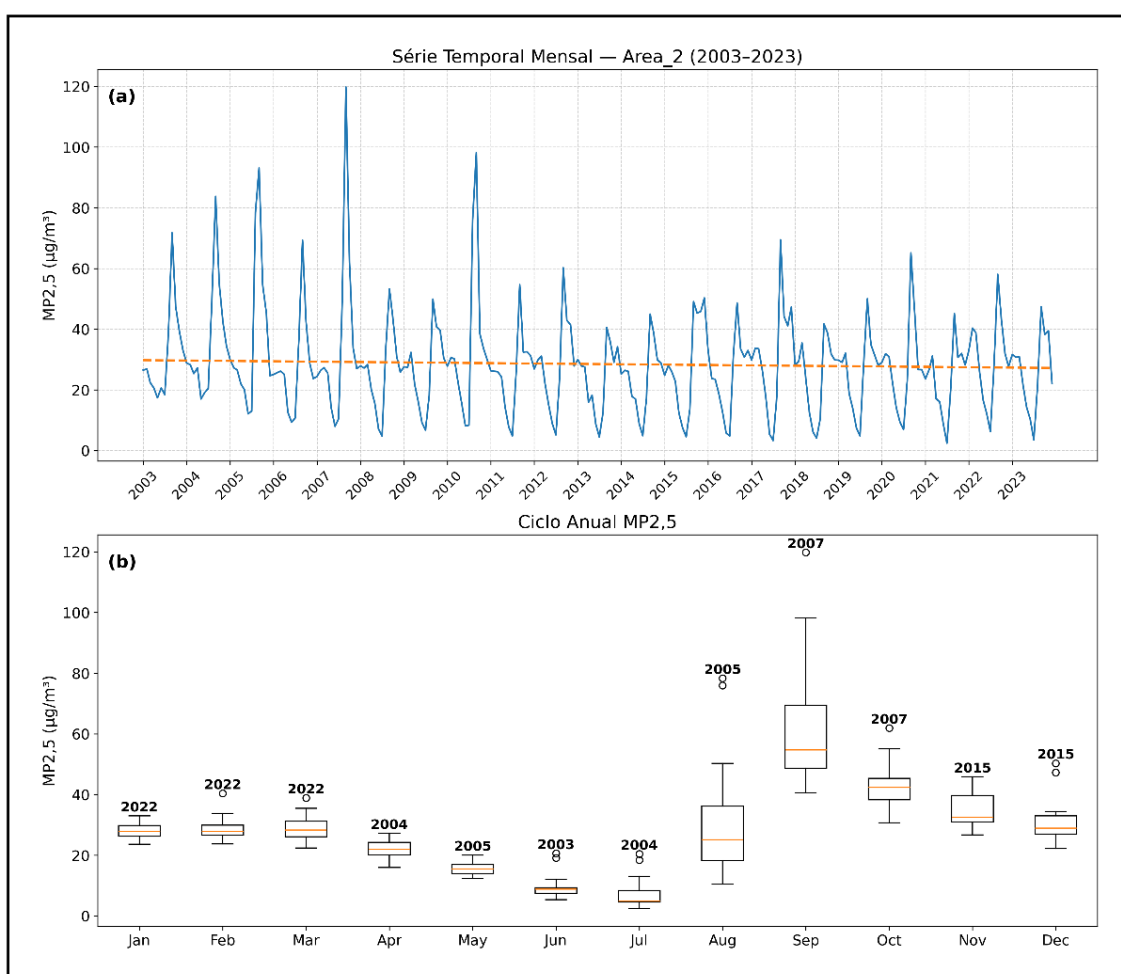


Figura 11. (a) Série temporal mensal, com linha tracejada representando a tendência linear no período e (b) ciclo anual da concentração de $\text{MP}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 2, no período de 2003 a 2023.

O gráfico da distribuição anual das concentrações de $\text{MP}_{2.5}$ na Área 2 (Figura 12) mostra que 50% dos valores se concentram, aproximadamente, entre 15 e $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com medianas próximas de 25 a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. As distribuições apresentam maior

concentração de valores entre a mediana e o terceiro quartil, com extensão para concentrações mais elevadas acima do terceiro quartil em todos os anos, sobretudo em anos como 2005 e 2010. Em 2005, o alongamento da distribuição em direção a valores mais altos desloca o terceiro quartil para concentrações próximas de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, indicando maior frequência de valores elevados de $\text{MP}_{2,5}$. Observam-se, ainda, distribuições mais amplas na maioria dos anos, indicando maior variabilidade das concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ ao longo dos meses. Além disso, é observada a presença de picos secundários, em faixas de menores concentrações, em anos como 2008, 2009, 2011, 2016 e 2018 podem estar associados aos anos com menor ocorrência de queimadas (INPE, 2026), sendo também anos marcados por episódios de La Niña, de acordo com o Oceanic Niño Index (ONI) (NOAA, 2026), o que pode ter afetado o regime de chuvas e criado condições menos favoráveis à propagação do fogo nessa região.

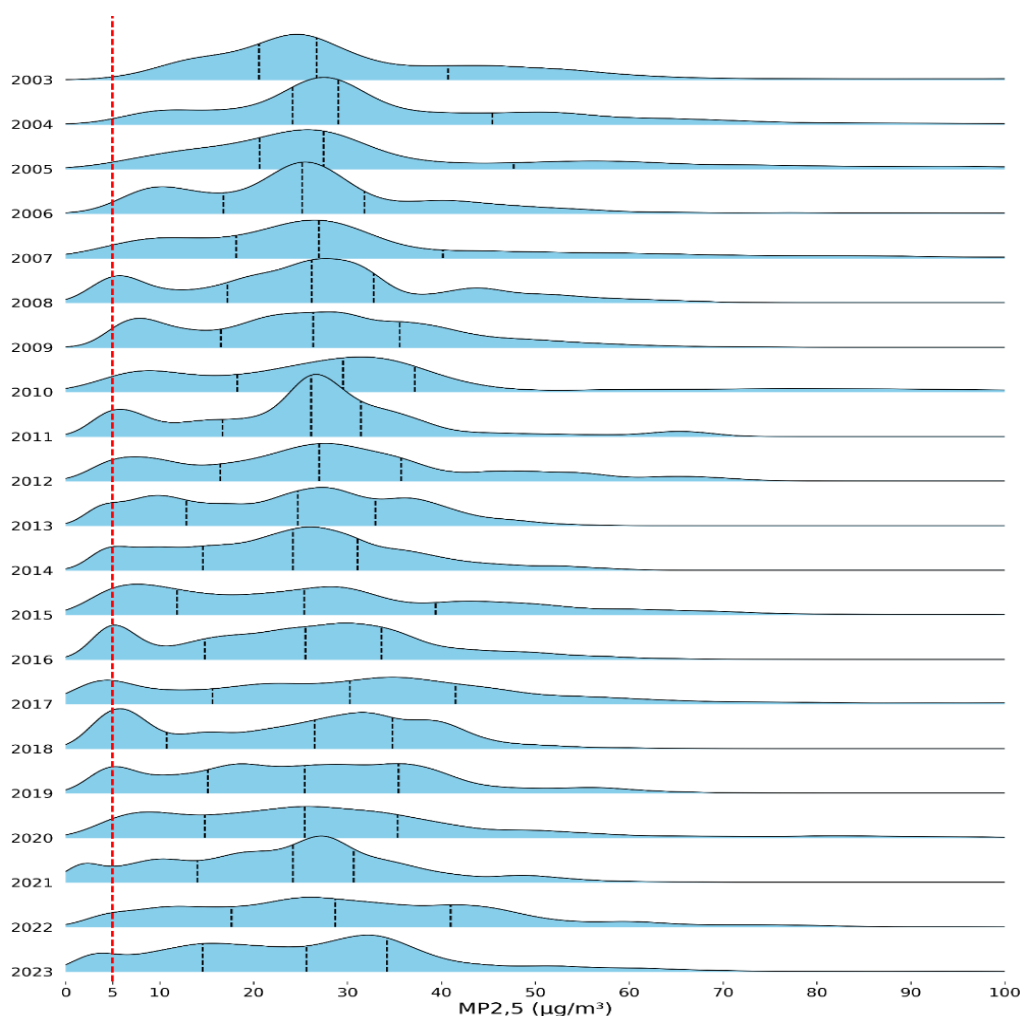


Figura 12. Distribuição anual da concentração de $\text{MP}_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 2 no período de 2003 a 2023. As curvas de densidade representam a distribuição dos valores anuais, enquanto as linhas tracejadas indicam os quartis de 25%, 50% e 75%. A linha vermelha tracejada representa o limite da OMS de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

A Figura 13 apresenta a série temporal mensal (Figura 13a) e o ciclo anual das concentrações de $MP_{2,5}$ (Figura 13b) na área 3, região sobre o “Arco do desmatamento” na Amazônia Legal. De modo geral, observa-se na série temporal mensal que os menores valores se encontram durante o período chuvoso, entre maio e julho, e máximos durante a estação seca, especialmente entre agosto e outubro. Além disso, observa-se elevada variabilidade interanual, com ocorrência de picos em anos específicos, como 2005, 2007 e 2010, quando as concentrações ultrapassam $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com máxima concentração próxima de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2005. Destaca-se que 2005 foi marcado por uma seca extrema associada ao aquecimento do Atlântico norte e 2010 por uma seca associada ao El Niño e aquecimento do Atlântico norte (Marengo; Spinoza, 2016; Jimenez *et al.*, 2018). A linha de tendência indica um aumento das concentrações médias mensais ao longo do período analisado em aproximadamente $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O ciclo anual da área 3 (Figura 13b) evidencia que as menores medianas ocorrem entre maio e julho, enquanto agosto e setembro concentram os valores mais elevados e maior dispersão, com concentrações máximas, variando de 90 a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nos anos de 2007 e 2005, respectivamente. Tais resultados indicam que, embora a Área 3 não apresente a mesma magnitude observada na Área 1, mas ainda registra episódios relevantes de elevada concentração durante anos de seca mais intensa.

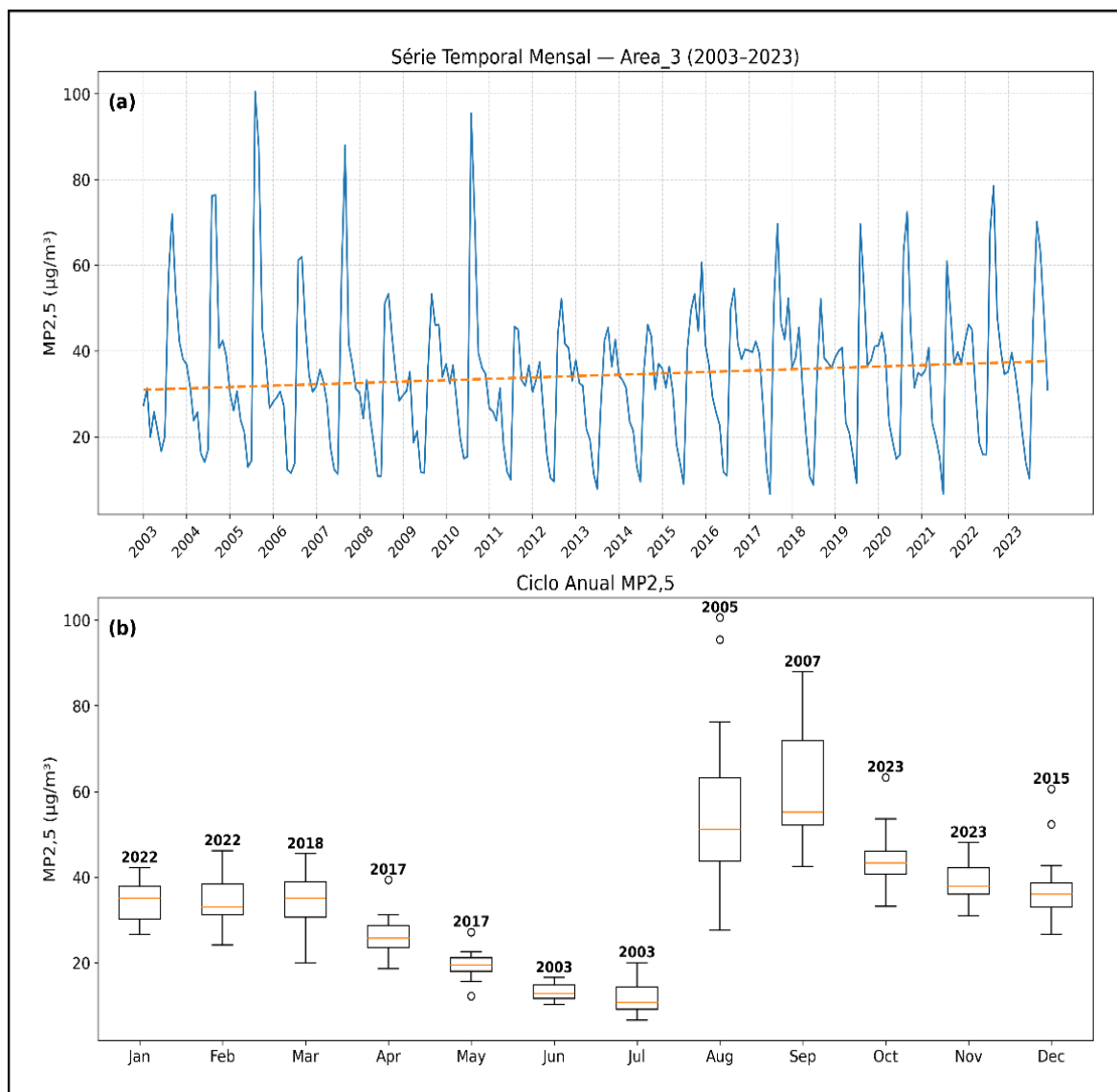


Figura 13. (a) Série temporal mensal, com linha tracejada representando a tendência linear no período e (b) ciclo anual da concentração de $MP_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) na Área 3, no período de 2003 a 2023.

A distribuição anual da concentração de $MP_{2.5}$ na área 3 (Figura 14) mostra que até 50% dos valores se concentram, aproximadamente, entre 22 e 38 $\mu g/m^3$, com medianas próximas de 30 $\mu g/m^3$. As distribuições apresentam maior concentração de valores entre o segundo e o terceiro quartil, com extensão para concentrações mais elevadas acima do terceiro quartil em praticamente todos os anos, assim como observado na área 1 e 2. Além disso, observa-se variabilidade interanual significativa, com anos caracterizados por distribuições mais dispersas e a presença de picos secundários, em faixas de menor concentração, observada em anos como em 2006, 2012 e

2018, o que também pode estar associado a baixa ocorrência de queimadas e a influência de episódios de La Niña (INPE, 2026; NOAA, 2026). De forma geral, a Área 3 apresenta padrão semelhante ao da Bacia Amazônica, porém com intensidade ligeiramente superior no período seco. Destaca-se que essa região é caracterizada como uma região sob influência significativa das queimadas e do desmatamento, conforme apontado por Silva Junior *et al* (2022) e Valente e Laurini (2023), onde os autores destacam a concentração dos focos de fogo e da área queimada ao longo do arco do desmatamento, sendo a faixa onde se intensificam as pressões associadas à expansão agropecuária e às mudanças no uso da terra.

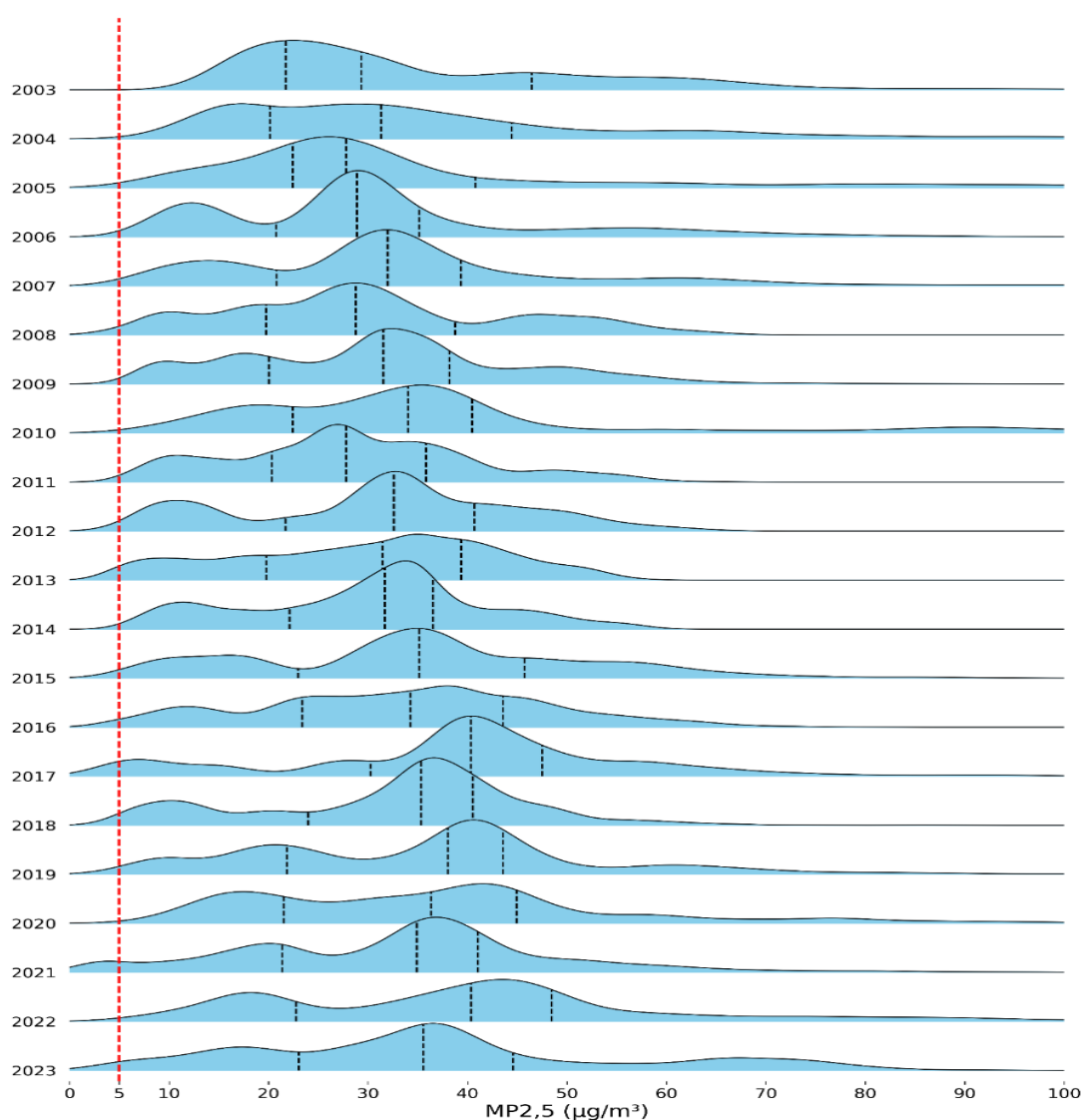


Figura 14. Distribuição anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) na Área 3 no período de 2003 a 2023. As curvas de densidade representam a distribuição dos valores anuais, enquanto as linhas tracejadas indicam os quartis de 25%, 50% e 75%. A linha vermelha tracejada representa o limite da OMS de $5 \mu g/m^3$.

A figura 15 representa o ciclo anual e a série temporal mensal da área 4, representando a região central da Bacia Amazônica. A série temporal mensal (Figura 15a) mostra uma variabilidade interanual, com maiores concentrações também observadas no período seco da região. As maiores concentrações foram observadas entre agosto e novembro, destacando-se valores acima de $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em novembro de 2023 e dezembro de 2015. A linha de tendência indica um aumento relevante nas concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ em aproximadamente $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ao longo dos anos nessa região.

Embora os valores máximos de $\text{MP}_{2,5}$ sejam menores quando comparados às áreas 1, 2 e 3, observa-se maior amplitude interquartil, principalmente entre os meses de agosto e dezembro, além do mês de março (Figura 15b). Esse padrão sugere que as concentrações na região não parecem ser explicadas exclusivamente por episódios extremos de queimadas locais, mas também pela influência do transporte regional de aerossóis de longas distâncias e da dinâmica da circulação atmosférica na Bacia Amazônica. Essa interpretação é coerente com Artaxo *et al.* (2013), que demonstraram que, na Amazônia Central, a carga de aerossóis finos aumenta na estação seca em função do transporte de longa distância de partículas provenientes da queima de biomassa. Do mesmo modo Ribeiro *et al.* (2020), ao analisarem a Região Metropolitana de Manaus (RMM) durante o evento de El Niño de 2015–2016, mostraram que a degradação da qualidade do ar na Amazônia Central também está associada ao transporte regional de fumaça, com aumento de marcadores de queima de biomassa, como CO, mesmo em uma área sem predomínio de fontes locais de fogo. Os autores ainda observaram que a coluna de CO na RMM pode incluir contribuições de outras regiões, inclusive do nordeste do Brasil e da África, embora o principal sinal durante o evento estudado esteja associado às queimadas amazônicas.

As menores medianas ocorrem em junho e julho, variando entre 14 e $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A partir de agosto observa-se um aumento das concentrações, com medianas próximas de $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em setembro e valores ainda elevados em outubro e novembro. Diferentemente das Áreas 1 e 3, a Área 4 não apresenta concentrações maiores do que $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, embora se observe valores ainda elevados em anos específicos, como agosto de 2005 e em meses da estação chuvosa como 2015 e 2023 (Figura 15b). Esse padrão também é consistente com resultados reportados para o monóxido de carbono (CO) na região. Em estudo realizado na Região Metropolitana de Manaus,

observou-se que as maiores concentrações de CO ocorreram em dezembro de 2015, indicando a influência de episódios de fumaça associados às queimadas sobre a qualidade do ar regional em anos extremos (Signori *et al.*, 2023).

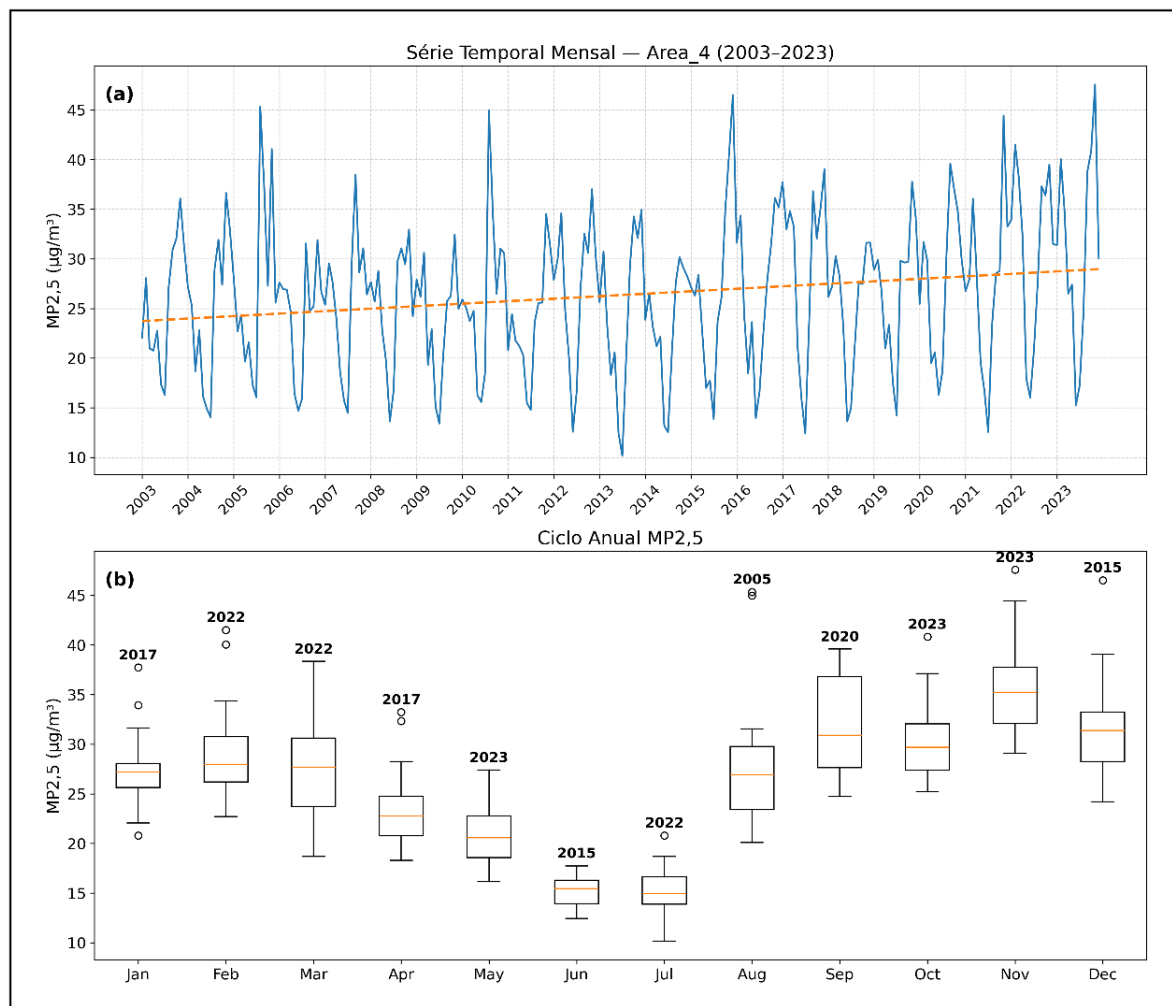


Figura 15. (a) Série temporal mensal, com linha tracejada representando a tendência linear no período e (b) ciclo anual da concentração de $MP_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) na Área 4, no período de 2003 a 2023

A distribuição anual da concentração de $MP_{2.5}$ para a Área 4 (Figura 16) mostra que a maior parte dos valores se concentram na faixa central entre 20 e 35 $\mu g/m^3$ na maioria dos anos. Observa-se que ao longo dos anos, a mediana pode variar de 25-35 $\mu g/m^3$. Em alguns anos, como 2015, 2016, 2017, 2020 e 2023, há extensão da distribuição para valores acima de 40 $\mu g/m^3$, indicando ocorrência de episódios mais intensos durante a estação seca, embora sem atingir os níveis máximos registrados em outras áreas. Outro aspecto importante é que as distribuições apresentam largura relativamente ampla na faixa central recorrente a partir de 2015, o que indica maior

variabilidade das concentrações de $MP_{2,5}$ a partir desse ano. Esse comportamento difere do observado em outras áreas, onde as distribuições são mais concentradas e os episódios de máximos aparecem de forma mais marcada. Além disso, a partir de 2015, observa-se um deslocamento das distribuições para valores um pouco mais elevados, com medianas próximas de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como em 2022 e 2023. Esse padrão é consistente com a tendência observada na série temporal, que indica aumento gradual das concentrações médias ao longo do período analisado. De forma geral, a área 4 apresenta concentrações predominantemente moderadas, com variabilidade ao longo dos anos e episódios ocasionais de valores mais elevados, porém sem atingir os níveis máximos observados em outras áreas analisadas.

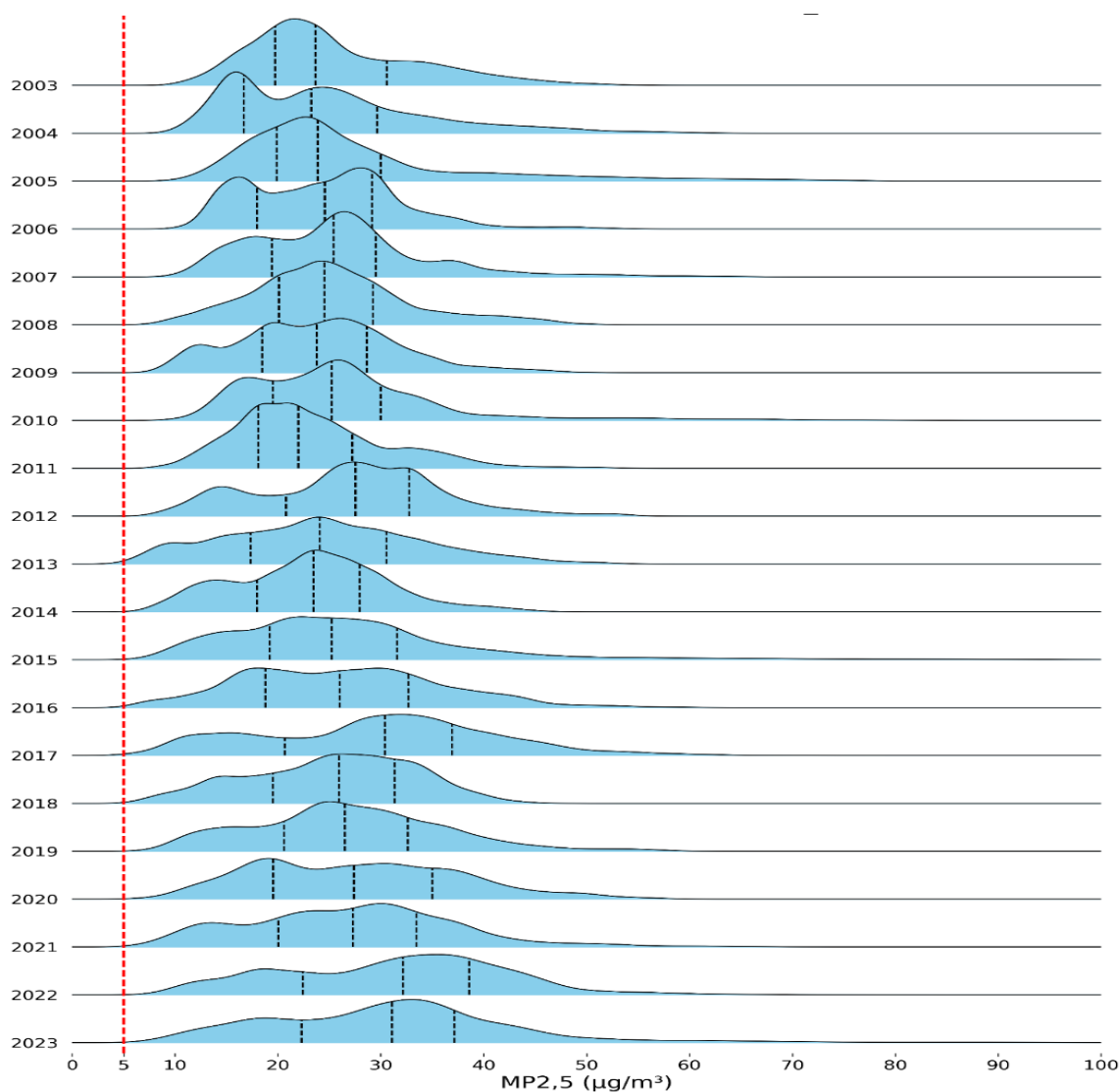


Figura 16. Distribuição anual da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) na Área 4 no período de 2003 a 2023. As curvas de densidade representam a distribuição dos valores anuais, enquanto as linhas tracejadas indicam os quartis de 25%, 50% e 75%. A linha vermelha tracejada representa o limite da OMS de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

5.3. Tendências da concentração do MP_{2,5}

A Figura 17 apresenta a tendência anual das concentrações de MP_{2,5} na Bacia Amazônica para o período de 2003 a 2023, estimada a partir do teste não paramétrico de Mann-Kendall, considerando apenas os pixels com tendência estatisticamente significativa ($p < 0,05$). Os valores de tendência são expressos em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ por ano, onde cores em tons de azul indicam tendência de redução nas concentrações, enquanto tons avermelhados representam tendência de aumento.

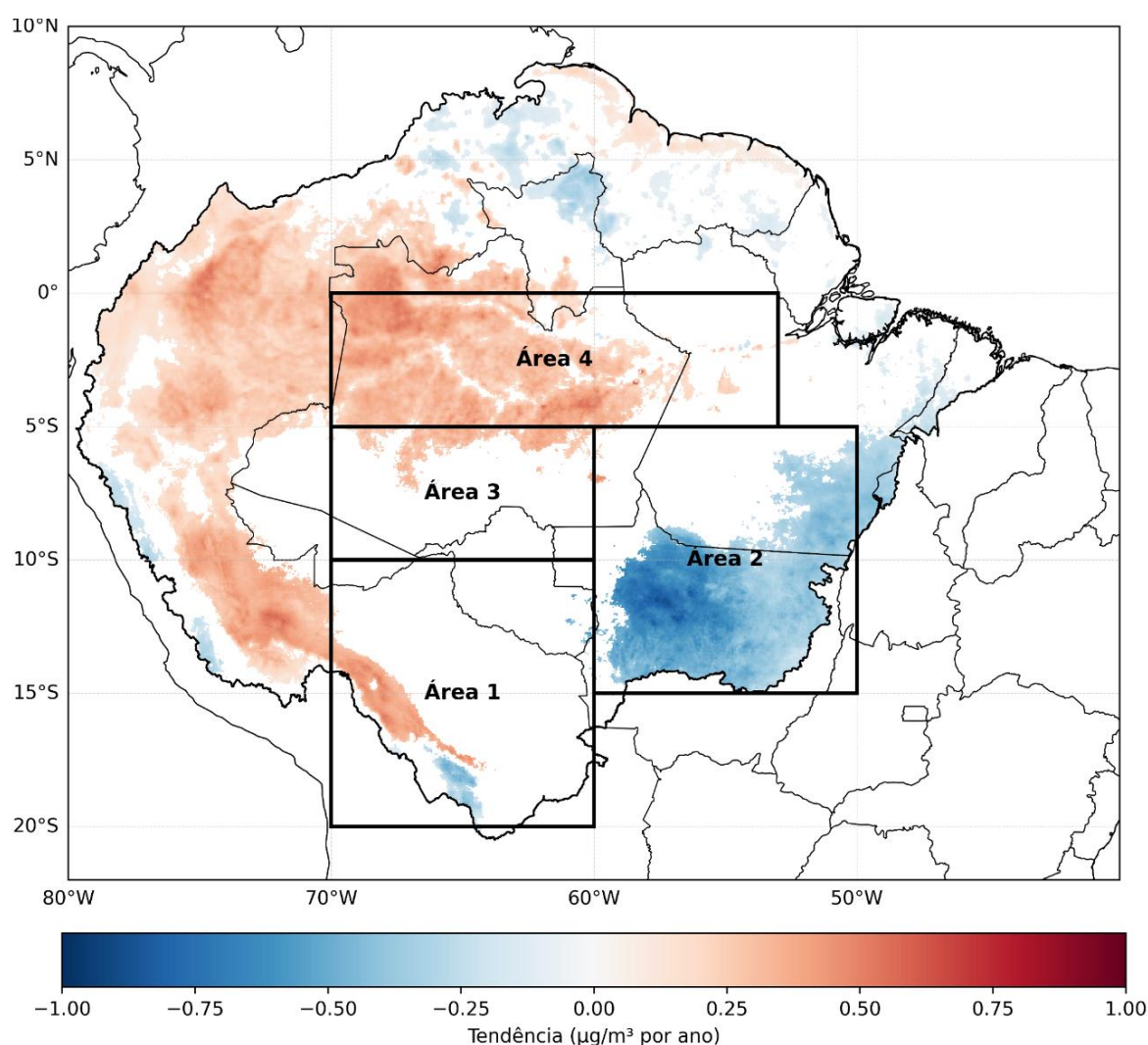


Figura 17. Tendência anual da concentração de MP_{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ por ano) na Bacia Amazônica no período de 2003 a 2023, estimada pelo teste de Mann-Kendall, com delimitação das quatro áreas de análise. Os tons em vermelho indicam tendência de aumento das concentrações, enquanto os tons em azul representam tendência de redução. As áreas em branco correspondem a locais sem tendência estatisticamente significativa. Os retângulos em preto delimitam as Áreas 1, 2, 3 e 4 utilizadas nas análises regionais.

Por outro lado, tendências negativas mais intensas concentram-se principalmente na porção sudeste da bacia, especialmente na região correspondente à Área 2 definida neste estudo, abrangendo partes do Mato Grosso e do sul do Pará. Nessa região predominam valores negativos, indicando redução nas concentrações de $MP_{2,5}$ ao longo do período analisado. O que é coerente com o resultado encontrado por Correia Filho *et al.* (2024), que identificaram tendência semelhante de redução do $MP_{2,5}$ no estado do Mato Grosso e em áreas adjacentes, sugerindo que essa diminuição pode estar associada, entre outros fatores, à adoção de práticas agrícolas como o plantio direto. Além disso, o padrão de tendência negativa observado também pode estar correlacionado com o processo de ocupação nessas áreas, pois grande parte das áreas florestais do norte do Mato Grosso já foi convertida para pastagens e agricultura ao longo das últimas décadas. Com a consolidação desse processo de ocupação, a abertura recente de novas áreas tende a ser menor, o que pode reduzir a ocorrência de queimadas associadas à conversão de floresta, consistente com o observado por Kohler *et al.*, 2021. Outros estudos também apontam o declínio de incêndios em municípios do sul do Pará, atribuído a políticas eficazes de combate ao desmatamento, à moratória da soja, que influenciam o uso da terra e a dinâmica do fogo, bem como práticas produtivas sustentáveis na região (Araújo *et al.*, 2020; Garcia *et al.*, 2021). Dados de focos de queimadas e desmatamento do INPE confirmam a redução gradual no número de focos de queimadas e nas taxas de desmatamento no estado de Mato Grosso e Pará ao longo dos anos (INPE, 2026; TERRABRASILIS, 2026).

Assim, essas duas regiões configuram os setores onde se observam os padrões mais claros de tendência significativa nas concentrações de $MP_{2,5}$ ao longo do período analisado. Por outro lado, a porção sul da bacia (Área 1), predomina a ausência de tendências significativas nas concentrações de $MP_{2,5}$, indicando relativa estabilidade. No entanto, algumas áreas localizadas próximas ao limite oeste da área delimitada apresentam tendências positivas, indicando aumento gradual nas concentrações de $MP_{2,5}$. Além disso, observa-se uma região com tendência negativa no setor sul da área. Já a Área 3, localizada na porção centro-sul da bacia, também é majoritariamente caracterizada pela ausência de tendências, com exceção de sua porção norte, próxima à Área 4, onde predominam sinais positivos, possivelmente associados aos mesmos fatores que contribuem para o aumento das concentrações.

Os resultados dos testes de Mann-Kendall e Pettitt aplicados às séries anuais de $MP_{2,5}$ nas quatro áreas selecionadas da Bacia Amazônica são apresentados na Figura 18, destacando-se que há um comportamento distinto entre as áreas, com diferenças tanto na significância estatística das tendências quanto na identificação de pontos de mudança ao longo da série temporal.

Na Área 1 (Figura 18a), o teste de Mann-Kendall não indicou tendência estatisticamente significativa ao longo do período analisado ($p = 0,880$). Embora a inclinação estimada apresente sinal negativo, esse comportamento não possui significância estatística, indicando estabilidade das concentrações anuais de $MP_{2,5}$ no período analisado. De forma consistente, o teste de Pettitt também não identificou um ponto de mudança significativo na série ($p = 0,376$). Esses resultados indicam que, na Área 1, não há evidências robustas de mudança temporal significativa nas concentrações anuais de $MP_{2,5}$ entre 2003 e 2023. Já na Área 2 (Figura 18b), observa-se uma tendência negativa estatisticamente significativa ($p = 0,024$), indicando redução das concentrações anuais de $MP_{2,5}$ ao longo da série. Esse resultado é reforçado pelo teste de Pettitt, que identificou que houve um ponto de mudança significativa na tendência em 2011 ($p = 0,046$). De fato, visualmente, observa-se que os maiores valores se concentram no início da série, enquanto os anos posteriores tendem a apresentar frequências relativamente menores, indicando mudança consistente no comportamento temporal das concentrações anuais nessa área.

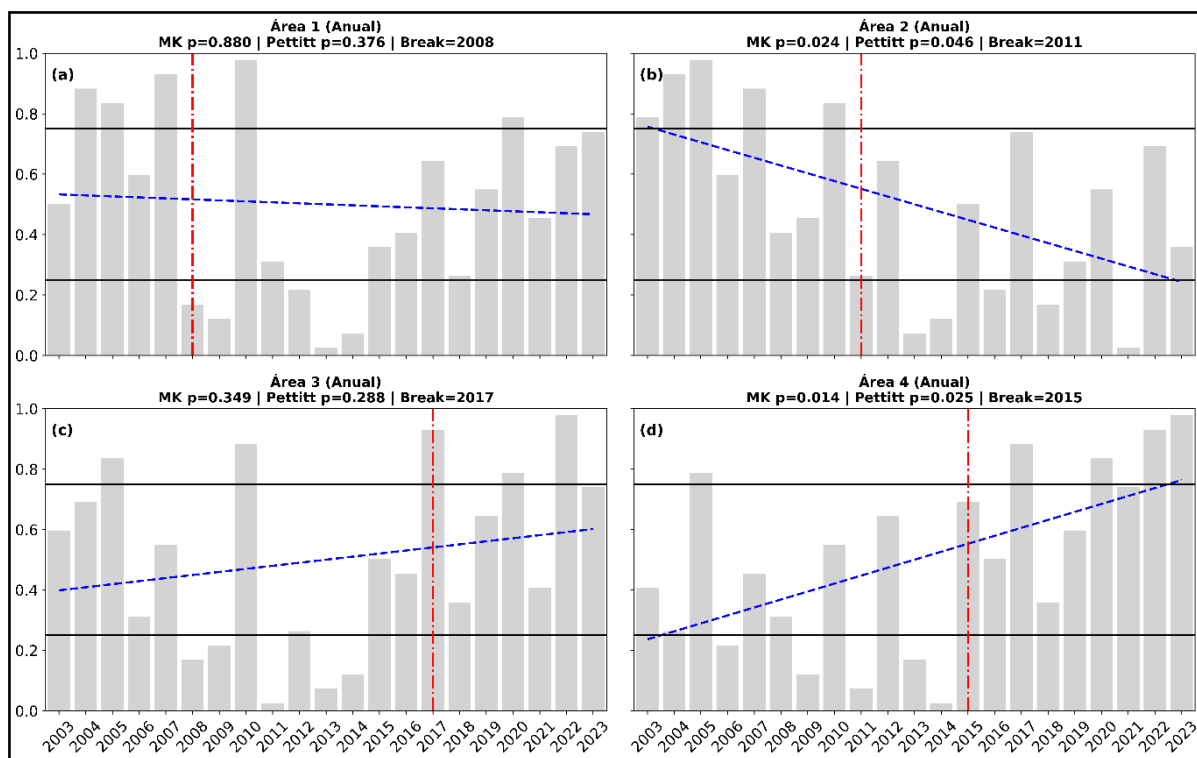


Figura 18. Variação temporal anual padronizada da concentração de $MP_{2,5}$ nas Áreas 1, 2, 3 e 4 da Bacia Amazônica entre 2003 e 2023, com os respectivos resultados dos testes de Mann-Kendall e de Pettitt. As barras em cinza correspondem aos valores anuais padronizados, a linha azul tracejada representa a tendência temporal da série e a linha vermelha tracejada indica o ano de mudança na tendência estimado pelo teste de Pettitt. As linhas horizontais pretas representam os percentis 25% e 75% da distribuição dos valores anuais, permitindo identificar os anos com concentrações relativamente mais baixas, abaixo do percentil 25%, e mais elevadas, acima do percentil 75%.

Em relação a Área 3 (Figura 18c), o teste de Mann-Kendall não apontou tendência estatisticamente significativa ($p = 0,349$), apesar da inclinação positiva observada na linha de tendência. O teste de Pettitt também não indicou ponto de mudança significativa na tendência ($p = 0,288$). Diferentemente, a Área 4 (Figura 18d), apresenta tendência positiva estatisticamente significativa ($p = 0,014$) de aumento das concentrações anuais de $MP_{2,5}$ ao longo da série. O teste de Pettitt corroborou esse resultado ao identificar um ponto de mudança significativo em 2015 ($p = 0,025$), sugerindo alteração no comportamento das concentrações anuais de $MP_{2,5}$ a partir desse ano. Essa tendência positiva indicada e o ponto de mudança observados na Área 4 a partir de 2015 pode estar associada ao agravamento de queimadas nessa região, em um contexto de seca extrema associada ao evento El Niño de 2015, o que é consistente com os resultados de Ribeiro *et al.* (2020), que evidenciaram agravamento da poluição atmosférica na Amazônia Central durante o El Niño de 2015–2016, associado

ao aumento das queimadas e da influência da fumaça sobre a qualidade do ar na região. Além disso, os autores reforçam que a seca de 2015 foi possivelmente a primeira associada ao aumento da queima de biomassa em áreas raramente afetadas por incêndios, como a Amazônia central. Esse resultado também é coerente com Ferron *et al.* (2024), que mostraram aumento expressivo da frequência de condições simultaneamente quentes, secas e favoráveis ao fogo no norte da Amazônia nas últimas décadas, e com Signori *et al.* (2026), que destacaram que eventos intensos de El Niño podem intensificar e prolongar a seca na Amazônia central e setentrional, favorecendo a ocorrência de fogo mesmo em áreas historicamente menos afetadas.

De modo geral, observa-se também nas quatro áreas analisadas, que os anos com maior concentração do $MP_{2,5}$, com valores acima do percentil 75% coincidem com a atuação do El Niño–Oscilação Sul (ENOS) e anomalias no Atlântico Tropical Norte, como em 2003, 2004, 2005, 2007, 2010, 2020, 2022 e 2023 (Marengo *et al.*, 2008, 2011; Jiménez *et al.*, 2018; Brando *et al.*, 2019; Costa e Marengo, 2023; NOAA, 2026). Entre esses anos, destacam-se 2020 e 2022, associados à fase fria do ENOS. Nesses casos, ao contrário do padrão normalmente esperado para episódios de La Niña, que em geral estão associados a condições relativamente mais úmidas e, portanto, a menor favorecimento das queimadas em parte da Amazônia, os resultados deste estudo indicam aumento das concentrações de $MP_{2,5}$ nas áreas 1, 3 e 4. Esse comportamento sugere que, nesses anos, a elevada concentração do $MP_{2,5}$ esteve associada à intensificação das queimadas, impulsionadas pelo avanço do desmatamento. Segundo Costa *et al.* (2022), o número de incêndios na Amazônia brasileira aumentou, particularmente em 2020, correlacionando-se com o aumento das taxas de desmatamento. Correia Filho *et al.* (2024) também verificaram que, em 2020, os máximos anuais médios de $MP_{2,5}$ na Amazônia ultrapassaram $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De fato, segundo dados do Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Amazônia (PRODES), operado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) o ano de 2020 registrou recorde na taxa de desmatamento na Amazônia brasileira desde 2009, e especialmente em 2022, o Amazonas registrou recorde histórico na taxa desmatamento e focos de queimadas, o que pode explicar o valor elevado na área 3.

Por outro lado, os anos com concentrações abaixo do percentil 25% representam períodos de menor concentração relativa de $MP_{2,5}$ em cada área. Esses anos

podem estar associados a condições menos favoráveis à emissão de material particulado, podendo estar relacionado com menor ocorrência de queimadas e maior frequência de precipitação. Dessa forma, os anos abaixo do primeiro quartil não indicam ausência de poluição por $MP_{2,5}$, mas sim períodos em que as condições climáticas, meteorológicas e/ou antrópicas foram menos favoráveis ao acúmulo de material particulado fino. O ano de 2011, por exemplo, ficou abaixo do percentil 25% na área 1, 3 e 4, o que coincidiu com um evento La Niña e redução recorde no desmatamento na Amazônia legal (NOAA, 2026, TERRABRASILIS, 2026). Espinoza *et al.*, (2012), constata que a persistência de um episódio de La Niña levou à convergência intensa de umidade e precipitação elevada, culminando em enchentes excepcionais na Amazônia ocidental em 2011.

A fim de aprofundar a análise da variabilidade temporal das concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, realizou-se também a avaliação das tendências por trimestres, com base no teste de Mann-Kendall, considerando apenas as áreas com significância estatística ($p < 0,05$) (Figura 19). Desse modo, é possível verificar que as tendências sazonais das concentrações de $MP_{2,5}$ apresentam um padrão espacial heterogêneo ao longo do período analisado.

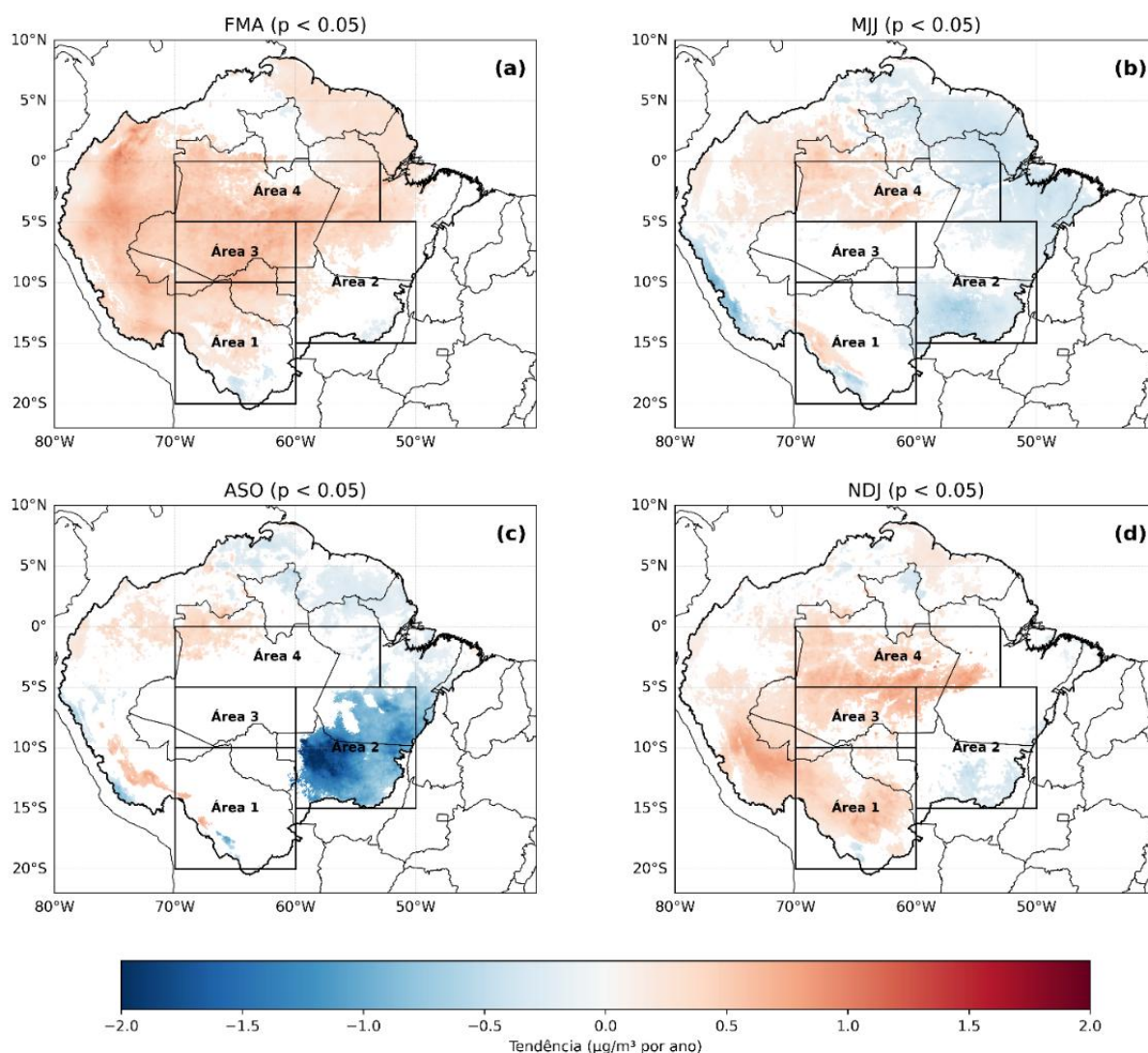


Figura 19. Distribuição espacial das tendências das concentrações de MP_{2,5} na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, para os trimestres: (a) fevereiro–março–abril (FMA); (b) maio–junho–julho (MJJ); (c) agosto–setembro–outubro (ASO); e (d) novembro–dezembro–janeiro (NDJ). São apresentadas apenas as tendências estatisticamente significativas pelo teste de Mann-Kendall ($p < 0,05$). Os tons de vermelho representam aumento das concentrações de MP_{2,5}, enquanto os tons de azul indicam redução, sendo a intensidade das cores proporcional à magnitude da tendência (µg/m³ por ano). As áreas em branco correspondem a locais sem tendência estatisticamente significativa. Os retângulos em preto delimitam as Áreas 1, 2, 3 e 4 utilizadas nas análises regionais.

No período FMA (19a) observam-se tendências positivas nas concentrações de MP_{2,5} no oeste, sudoeste, sul, norte e região central da bacia, abrangendo áreas do Peru, da Colômbia e estados da Amazônia brasileira, especialmente o estado do Amazonas, Acre, Rondônia e oeste do Pará. Para NDJ, a região de tendências positivas é mais restrita, cobrindo, principalmente, a região central da Amazônia (Figura 19d).

Considerando que esses trimestres correspondem ao período mais úmido ou de transição para a estação chuvosa, esse resultado indica que o aumento das concentrações de $MP_{2,5}$ não é restrita ao auge da estação seca.

Conforme apontado por Feron *et al.* (2024), condições favoráveis à ocorrência de incêndios têm se tornado mais frequentes na América do Sul, especialmente no verão austral (DJF), em associação com anomalias da temperatura da superfície do mar no Pacífico tropical e no Atlântico. Os autores também destacam que, embora extremos de seca aumentem o risco de incêndios, a atividade de fogo na Amazônia não é controlada apenas pelo clima, dependendo fortemente de pressões antrópicas. Nesse sentido, a interação entre variabilidade climática e ação humana pode contribuir para explicar as tendências positivas observadas em partes do norte da bacia, ao favorecer maior recorrência de fogo e, conseqüentemente, maior presença de material particulado na atmosfera.

O que também é consistente com estudos que mostram que secas extremas na Amazônia podem se prolongar para além do pico da estação seca e afetar diferentes porções da bacia. A seca de 2015-2016 atingiu o auge durante a primavera e o verão austral (SON e DJF), estendendo-se pela estação seca (JJA) (Erfanian *et al.*, 2017). De forma semelhante, Marengo *et al.* (2024) apontam que a seca de 2023–2024 que houve persistência das condições secas em DJF de 2024 e atraso no início da estação chuvosa. Signori *et al.* (2026) também demonstram que, em 2023, a atuação conjunta do El Niño, do aquecimento do Atlântico Tropical Norte e do Dipolo positivo do Oceano Índico favoreceu maior atividade de fogo na Amazônia central e norte durante outubro-novembro. Assim, a tendência positiva de $MP_{2,5}$ em NDJ pode estar associada à persistência dos efeitos da estação seca e ao atraso da retomada das chuvas, condições que favorecem a continuidade das queimadas. Esse padrão sugere que, em anos de seca extrema devido às anomalias climáticas, os impactos das queimadas sobre a qualidade do ar podem se prolongar para o início da estação chuvosa, especialmente nas porções central e norte da Bacia Amazônica.

No trimestre MJJ (Figura 19b), observa-se uma mudança importante no padrão espacial, com predomínio de tendências negativas mais na região norte do Pará, no estado do Mato Grosso e Amapá. Também se observam núcleos negativos na faixa andina e em parte da Bolívia. As tendências positivas, por sua vez, tornam-se mais

restritas e dispersas, ocorrendo principalmente no norte do Amazonas e na faixa noroeste da bacia. Em contraste, o trimestre ASO (Figura 19c) foi o que apresentou tendência de reduções mais acentuada nas concentrações de $MP_{2,5}$, com maior intensidade na Área 2, abrangendo o Mato Grosso e sul do Pará com valores variando entre -1 a -2 $\mu g/m^3$ /por ano. Esse padrão apresenta semelhança parcial com o observado por Correia Filho *et al.* (2024), que identificaram reduções sazonais mais expressivas de $MP_{2,5}$ no centro da América do Sul, especialmente no outono e no inverno austral, com destaque para áreas do Mato Grosso e do Pará. Também não identificaram tendências significativas no Amazonas, nessas estações. Por outro lado, os autores identificaram tendência de aumento significativa na região noroeste e oeste do Amazonas na primavera, no norte de Roraima e na Venezuela, o que coincide parcialmente com o observado no trimestre ASO, que mostra uma tendência de aumento no noroeste do Amazonas, mas tendência de redução no norte de Roraima e Venezuela.

As figuras 20 e 21 apresentam os resultados dos testes de Mann-Kendall e Pettitt, para as quatro áreas selecionadas, considerando os trimestres FMA, MJJ, ASO e NDJ ao longo da série histórica. Na Área 1, foram observadas tendências positivas significativas em FMA e NDJ pelo teste de Mann-Kendall ($p = 0,00$) (Figura 20a; 20d). Em NDJ, essa tendência foi acompanhada de um ponto de mudança significativo em 2015 pelo teste de Pettitt ($p = 0,00$), indicando alteração no comportamento da série a partir desse ano (Figura 20d). Já nos trimestres MJJ e ASO, não foram identificadas tendências ou mudanças significativas (Figuras 20b; 20c). Em relação a Área 2, não houve tendência significativa em FMA e NDJ (Figura 20e; 20h). Em contrapartida, MJJ e ASO apresentaram tendências negativas significativas pelo teste de Mann-Kendall, com $p = 0,00$ e $p = 0,02$, respectivamente (Figuras 20f; 20g). Em ambos os trimestres, o teste de Pettitt indicou um ponto de mudança significativo em 2011 ($p = 0,03$), sugerindo redução da concentração de $MP_{2,5}$ após esse período.

Na Área 3, foram observadas tendências positivas significativas em FMA ($p = 0,00$) e NDJ ($p = 0,02$), ambas acompanhadas de pontos de mudança significativos em 2015 pelo teste de Pettitt (Figura 21i; 21l), indicando alteração no comportamento da concentração de $MP_{2,5}$ a partir desse ano. Já em MJJ e ASO, não foram observadas tendências significativas (Figura 21j; 21k). Na Área 4, o trimestre FMA apresentou tendência positiva significativa ($p = 0,00$), com ponto de mudança significativo em 2017 ($p = 0,02$) (Figura 21m). Em NDJ, embora a inclinação da linha de tendência seja

positiva, o teste de Mann-Kendall não indicou significância estatística ao nível de 5% ($p = 0,07$); entretanto, o teste de Pettitt indicou ponto de mudança significativo em 2015 ($p = 0,02$) (Figura 21p). Nos trimestres MJJ e ASO, não foram observadas tendências significativas (Figura 21n; 21o).

De modo geral, os resultados referentes às tendências apresentadas mostram que os padrões de maior intensidade se concentram nos trimestres FMA, ASO e NDJ. Nesse sentido, essa diferença espacial e sazonal observada, indica que enquanto regiões historicamente associadas a maior ocorrência de queimadas e maiores níveis de poluição atmosférica apresentam sinais de redução nas concentrações de $MP_{2,5}$, áreas que tradicionalmente registravam níveis mais baixos passaram a apresentar tendências de aumento, inclusive em períodos do ano nos quais a atividade de queimadas é menos intensa. Portanto, esse padrão sugere que mudanças recentes na distribuição espacial e sazonal das concentrações de material particulado na Bacia Amazônica podem estar associadas à interação entre fatores antrópicos, como alterações no uso e cobertura da terra e nas dinâmicas de queimadas, e fatores climáticos que modulam a variabilidade das queimadas e influenciam os processos de transporte, dispersão e formação de aerossóis na atmosfera.

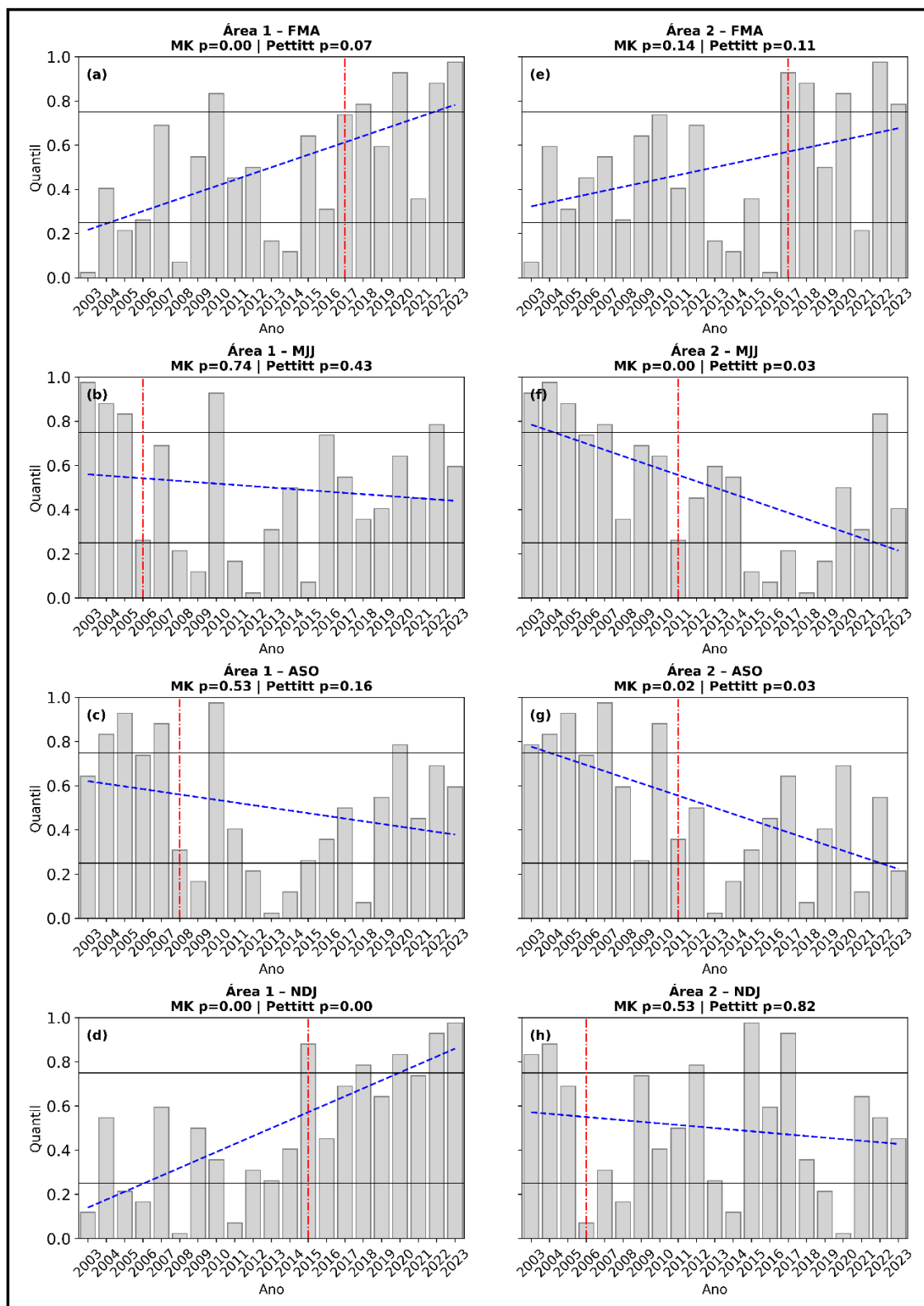


Figura 20. Variação temporal das concentrações de $MP_{2.5}$ nas Áreas 1 e 2 da Bacia Amazônica, entre 2003 e 2023, considerando os trimestres fevereiro–março–abril (FMA), maio–junho–julho (MJJ), agosto–setembro–outubro (ASO) e novembro–dezembro–janeiro (NDJ). As barras em cinza correspondem aos valores anuais padronizados, a linha azul tracejada representa a tendência temporal da série e a linha vermelha tracejada indica o ano de mudança na tendência estimado pelo teste de Pettitt. As linhas horizontais pretas representam os percentis 25% e 75% da distribuição dos valores anuais, permitindo identificar os anos com concentrações relativamente mais baixas, abaixo do percentil 25%, e mais elevadas, acima do percentil 75%.

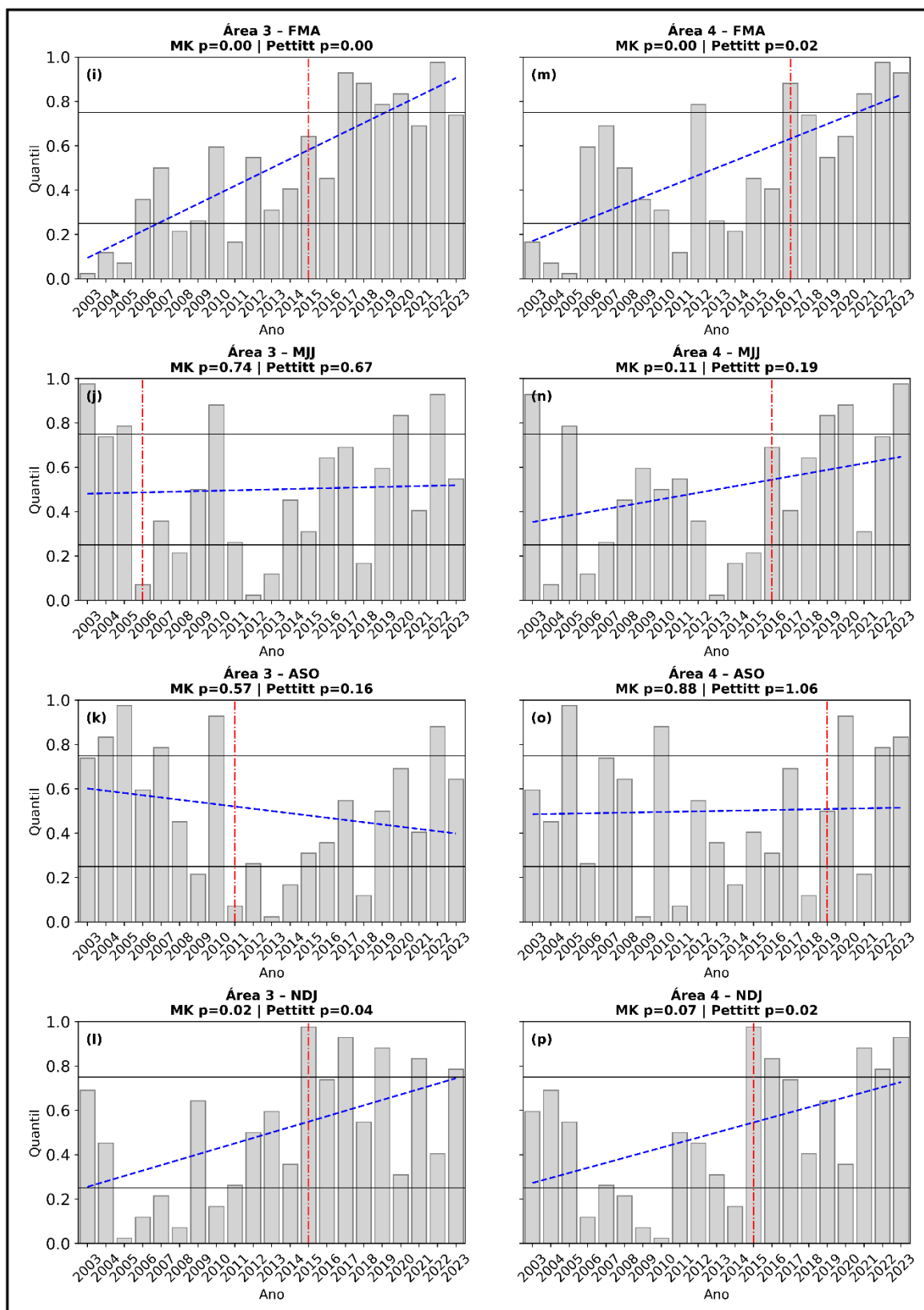


Figura 21. Variação temporal das concentrações de $MP_{2.5}$ nas Áreas 3 e 4 da Bacia Amazônica, entre 2003 e 2023, considerando os trimestres fevereiro-março-abril (FMA), maio-junho-julho (MJJ), agosto-setembro-outubro (ASO) e novembro-dezembro-janeiro (NDJ). As barras em cinza correspondem aos valores anuais padronizados, a linha azul tracejada representa a tendência temporal da série e a linha vermelha tracejada indica o ano de mudança na tendência estimado pelo teste de Pettitt. As linhas horizontais pretas representam os percentis 25% e 75% da distribuição dos valores anuais, permitindo identificar os anos com concentrações relativamente mais baixas, abaixo do percentil 25%, e mais elevadas, acima do percentil 75%.

5.4. Influência da sazonalidade, das queimadas e do ENOS nas concentrações de $MP_{2,5}$

Após a identificação dos padrões espaciais, sazonais e temporais das concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, bem como das diferenças observadas entre as áreas analisadas, buscou-se compreender quais fatores estão mais associados à variabilidade do material particulado na atmosfera. Além da influência direta das queimadas, já evidenciada principalmente durante a estação seca e nas áreas mais pressionadas pelo uso do fogo, também foi considerado o papel da variabilidade climática de grande escala, especialmente o ENOS, que pode modificar as condições meteorológicas favoráveis à ocorrência e à propagação das queimadas. Assim, esta etapa da análise teve como objetivo quantificar a contribuição relativa da sazonalidade, das queimadas e do ENOS para a variabilidade espacial do $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, por meio de uma análise de composição e de um modelo de regressão linear múltipla.

Em relação aos fatores climáticos que modulam a variabilidade das queimadas, Signori *et al.* (2026) mostraram que na presença do evento extremo de El Niño ocorrido em 2023, houve aumento das queimadas na região nordeste da Amazônia, o que pode acarretar o aumento do $MP_{2,5}$. Assim, para investigar a relação entre os eventos ENOS e a variabilidade espacial do $MP_{2,5}$ na bacia Amazônica, associada às queimadas durante a estação seca foi realizada uma análise de composição bimestral nos dados de $MP_{2,5}$, para a diferença entre anos de El Niño (2004, 2006, 2009, 2015 e 2023) e La Niña (2007, 2010, 2011, 2016, 2017, 2020, 2021 e 2022), para quatro bimestres entre os meses de agosto e dezembro, cobrindo os períodos seco e de transição seco-chuvoso da região.

As análises bimestrais das composições, ilustradas na Figura 22, apresentam um padrão espacial bem definido, no qual se percebe a importância da modulação climática na concentração de $MP_{2,5}$ sobre a Amazônia Central durante a fase de desenvolvimento do fenômeno ENOS. De forma geral, pode-se perceber que a influência do ENOS não é uniforme ao longo de todo o período e apresenta uma progressão espacial e quantitativa ao longo dos meses analisados, sendo que a maior influência ocorre na porção central e leste da bacia nos bimestres de outubro-novembro e novembro-dezembro, respectivamente.

Em agosto-setembro (Figura 22a) o padrão dominante é de anomalias negativas não significativas sobre a maior parte da bacia, indicando menores concentrações

em anos de El Niño, quando comparado com La Niña. Provavelmente, pelo fato de que, no início da estação seca, o El Niño ainda não desenvolveu plenamente seu mecanismo de supressão de convecção sobre a Amazônia, as áreas com significância estatística são esparsas e fragmentadas, indicando fraca influência do ENOS neste período.

Em setembro e outubro (Figura 22b), as diferenças continuam negativas em grande parte da bacia, no entanto, há um indicativo de uma mudança de padrão na porção sudeste da bacia com anomalias positivas. Como este é o bimestre de intensificação das queimadas na Amazônia Legal, o sinal positivo (vermelho) sugere que o El Niño pode começar a modular a estação das queimadas, com a supressão da convecção (chuvas), impactando de forma mais acentuada a concentração de $MP_{2,5}$ na atmosfera desta região. Ao mesmo tempo, as áreas de significância predominam na porção norte da bacia.

Em outubro-novembro (Figura 22c), observa-se um aumento significativo das concentrações na porção central da bacia, ao mesmo tempo em que se observam anomalias negativas significativas ao norte do equador. Este ainda é um bimestre de estação seca na maior parte da Amazônia, marcado por picos históricos de queimadas (agosto-outubro). Além disso, sob a influência de El Niño, a combinação de redução das chuvas, aumento de temperatura e intensificação dos ventos de baixos níveis (transporte horizontal), pode gerar um aumento substancial na concentração de $MP_{2,5}$ na atmosfera e estatisticamente robusto.

Em novembro-dezembro (Figura 22d), a anomalia positiva se desloca e alonga para leste, consistente com a mudança no padrão de circulação de baixos níveis com o avanço da estação chuvosa (Ribeiro *et al.*, 2018b). No entanto, sob condições de El Niño, o déficit de precipitação, acompanhado do atraso no início da estação chuvosa, mantém condições favoráveis ao aumento de queimadas na porção leste da bacia. Esse comportamento também pode refletir o transporte de material particulado das queimadas que persistem no arco do desmatamento, uma vez que áreas de significância ainda são expressivas na região.

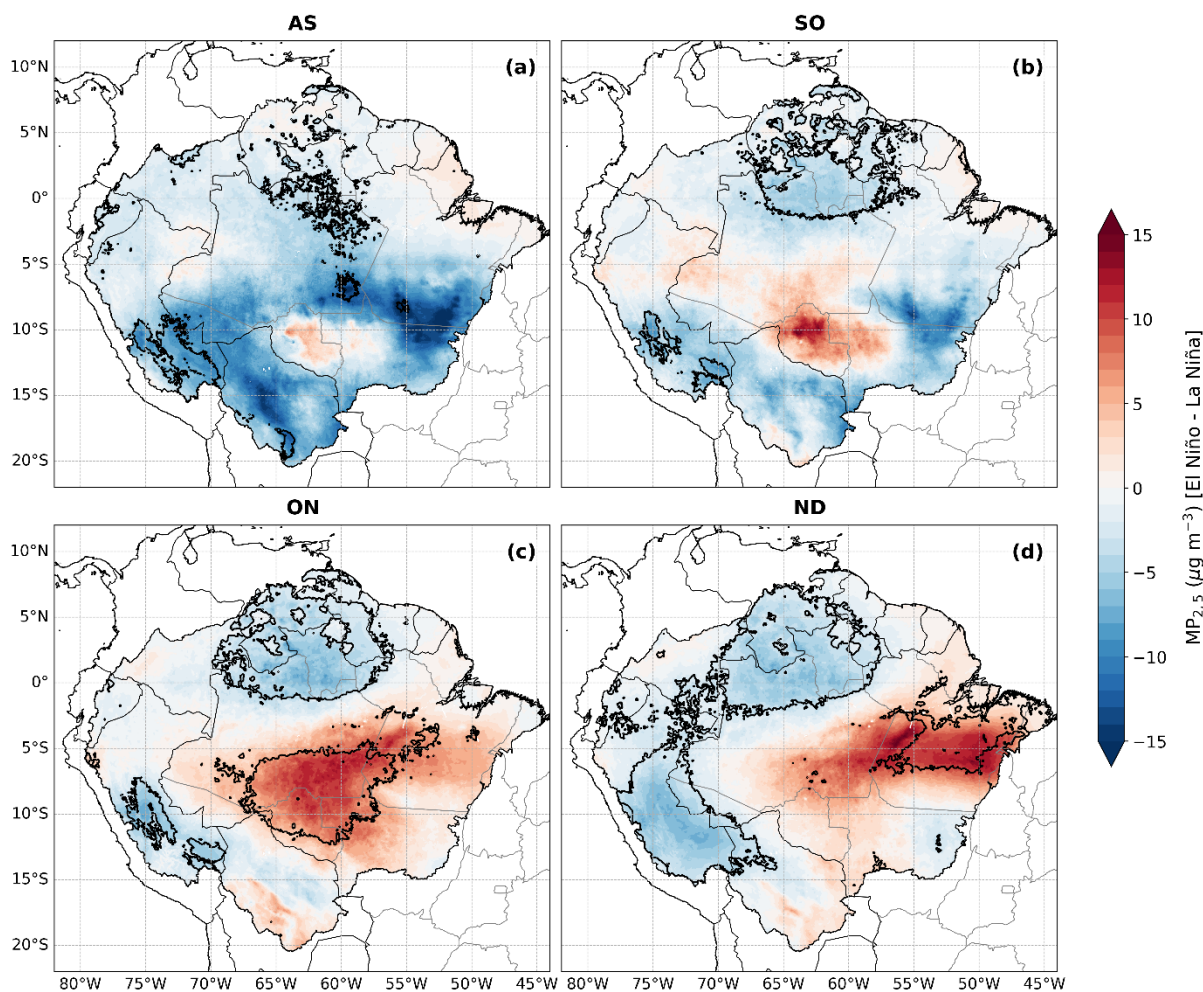


Figura 22. Diferença entre as anomalias médias compostas de MP_{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) em anos de El Niño e La Niña na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, para os bimestres: (a) agosto–setembro (AS), (b) setembro–outubro (SO), (c) outubro–novembro (ON) e (d) novembro–dezembro (ND). Os valores correspondem à diferença El Niño – La Niña. Os tons de vermelho indicam regiões onde as anomalias de MP_{2,5} são maiores durante anos de El Niño em relação aos anos de La Niña, enquanto os tons de azul representam valores menores durante El Niño; tons próximos ao branco indicam pequenas diferenças entre as duas fases. Os contornos em preto delimitam as regiões em que as diferenças são estatisticamente significativas ao nível de 5% ($p < 0,05$).

Com relação ao coeficiente de determinação (R^2), que expressa a quantidade da variância dos dados que é explicada pelo modelo de regressão linear, a Figura 23 evidencia que o modelo apresenta elevada capacidade de explicar a variância do MP_{2,5} na maior parte da bacia Amazônica, com valores de R^2 total frequentemente superiores a 60% (Figura 23a), especialmente na porção sul da Amazônia. Esse resultado indica que a combinação entre sazonalidade, queimadas e ENOS explica uma parcela importante da variabilidade mensal do MP_{2,5}.

A análise dos componentes individuais mostra que a variabilidade sazonal é o principal fator controlador na porção norte da bacia (Figura 23b), refletindo o papel

dominante do ciclo anual associado à alternância entre estações seca e chuvosa. Entretanto, nas regiões com maior ocorrência de queimadas, na porção sul da bacia, particularmente no arco do desmatamento, observa-se uma redução relativa do R^2 sazonal, acompanhada por um aumento do R^2 associado às queimadas, chegando em uma contribuição de aproximadamente 70% (Figura 23c). Nessa região, o índice de queimadas explica uma fração importante da variabilidade do $MP_{2,5}$, indicando que o fogo atua como fonte direta de emissão de material particulado.

Esse padrão indica que, embora o ciclo sazonal esteja presente, sua intensidade varia significativamente de ano para ano, reduzindo a capacidade de representação por um ciclo anual fixo (representado por funções seno e cosseno). Nesses locais, as queimadas desempenham papel fundamental ao modular a intensidade do $MP_{2,5}$ dentro da estação seca, explicando uma fração substancial da variabilidade adicional não capturada pela componente sazonal.

Por outro lado, a contribuição do ENOS é relativamente menor, com maiores valores de R^2 restritos às porções norte e nordeste da bacia, sugerindo que sua influência sobre o $MP_{2,5}$ é secundária quando comparada aos processos sazonais e às emissões associadas às queimadas (Figura 23d). Esse resultado indica que, embora o ENOS possa afetar as condições meteorológicas em escala regional, o controle dominante da variabilidade do $MP_{2,5}$ na região está mais fortemente associado aos processos locais (antrópicos) e sazonais.

Nesse contexto, o papel das queimadas surge como um modulador muito importante da intensidade do $MP_{2,5}$, sobretudo no período seco e nas áreas mais pressionadas pelo uso do fogo, enquanto o ENOS aparece como uma forçante de grande escala mais indireta, atuando principalmente por meio da modulação da precipitação e da duração da estação seca. Em anos de El Niño, a tendência é haver maior estresse hídrico e maior favorabilidade à propagação das queimadas, o que pode refletir em aumento de particulado.

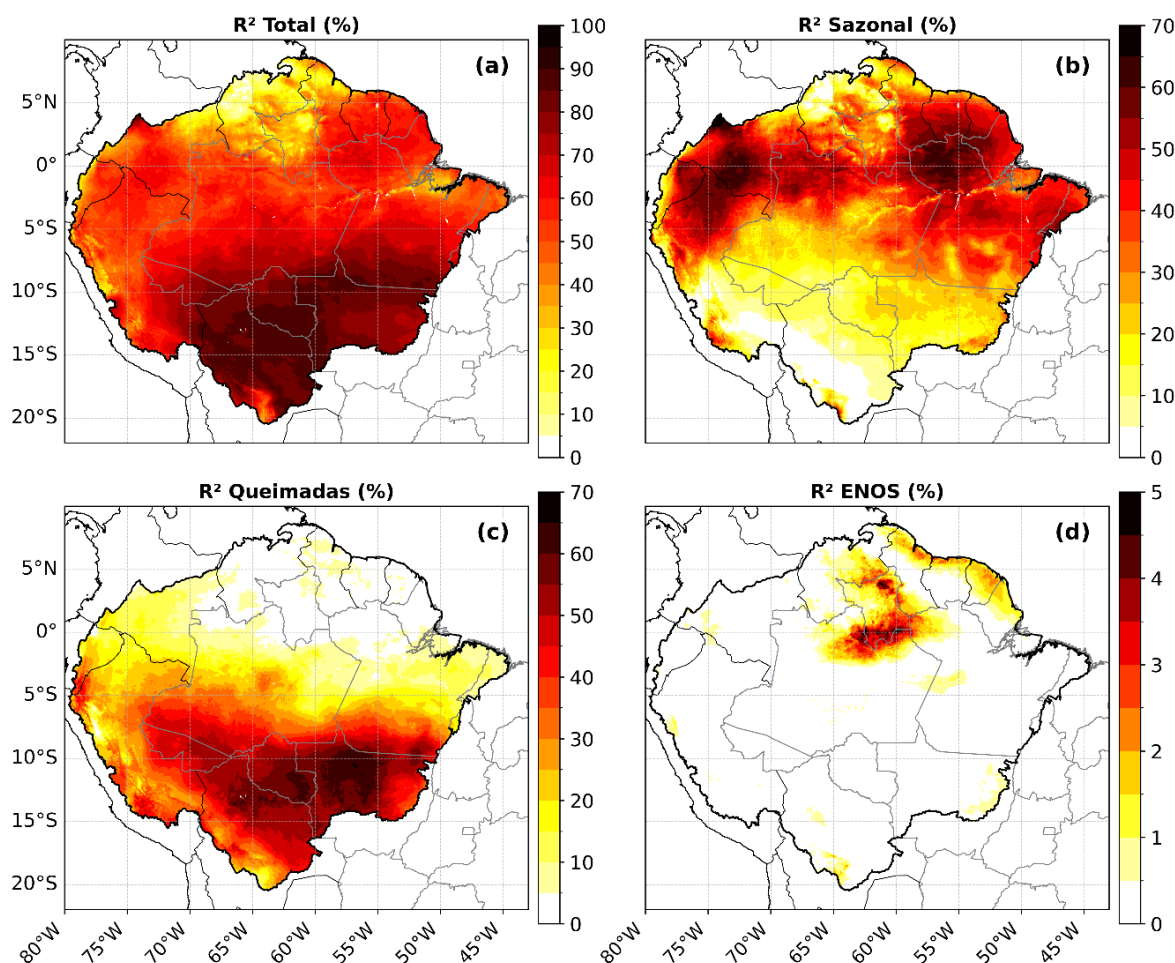


Figura 23. Distribuição espacial da variância explicada (R^2 , em %) pelo modelo de regressão múltipla aplicado às concentrações de $MP_{2.5}$ na Bacia Amazônica, considerando: (a) variância total explicada pelo conjunto de preditores; (b) contribuição da componente sazonal; (c) contribuição das queimadas; e (d) contribuição da variabilidade climática associada ao ENOS. Valores mais elevados de R^2 indicam maior proporção da variabilidade das concentrações de $MP_{2.5}$ explicada por cada componente. As escalas de cores são específicas para cada painel, variando conforme a magnitude da contribuição de cada componente.

Na Figura 24 tem-se a mesma análise a partir das séries de dados de anomalias, para cada uma das variáveis utilizadas. Nesse caso, o ciclo sazonal médio foi removido, permitindo avaliar a variabilidade do $MP_{2.5}$ em relação ao comportamento esperado para cada período do ano. Como consequência, observa-se redução dos valores de R^2 total em comparação ao modelo com dados totais. Esse resultado é esperado, uma vez que a sazonalidade representa uma das principais fontes de variância das concentrações de $MP_{2.5}$ como observado na Figura 23, logo ao remover esse sinal dominante, o modelo passa a explicar uma parcela menor da variabilidade total.

Apesar da redução do R^2 total, a análise com anomalias permite evidenciar com maior clareza a influência de processos de escala interanual, como o ENOS. Nessa abordagem, a contribuição relativa do ENOS torna-se mais perceptível em algumas regiões da bacia, especialmente nas porções norte, sul e sudeste (Figura 24d). Esse resultado não indica que o ENOS seja o principal fator controlador das concentrações de $MP_{2,5}$, mas sugere que sua influência se manifesta principalmente na modulação dos desvios em relação ao padrão climatológico esperado. Portanto, o ENOS parece atuar de forma mais relevante sobre a variabilidade interanual do $MP_{2,5}$ do que sobre o ciclo anual total das concentrações.

A contribuição das queimadas também permanece evidente na análise com anomalias, sobretudo na porção sul da Bacia Amazônica (Figura 24c). No entanto, os valores de R^2 associados a esse componente são inferiores aos observados no modelo com dados totais. Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de as queimadas apresentarem forte sazonalidade, concentrando-se principalmente durante a estação seca. Assim, ao remover o ciclo sazonal médio, parte da variabilidade associada ao próprio padrão sazonal das queimadas também é reduzida. Ainda assim, a permanência de uma contribuição relevante desse componente no sul da bacia indica que as variações interanuais na intensidade das queimadas continuam desempenhando papel importante na explicação dos desvios positivos de $MP_{2,5}$.

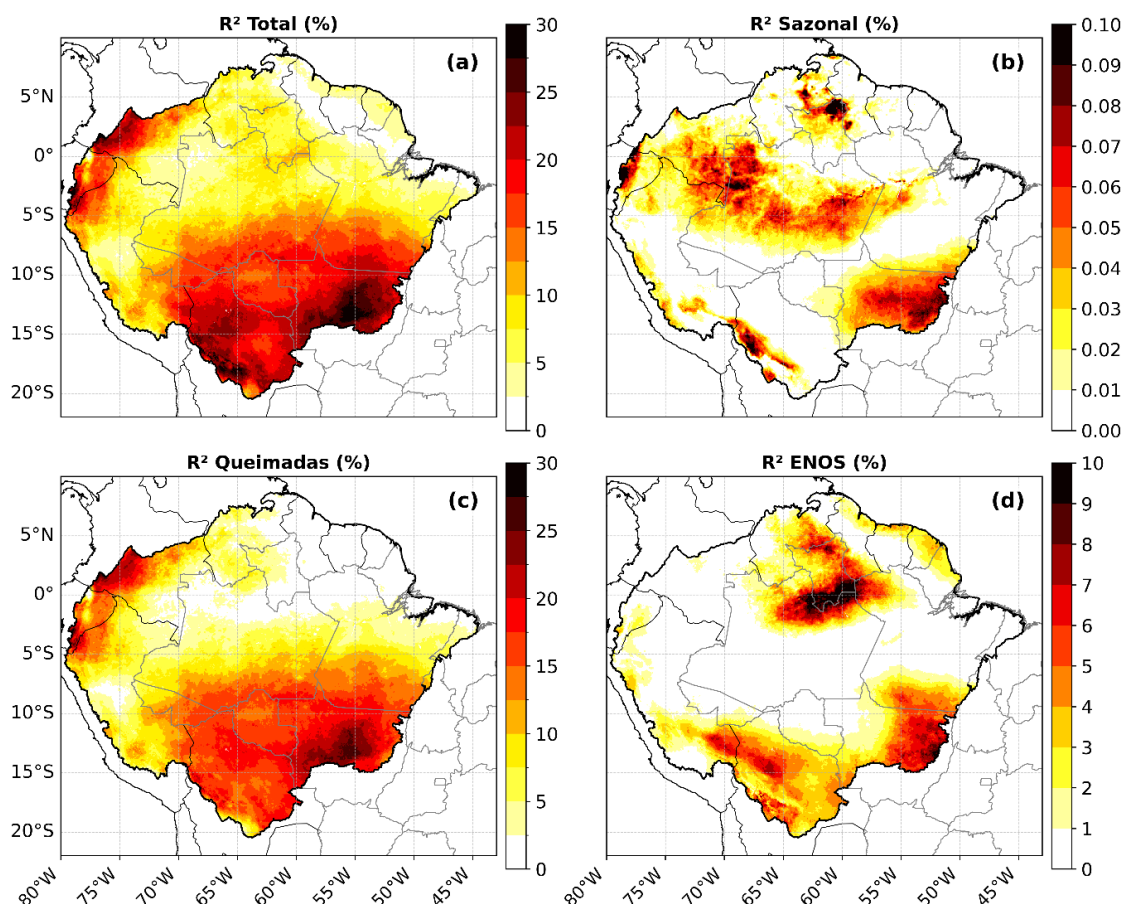


Figura 24. Campo espacial de variância (R^2) explicada pelo modelo de regressão múltipla, a partir das séries de anomalias, para as componentes: (a) total, (b) sazonal, (c) queimadas e (d) ENOS.

Portanto, de forma integrada, os resultados mostram que o $MP_{2,5}$ é governado principalmente pelo ciclo anual, enquanto as queimadas modulam a intensidade das concentrações durante a estação seca. Já o ENOS exerce um papel complementar secundário, cuja contribuição relativa torna-se mais evidente em regiões onde a variabilidade associada às queimadas locais é menos dominante, o que implica menor emissão por queimadas. Essa separação entre variabilidade sazonal, forçantes de emissão e variabilidade climática de grande escala reforça a importância de considerar múltiplos fatores na análise da qualidade do ar na região, particularmente na porção norte da Amazônia Central, onde se localiza a região Metropolitana de Manaus.

A Figura 25 mostra o campo espacial do R^2 associado ao índice Niño 3.4 para os trimestres ASO e NDJ respectivamente, indicando a fração da variância do $MP_{2,5}$ explicada pela variabilidade relacionada ao ENOS em cada período sazonal. No trimestre ASO (Figura 25a), os maiores valores de R^2 concentram-se na região próxima

à linha do Equador, especialmente entre o norte do Amazonas e Roraima. Essa concentração indica que, durante o auge da estação seca em parte da Amazônia, o Niño 3.4 apresenta maior capacidade de explicar a variabilidade do $MP_{2,5}$ nessa faixa setentrional da bacia. Ainda assim, fora desse núcleo principal, os valores de R^2 são baixos, geralmente inferiores a 5%, sugerindo uma influência limitada do ENOS sobre a variabilidade do particulado na maior parte da bacia durante esse trimestre.

Já no trimestre NDJ (Figura 25b), o padrão espacial permanece concentrado no norte da Amazônia, porém com uma extensão um pouco mais ampla em direção ao nordeste da bacia e áreas adjacentes às Guianas. Também aparecem núcleos secundários de R^2 mais elevado no leste e sudeste da área analisada, embora com valores inferiores aos observados no núcleo principal. Esse resultado sugere que a influência do Niño 3.4 sobre a variabilidade do $MP_{2,5}$ se mantém durante o período de transição para a estação chuvosa, com maior expressão nas áreas ao norte da bacia.

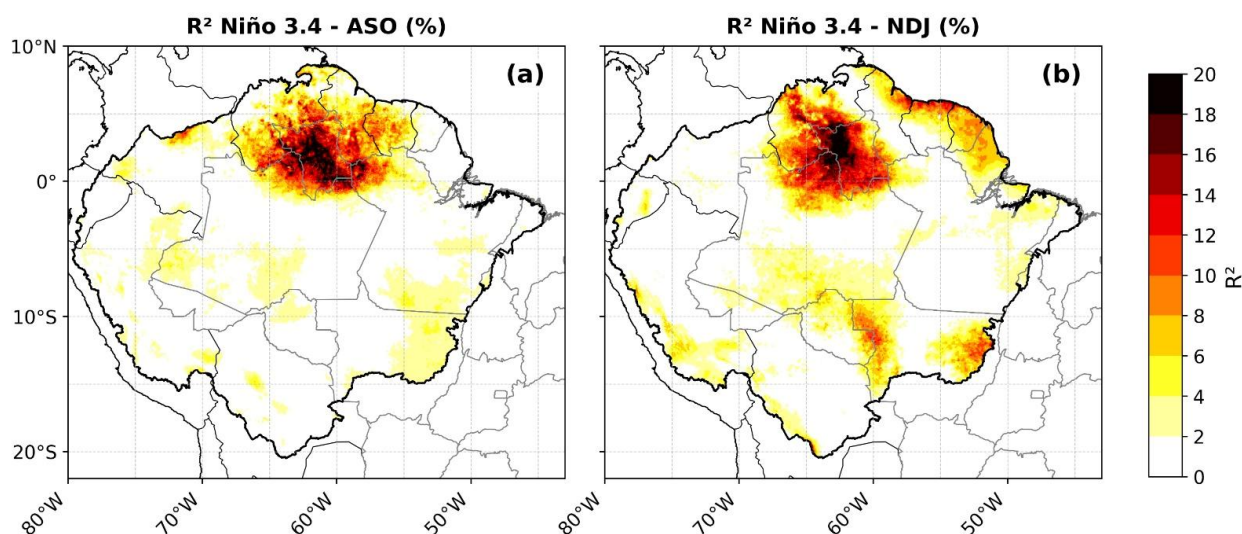


Figura 25. Campo espacial de variância (R^2) para o Niño 3.4 explicada pelo modelo de regressão múltipla, para os trimestres: (a) Agosto-Setembro-Outubro (ASO); (b) Novembro-Dezembro-Janeiro (NDJ).

Os resultados trimestrais mostram que essa baixa contribuição média pode mascarar períodos específicos em que o Niño 3.4 explica uma fração mais expressiva da variabilidade do $MP_{2,5}$. Em ASO, os maiores valores de R^2 concentram-se próximos à faixa equatorial, especialmente no norte do Amazonas e em Roraima, enquanto em

NDJ o sinal se mantém na porção norte e se expande para o nordeste da bacia e áreas próximas às Guianas.

Esse comportamento sugere que a influência do ENOS sobre o $MP_{2,5}$ é mais evidente em períodos de transição e persistência da estação seca, quando alterações na precipitação, umidade atmosférica e duração das condições favoráveis à queima podem modular a variabilidade do material particulado. Assim, enquanto a análise anterior indicava que o ENOS possui menor capacidade explicativa em comparação com a sazonalidade e as queimadas, a análise trimestral mostra que sua contribuição pode ser sazonalmente concentrada e espacialmente relevante, principalmente no norte da Amazônia.

6. CONCLUSÕES

A partir da caracterização da variabilidade espacial, sazonal e temporal das concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica, no período de 2003 a 2023, este estudo evidenciou um padrão heterogêneo, marcado por um gradiente norte-sul das concentrações. As maiores concentrações ocorreram principalmente nas porções sul e sudoeste da bacia, incluindo o norte da Bolívia, Rondônia, Mato Grosso, sul do Amazonas e sul do Pará, especialmente em áreas associadas ao arco do desmatamento. Na região central da bacia, observaram-se concentrações intermediárias. Em contraste, as menores concentrações foram registradas nas porções norte e noroeste, onde há menor influência direta das principais áreas-fonte de queimadas.

Do ponto de vista sazonal, a partir da análise mensal e trimestral das concentrações de $MP_{2,5}$, observou-se um ciclo anual bem definido, com menores concentrações entre maio e julho e aumento expressivo a partir de agosto, atingindo valores elevados no trimestre ASO, sobretudo em setembro, o que indica que a variabilidade do $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica é fortemente modulada pela estação seca e pela intensificação das queimadas nesse período. Além disso, mesmo nos meses de menor concentração, observou-se que os valores médios permaneceram acima do limite anual recomendado pela Organização Mundial da Saúde, evidenciando exposição persistente ao material particulado fino na região.

Em relação à comparação entre as áreas representativas da bacia, constatou-se que o comportamento das concentrações de $MP_{2,5}$ varia de forma expressiva na Bacia Amazônica, refletindo em diferentes níveis de influência das queimadas e de condições atmosféricas. A Área 1, localizada no sul e sudoeste da bacia, apresentou as maiores concentrações e os episódios extremos mais intensos, especialmente durante a estação seca, indicando forte associação com a elevada ocorrência de queimadas e com áreas de intensa mudança no uso da terra. A Área 2 apresentou padrão sazonal semelhante ao da Área 1, porém com menor intensidade das concentrações e menor frequência de valores extremos.

Já a Área 3, associada à região centro-sul e ao arco do desmatamento, também apresentou concentrações elevadas no período seco. A distribuição anual indicou

que, nas Áreas 1, 2 e 3, há ocorrência recorrente de valores elevados acima do terceiro quartil ao longo dos anos analisados, reforçando a influência das queimadas regionais nessas porções da bacia. Por sua vez, a Área 4, localizada na porção central da bacia, apresentou concentrações moderadas, mas com aumento recente e episódios elevados em anos de seca extrema, como 2005, 2015 e 2023, sugerindo influência do transporte de aerossóis e de queimadas regionais em anos de eventos climáticos extremos, mesmo em uma região menos diretamente associada às fontes locais de fogo. Assim, a análise regionalizada demonstrou que o $MP_{2,5}$ não apresenta comportamento homogêneo na Amazônia. As áreas mais diretamente influenciadas pelas queimadas concentram os maiores valores absolutos, enquanto as áreas centrais, embora menos impactadas por emissões locais, podem ser afetadas pelo transporte de fumaça e por mudanças nas condições climáticas regionais.

A análise de tendências e pontos de mudança, realizada por meio dos testes de Mann Kendall e Pettitt, evidenciou comportamentos distintos das concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica. As tendências positivas ocorreram principalmente nas porções oeste, sudoeste, noroeste e central da bacia, enquanto as tendências negativas foram mais evidentes na porção sudeste, especialmente em áreas associadas ao Mato Grosso e ao sul do Pará. Entre as áreas representativas, a Área 4 apresentou tendência anual positiva significativa, com ponto de mudança em 2015, indicando aumento recente das concentrações na região central da bacia. Em contraste, a Área 2 apresentou tendência anual negativa significativa especialmente no trimestre ASO, e ponto de mudança em 2011, sugerindo redução das concentrações ao longo do período analisado, podendo estar associada à consolidação do processo de ocupação e mudança no uso da terra, às políticas eficazes de combate ao desmatamento e práticas produtivas sustentável, levando ao declínio dos incêndios nessa região. As Áreas 1 e 3 não apresentaram tendência anual significativa, embora tenham registrado episódios elevados em anos de seca.

De forma geral, os resultados indicam que as mudanças nas concentrações de $MP_{2,5}$ variam espacial e sazonalmente, refletindo diferenças regionais na dinâmica das queimadas, no uso da terra, no transporte de aerossóis e na influência da variabilidade climática. Em relação à variabilidade climática, especialmente ao ENOS, os resultados indicam sua influência sobre a concentração de $MP_{2,5}$ na Amazônia Central, sobretudo

durante sua fase de desenvolvimento. De forma geral, pode-se perceber que a influência do ENOS não é uniforme ao longo de todo o período e apresenta uma progressão espacial e quantitativa ao longo dos meses analisados, sendo a porção central e leste da bacia, que apresenta os maiores impactos nos bimestres de outubro-novembro e novembro-dezembro.

Adicionalmente, a contribuição relativa dos fatores associados à variabilidade do $MP_{2,5}$ mostrou que a sazonalidade e as queimadas são os principais componentes explicativos das concentrações na Bacia Amazônica. O modelo de regressão linear múltipla apresentou boa capacidade de explicar a variância do $MP_{2,5}$ nos dados totais, especialmente na porção sul da bacia, onde a influência das queimadas é mais intensa. A componente sazonal desempenhou papel dominante em grande parte da bacia, indicando que o ciclo anual, marcado pela alternância entre estação chuvosa e estação seca, organiza a variação temporal das concentrações. No entanto, na região sul da bacia, associada às áreas de maior ocorrência de fogo, a contribuição das queimadas foi mais expressiva, o que demonstra que as emissões por queima de biomassa modulam a intensidade das concentrações de $MP_{2,5}$, sobretudo durante a estação seca nessa região. O ENOS apresentou menor contribuição nos dados totais, pois a variabilidade do $MP_{2,5}$ é explicada principalmente pelo ciclo sazonal e pelas queimadas.

No entanto, na análise com anomalias, sua contribuição tornou-se mais evidente, indicando que o ENOS atua sobretudo sobre as variações interanuais, ou seja, sobre os anos em que as concentrações ficam acima ou abaixo do padrão esperado para cada mês. Além disso, a análise trimestral mostrou que a influência do ENOS é sazonalmente concentrada, com maior determinação nos trimestres de ASO e NDJ, sobretudo no norte da Bacia Amazônica. Assim, embora sua contribuição seja secundária em relação à sazonalidade e às queimadas, a sua influência ocorre de forma complementar e indireta, ao modificar as condições meteorológicas associadas à seca, à propagação do fogo e ao transporte de aerossóis.

De forma geral, os resultados indicam que a variabilidade do $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica é controlada pela interação entre o ciclo sazonal, a intensidade das queimadas e a variabilidade climática de grande escala. A sazonalidade organiza o padrão anual das concentrações, enquanto as queimadas intensificam os episódios de poluição, principalmente durante a estação seca e nas áreas mais pressionadas pelo uso

do fogo. O ENOS, por sua vez, atua de forma complementar e indireta, modulando condições meteorológicas favoráveis à seca, à propagação do fogo e ao transporte de aerossóis.

No entanto, algumas limitações deste estudo devem ser reconhecidas, principalmente quanto aos fatores que contribuem para a variabilidade do $MP_{2,5}$. A estrutura metodológica usada no modelo de regressão, pressupõe interações lineares e estacionárias entre o ENOS, as queimadas e o $MP_{2,5}$, o que pode não captar completamente a complexa interação entre os fatores climáticos e $MP_{2,5}$. Além disso, para a estimativa de $MP_{2,5}$, considerou-se um único índice representativo das queimadas na região Amazônica, que tende a refletir as áreas de maior número de focos de queimada. Apesar dessas limitações, este estudo fornece uma boa estimativa inicial das contribuições conjuntas do ENOS e das queimadas para a variabilidade dos incêndios na América do Sul tropical.

Esses resultados reforçam a importância de ampliar o monitoramento da qualidade do ar na Amazônia, uma vez que as estruturas regulatórias no Brasil e de comunicação sobre qualidade do ar na região são inadequadas para lidar com a ameaça rotineira da fumaça de incêndios florestais, especialmente, em tempos de eventos climáticos extremos. Assim, incorporar considerações específicas sobre a realidade das queimadas na Amazônia no planejamento e na política de resiliência climática estadual é fundamental para proteger a população da região de forma eficaz.

Como perspectivas de trabalhos futuros, sugere-se:

a) Incluir nas estimativas de $MP_{2,5}$ defasagens temporais entre os índices climáticos, a precipitação, as queimadas e as concentrações de $MP_{2,5}$, uma vez que o sinal do ENOS sobre a precipitação, o fogo e os aerossóis podem ocorrer com atraso de um a vários meses. Além disso, recomenda-se incorporar, à equação de regressão, outras variáveis meteorológicas, como precipitação e temperatura, para aprimorar a compreensão dos mecanismos físicos envolvidos.

b) Utilizar dados de queimadas em cada ponto de grade, em vez de médias regionais ou índices agregados, permitindo uma representação espacial mais detalhada da relação entre queimadas e concentrações de $MP_{2,5}$.

c) Ainda, avaliar a contribuição relativa de outros índices oceânicos e modos de variabilidade climática, a fim de compreender melhor a influência conjunta de diferentes modos de variabilidade climática sobre as concentrações de $MP_{2,5}$ na Bacia Amazônica.

REFERÊNCIAS

- AGUILERA, R. et al. Wildfire smoke impacts respiratory health more than fine particles from other sources: observational evidence from Southern California. **ISEE Conference Abstracts**, v. 2020, n. 1, p. isee.2020.virtual.P-1294, 26 out. 2020.
- ALENCAR, A. A. C. et al. Policy Brief: desafios e perspectivas do monitoramento da qualidade do ar na Amazônia Legal: uma visão integrada entre tecnologias, contextos socioambientais e políticas públicas. 1ª ed. **Coalização Respira Amazônia**. São Paulo, SP: Instituto Ar, 2024.
- ALVES, N de O. et al. Biomass burning in the Amazon region: Aerosol source apportionment and associated health risk assessment. **Atmospheric Environment**, v. 120, p. 277–285, nov. 2015.
- ALVES, N. de O. et al. Biomass burning in the Amazon region causes DNA damage and cell death in human lung cells. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 10937, 7 set. 2017.
- AMARAL, S. S. et al. CO₂, CO, hydrocarbon gases and PM_{2.5} emissions on dry season by deforestation fires in the Brazilian Amazonia. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 311–320, jun. 2019.
- ANDRADE, F. W. C. et al. The Legal Roundwood Market in the Amazon and Its Impact on Deforestation in the Region between 2009–2015. **Forests**, v. 13, n. 4, p. 558, 31 mar. 2022.
- ANDRADE, V.S. et al. Influência do material particulado (PM_{2,5}) de queimadas e variáveis meteorológicas na morbidade respiratória de crianças em Manaus, AM. *Rev. Geonorte* 1, 744–758. 2012.
- ANDREOLI, R. V. et al. The influence of different El Niño types on the South American rainfall. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 3, p. 1374–1390, mar. 2017.
- ANSMANN, A. et al. Dust and smoke transport from Africa to South America: Lidar profiling over Cape Verde and the Amazon rainforest. **Geophysical Research Letters**, v. 36, n. 11, p. 2009GL037923, jun. 2009.
- AQI. World Wide Air Quality Report 2024. Disponível em > <https://www.aqi.in/pt/world-air-quality-report>>. Acesso em: 02/04/2025
- ARAGÃO, L. E. O. C. et al. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 536, 13 fev. 2018.
- ARAGÃO, L. E. O. C. et al. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical Transactions of the**

Royal Society B: Biological Sciences, v. 363, n. 1498, p. 1779–1785, 27 maio 2008.

ARAÚJO, L. O. et al. Ação antrópica na incidência dos focos de calor na Microrregião de Paragominas, Estado do Pará, Norte do Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 7, n. 17, p. 1153–1164, 2020.

ARTAXO, P. et al. Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: from natural biogenic to biomass burning conditions. **Faraday Discussions**, v. 165, p. 203, 2013.

ASSAF et al. Academy of Science of South Africa. Air Pollution and Health – A Science--Policy Initiative. **Annals of Global Health**, v.85, n.1, p.140, 1–9, 2019.

BONILLA, E. X. et al. Health impacts of smoke exposure in South America: increased risk for populations in the Amazonian Indigenous territories. **Environmental Research: Health**, v. 1, n. 2, p. 021007, 1 jun. 2023.

BORRAS, S. M. et al. Land grabbing in Latin America and the Caribbean. **The Journal of Peasant Studies**, v. 39, n. 3–4, p. 845–872, jul. 2012.

BRANDO, P. M. et al. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 47, n. 1, p. 555–581, 30 maio 2019.

BRITO, G. F. S.; SODRÉ, F. F.; ALMEIDA, F. V. O Impacto do Material Particulado na Qualidade do Ar. *Revista Virtual de Química*, [s. l.], v. 10, n. 5, no prelo, 2018a. ISSN 1984-6835.

BRITO, J. et al. Ground-based aerosol characterization during the South American Biomass Burning Analysis (SAMBBA) field experiment. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 14, n. 22, p. 12069–12083, 18 nov. 2014.

BRITO, P. H. F.; ARAÚJO, R. S.; SILVA, G. M.M Composição Química Do Material Particulado Atmosférico: Uma Revisão De Literatura. **HOLOS**, v. 4, p. 62–74, 1 nov. 2018b.

BURKE, M. et al. The changing risk and burden of wildfire in the United States. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 2, p. e2011048118, 12 jan. 2021.

BUTT, E. W. et al. Large air quality and human health impacts due to Amazon forest and vegetation fires. **Environmental Research Communications**, v. 2, n. 9, p. 095001, 1 set. 2020.

BUTT, E. W. et al. Large Air Quality and Public Health Impacts due to Amazonian Deforestation Fires in 2019. **GeoHealth**, v. 5, n. 7, p. e2021GH000429, jul. 2021.

BURTON, C. et al. El Niño Driven Changes in Global Fire 2015/16. **Frontiers in Earth Science**, v. 8, p. 199, 10 jun. 2020.

CANO-CRESPO, A.; TRAXL, D.; THONICKE, K. Spatio-temporal patterns of extreme fires in Amazonian forests. **The European Physical Journal Special Topics**, v. 230, n. 14–15, p. 3033–3044, out. 2021.

CARMO, C. N. D. *et al.* Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v. 27, n. 1, p. 10–16, jan. 2010.

CARRERO, G. C. *et al.* Land grabbing in the Brazilian Amazon: Stealing public land with government approval. **Land Use Policy**, v. 120, p. 106133, set. 2022.

CHEN, J.; HOEK, G. Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. **Environment International**, v. 143, p. 105974, out. 2020.

CHEN, Y. *et al.* Forecasting Fire Season Severity in South America Using Sea Surface Temperature Anomalies. **Science**, v. 334, n. 6057, p. 787–791, 11 nov. 2011.

CHEN, Y. *et al.* A pan-tropical cascade of fire driven by El Niño/Southern Oscillation. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 12, p. 906–911, dez. 2017.

CHEN, G. *et al.* Mortality risk attributable to wildfire-related PM_{2.5} pollution: a global time series study in 749 locations. **The Lancet Planetary Health**, v. 5, n. 9, p. e579–e587, set. 2021.

CLARKE, B. *et al.* Climate change, not El Niño, main driver of extreme drought in highly vulnerable Amazon River Basin. 24 jan. 2024.

CLEMENTS, E. A.; FERNANDES, B. M. Land Grabbing, Agribusiness and the Peasantry in Brazil and Mozambique. **Agrarian South: Journal of Political Economy: A triannual Journal of Agrarian South Network and CARES**, v. 2, n. 1, p. 41–69, abr. 2013.

COHEN, A. J. *et al.* Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. **The Lancet**, v. 389, n. 10082, p. 1907–1918, maio 2017.

COLLAZO, S.; ORDÓÑEZ, C.; GARCÍA-HERRERA, R. Modulation of PM_{2.5} in tropical South America by the upper-level atmospheric circulation and El Niño-Southern Oscillation phases. **Science of The Total Environment**, v. 915, p. 170132, mar. 2024.

CORREIA FILHO, W. L. F. *et al.* Evaluation of the PM_{2.5} concentrations in South America: Climatological patterns and trend analysis. **Atmospheric Environment**, v. 338, p. 120800, dez. 2024.

COSTA, F.; MARENGO, J. (2023). Statement on the 2023 Amazon Drought - The Amazon We Want. The Amazon We Want. Disponível em: > https://www.theamazonwewant.org/wp-content/uploads/2023/12/231207-AMAZON-DROUGHT-STATEMENT_ENGLISH.pdf >. Acesso em: 28/03/2025

- COSTA, M. A. M. *et al.* Forest Fires in the Brazilian Amazon and their Effects on Particulate Matter Concentration, Size Distribution, and Chemical Composition. **Combustion Science and Technology**, v. 195, n. 13, p. 3045–3071, 3 out. 2022.
- DE FARIA, B. L. *et al.* Current and future patterns of fire-induced forest degradation in Amazonia. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 9, p. 095005, 1 set. 2017.
- DE OLIVEIRA ALVES, N. *et al.* Biomass burning in the Amazon region causes DNA damage and cell death in human lung cells. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 10937, 7 set. 2017.
- DE OLIVEIRA, G. *et al.* Rapid Recent Deforestation Incursion in a Vulnerable Indigenous Land in the Brazilian Amazon and Fire-Driven Emissions of Fine Particulate Aerosol Pollutants. **Forests**, v. 11, n. 8, p. 829, 30 jul. 2020.
- DOCKERY, D. W. *et al.* An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. **New England Journal of Medicine**, v. 329, n. 24, p. 1753–1759, 9 dez. 1993.
- DONALDSON, K. *et al.* Ambient particle inhalation and the cardiovascular system: potential mechanisms. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. suppl 4, p. 523–527, ago. 2001.
- DONG, S. *et al.* The impacts of air pollution on mortality and hospital readmission among Medicare beneficiaries with Alzheimer's disease and Alzheimer's disease-related dementias: a national retrospective cohort study in the USA. **The Lancet Planetary Health**, v. 9, n. 2, p. e114–e123, fev. 2025.
- DONG, X. *et al.* Climate influence on the 2019 fires in Amazonia. **Science of The Total Environment**, v. 794, p. 148718, nov. 2021.
- DOS REIS, M. *et al.* Forest fires and deforestation in the central Amazon: Effects of landscape and climate on spatial and temporal dynamics. **Journal of Environmental Management**, v. 288, p. 112310, jun. 2021.
- EARL, N.; SIMMONDS, I. Spatial and Temporal Variability and Trends in 2001–2016 Global Fire Activity. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 123, n. 5, p. 2524–2536, 16 mar. 2018.
- ERFANIAN, A.; WANG, G.; FOMENKO, L. Unprecedented drought over tropical South America in 2016: significantly under-predicted by tropical SST. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 5811, 19 jul. 2017.
- ESPINOZA, J. C. *et al.* From drought to flooding: understanding the abrupt 2010–11 hydrological annual cycle in the Amazonas River and tributaries. **Environmental Research Letters**, v. 7, n. 2, p. 024008, 1 jun. 2012.
- ESPINOZA, J.-C. *et al.* The new record of drought and warmth in the Amazon in 2023 related to regional and global climatic features. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 8107, 6 abr. 2024.

FERNANDES, K. et al. North Tropical Atlantic influence on western Amazon fire season variability: NTA INFLUENCE ON AMAZON FIRE VARIABILITY. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 12, p. n/a-n/a, jun. 2011.

FERON, S. *et al.* South America is becoming warmer, drier, and more flammable. **Communications Earth & Environment**, v. 5, n. 1, p. 501, 26 set. 2024.

FERRANTE, L.; ANDRADE, M. B. T.; FEARNSIDE, P. M. Land grabbing on Brazil's Highway BR-319 as a spearhead for Amazonian deforestation. **Land Use Policy**, v. 108, p. 105559, set. 2021

FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 28, n. 2, p. 101–101, jun. 1998.

FORD, B. *et al.* Future Fire Impacts on Smoke Concentrations, Visibility, and Health in the Contiguous United States. **GeoHealth**, v. 2, n. 8, p. 229–247, ago. 2018.

FULLER, R. *et al.* Pollution and health: a progress update. **The Lancet Planetary Health**, v. 6, n. 6, p. e535–e547, jun. 2022.

GARCIA, P. D. S. et al. ANÁLISIS CUANTITATIVO DE LOS INCENDIOS OCURRIDOS ENTRE 2006 Y 2017 EN LA SUB-CUENCA DEL RÍO ITACAIUNAS, MARABA, PARA, BRASIL. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 14, n. 3, p. 1368, 6 dez. 2021.

GILMOUR, M. I. *et al.* Air pollutant-enhanced respiratory disease in experimental animals. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. suppl 4, p. 619–622, ago. 2001.

GONZALEZ-ALONSO, L.; VAL MARTIN, M.; KAHN, R. A. Biomass-burning smoke heights over the Amazon observed from space. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 19, n. 3, p. 1685–1702, 8 fev. 2019.

GREENSTONE, M., HASENKOPF, C. Air Quality Life Index 2025 Annual Update. Instituto de Política Energética da Universidade de Chicago, Chicago, EUA. Disponível em: > <https://aqli.epic.uchicago.edu/files/Report%20-%20English%20Global%20View.pdf> >. Acesso em: 16/05/2026

GUILBERT, A. et al. Prenatal and childhood exposure to ambient air pollution and cognitive function in school-age children: Examining sensitive windows and sex-specific associations. **Environmental Research**, v. 235, p. 116557, out. 2023.

HUANG, B. *et al.* Extended Reconstructed Sea Surface Temperature, Version 5 (ERSSTv5): Upgrades, Validations, and Intercomparisons. **Journal of Climate**, v. 30, n. 20, p. 8179–8205, 15 out. 2017.

HUSSAIN, MD.; MAHMUD, I. pyMannKendall: a python package for non parametric Mann Kendall family of trend tests. **Journal of Open Source Software**, v. 4, n. 39, p. 1556, 25 jul. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Programa de Queimadas do INPE. São José dos Campos, São Paulo, [s.d]. Disponível em:< <https://terra-brasilis.dpi.inpe.br/queimadas/portal/>>. Acesso em: 10/04/2026

IQAIR. *2024 World Air Quality Report: Region and City PM_{2.5} Ranking*. Goldach, Suíça. Disponível em:> <https://www.iqair.com/world-air-quality-report>>. Acesso em: 20/03/2025

JANG, Y.-W.; JUNG, G.-W. Temporal Characteristics and Sources of PM_{2.5} in Porto Velho of Amazon Region in Brazil from 2020 to 2022. **Sustainability**, v. 15, n. 18, p. 14012, 21 set. 2023.

JIAO, A. *et al.* Associations between short-term exposure to wildfire particulate matter and respiratory outcomes: A systematic review. **Science of The Total Environment**, v. 907, p. 168134, jan. 2024.

JIMENEZ, J. C.; LIBONATI, R.; PERES, L. F. Droughts Over Amazonia in 2005, 2010, and 2015 : A Cloud Cover Perspective. v. 6, n. December, p. 1–7, 2018

JIMÉNEZ-MUÑOZ, Juan C *et al.* Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. Scientific reports, Nature Publishing Group, v. 6, n. 1, p. 1–7, 2016.

JOHNSTON, F. H. *et al.* Estimated Global Mortality Attributable to Smoke from Landscape Fires. **Environmental Health Perspectives**, v. 120, n. 5, p. 695–701, maio 2012.

JUSTICE, CO *et al.* The modis fire products. Remote sensing of Environment, Elsevier, v. 83, n. 1-2, p. 244–262, 2002.

KAYANO, M. T. *et al.* El Niño-Southern Oscillation and Indian Ocean Dipole Modes: Their Effects on South American Rainfall during Austral Spring. **Atmosphere**, v. 12, n. 11, p. 1437, 30 out. 2021.

KOHLER, M. R. *et al.* O desmatamento da Amazônia brasileira sob o prisma da pecuária: a degradação dos recursos hídricos no contexto da região norte de Mato Grosso. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 11, p. e66101119252, 22 ago. 2021.

LEWIS, S. L. *et al.* The 2010 Amazon Drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554–554, 4 fev. 2011.

LIU, J. C. *et al.* A systematic review of the physical health impacts from non-occupational exposure to wildfire smoke. **Environmental Research**, v. 136, p. 120–132, jan. 2015.

LIU, Y. *et al.* Prenatal PM_{2.5} Exposure Associated with Neonatal Gut Bacterial Colonization and Early Children's Cognitive Development. **Environment & Health**, v. 2, n. 11, p. 802–815, 15 nov. 2024.

LYONS, S. et al. Long-term exposure to PM_{2.5} air pollution and mental health: a retrospective cohort study in Ireland. **Environmental Health**, v. 23, n. 1, p. 54, 10 jun. 2024.

MAILLARD, O. Post-Fire Natural Regeneration Trends in Bolivia: 2001–2021. **Fire**, v. 6, n. 1, p. 18, 7 jan. 2023.

MAMANI, L. et al. Extreme droughts in the Amazon Basin during cyclic ENSO events coupled with Indian Ocean Dipole modes and Tropical North Atlantic warming. **Science of The Total Environment**, v. 963, p. 178536, fev. 2025.

MANN, Henry B. Nonparametric tests against trend. *Econometrica: Journal of the econometric society*, JSTOR, p. 245–259, 1945

MARENGO, J. A. *et al.* Changes in Climate and Land Use Over the Amazon Region: Current and Future Variability and Trends. **Frontiers in Earth Science**, v. 6, p. 228, 21 dez. 2018.

MARENGO, J. A. et al. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region: DROUGHT AMAZON 2010. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 12, p. n/a-n/a, jun. 2011.

MARENGO, J. A. et al. The Drought of Amazonia in 2005. **Journal of Climate**, v. 21, n. 3, p. 495–516, 1 fev. 2008.

MARENGO, J. A.; ESPINOZA, J. C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. **International Journal of Climatology**, v. 36, n. 3, p. 1033-1050, 2016.

MARENGO, J. A. *et al.* The Drought of Amazonia in 2023-2024. **American Journal of Climate Change**, v. 13, n. 03, p. 567–597, 2024.

MARENGO, J. A.; SOUZA JUNIOR, C. Mudanças Climáticas: impactos e cenários para a Amazônia. **São Paulo: ALANA**, 2018.

MARTIN, S. T. *et al.* Sources and properties of Amazonian aerosol particles. **Reviews of Geophysics**, v. 48, n. 2, p. RG2002, 16 abr. 2010.

MENDEZ-ESPINOSA, J. F.; BELALCAZAR, L. C.; MORALES BETANCOURT, R. Regional air quality impact of northern South America biomass burning emissions. **Atmospheric Environment**, v. 203, p. 131–140, abr. 2019.

MISHRA, A. K. *et al.* Co-variability of smoke and fire in the Amazon basin. **Atmospheric Environment**, v. 109, p. 97–104, maio 2015.

MOREIRA, P. S. et al. Concentração de Material Particulado (PM₁₀) na Região de Tangará da Serra-MT, Sul da Amazônia Legal (Particulate Matter Concentration in Tangará da Serra Region, Southern Legal...). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 6, p. 1145–1152, 25 fev. 2015.

MORENO, C. I. et al. Tropical tropospheric aerosol sources and chemical composition observed at high altitude in the Bolivian Andes. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 24, n. 5, p. 2837–2860, 5 mar. 2024.

NAWAZ, M. O.; HENZE, D. K. Premature Deaths in Brazil Associated With Long-Term Exposure to PM_{2.5} From Amazon Fires Between 2016 and 2019. **GeoHealth**, v. 4, n. 8, p. e2020GH000268, ago. 2020.

NG, T. H. L. *et al.* **Impacts of land use change and interannual climate variability on biomass burning emissions, air quality and public health in Amazon.**, 20 jan. 2025. Disponível em: <<https://meetingorganizer.copernicus.org/EGU24/EGU24-5191.html>>. Acesso em: 09/03/2025

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). Historical El Nino / La Nina episodes (1950-present). 2026. Disponível em:< https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php> Acesso em: 02/05/2026

OLIVEIRA, B. L. A. D.; SOUZA, R. A. F. D.; ANDREOLI, R. V. Qualidade do ar na cidade de Manaus: material particulado e suas relações com as queimadas. **Geoco-nexões online**, v. 4, n. 2, p. 108–118, 16 mar. 2024.

OLIVEIRA, H. F. M. et al. Expand air quality monitoring of smoke emissions and exposure in Amazonia to safeguard human health. **Discover Environment**, v. 3, n. 1, p. 171, 4 out. 2025.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **WHO Global Air Quality Guidelines: Particulate Matter (PM_{2.5} and PM₁₀), Ozone, Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide and Carbon Monoxide**. 1st ed ed. Geneva: World Health Organization, 2021. Disponível em: <<https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>>. Acesso em: 02/04/2025.

ORGANIZAÇÃO DO TRATADO DE COOPERAÇÃO AMAZÔNICA (OTCA). Região Amazônica. Disponível em:< <https://otca.org/pt/amazonia-pt/>> Acesso em: 05/04/2026

PANISSET, J. S. *et al.* Contrasting patterns of the extreme drought episodes of 2005, 2010 and 2015 in the Amazon Basin. **International Journal of Climatology**, v. 38, n. 2, p. 1096–1104, fev. 2018.

PARALOVO, S. L. *et al.* 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**, v. 650, p. 996–1006, fev. 2019.

PAULIQUEVIS, T. *et al.* Aerosol and precipitation chemistry measurements in a remote site in Central Amazonia: the role of biogenic contribution. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 12, n. 11, p. 4987–5015, 7 jun. 2012.

PEDEN, D. B. Air pollution in asthma: effect of pollutants on airway inflammation. **Annals of Allergy, Asthma & Immunology**, v. 87, n. 6, p. 12–17, dez. 2001.

PENALBA, O. C.; RIVERA, J. A. Precipitation response to El Niño/La Niña events in Southern South America – emphasis in regional drought occurrences. **Advances in Geosciences**, v. 42, p. 1–14, 4 mar. 2016.

POPE III, C. A. Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. **JAMA**, v. 287, n. 9, p. 1132, 6 mar. 2002.

POPE, C. A. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk? **Environmental Health Perspectives**, v. 108, n. suppl 4, p. 713–723, ago. 2000.

POPE, C. A.; DOCKERY, D. W. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 56, n. 6, p. 709–742, jun. 2006.

PRIST, P. R. *et al.* Protecting Brazilian Amazon Indigenous territories reduces atmospheric particulates and avoids associated health impacts and costs. **Communications Earth & Environment**, v. 4, n. 1, p. 34, 6 abr. 2023.

REID, C. E. *et al.* Critical Review of Health Impacts of Wildfire Smoke Exposure. **Environmental Health Perspectives**, v. 124, n. 9, p. 1334–1343, set. 2016.

REZENDE, C. N. D. V. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA COMO FATOR DE RISCO À SAÚDE HUMANA E SEU IMPACTO NA ECONOMIA. **Caderno Saúde e Desenvolvimento**, v. 10, n. 18, p. 88–106, 2021.

RIBEIRO, I. O. *et al.* Biomass burning and carbon monoxide patterns in Brazil during the extreme drought years of 2005, 2010, and 2015. **Environmental Pollution**, v. 243, p. 1008–1014, dez. 2018a.

RIBEIRO, I. O. *et al.* Impact of the biomass burning on methane variability during dry years in the Amazon measured from an aircraft and the AIRS sensor. **Science of The Total Environment**, v. 624, p. 509–516, maio 2018b.

RIBEIRO, I. O. *et al.* Impact of biomass burning on a metropolitan area in the Amazon during the 2015 El Niño: The enhancement of carbon monoxide and levoglucosan concentrations. **Environmental Pollution**, v. 260, p. 114029, maio 2020.

RICHARDSON, D. *et al.* Global increase in wildfire potential from compound fire weather and drought. **npj Climate and Atmospheric Science**, v. 5, n. 1, p. 23, 25 mar. 2022.

RIZLY, S. Epidemiological and Clinical Evidence on the Association Between Wildfire PM2.5 and Pulmonary Health Outcomes. **Cureus**, 29 ago. 2025.

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

ROCHA-SILVA, R. *et al.* “Where there’s smoke, there’s fire”: The impact of recent burnings in Brazil and their effects on air quality for outdoor physical exercise. **Research, Society and Development**, v. 14, n. 9, p. e2014949375, 7 set. 2025.

ROCHA-SILVA, R. et al. "Where there's smoke, there's fire": The impact of recent burnings in Brazil and their effects on air quality for outdoor physical exercise. **Research, Society and Development**, v. 14, n. 9, p. e2014949375, 7 set. 2025.

ROGOWSKI, C. B. B. et al. Long-term air pollution exposure and incident dementia: a systematic review and meta-analysis. **The Lancet Planetary Health**, v. 9, n. 7, p. 101266, jul. 2025.

ROMANELLO, M. et al. The 2025 report of the Lancet Countdown on health and climate change: climate change action offers a lifeline. **The Lancet**, v. 406, n. 10521, p. 2804–2857, dez. 2025.

SEINFELD, John H.; PANDIS, Spyros N. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. 3. ed. Hoboken: Wiley, 2016.

SIGNORI, R. T. et al. Carbon monoxide profile variability over the Manaus Metropolitan Region and its relations with biomass burning. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 58, n. 1, p. 114–124, 24 jul. 2023.

SIGNORI, R. T. et al. How climate variability modes influenced the fires in South America during the extreme droughts of 2023–2024. **Science of The Total Environment**, v. 1028, p. 181705, maio 2026.

SILVA JUNIOR, C. A. D. et al. Fires Drive Long-Term Environmental Degradation in the Amazon Basin. **Remote Sensing**, v. 14, n. 2, p. 338, 12 jan. 2022.

SILVA, H. M. Fires, climate change and impacts on public health in Brazil: Challenges and perspectives—a systematic review. **Biological Environment and Pollution**, v. 4, n. 2, p. 48–66, 30 dez. 2024.

SILVA, S. S. D. et al. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 312–322, set. 2018.

SINGH, J. et al. Enhanced risk of concurrent regional droughts with increased ENSO variability and warming. **Nature Climate Change**, v. 12, n. 2, p. 163-170, 2022.

TERRABRASILIS. PRODES Desmatamento. Disponível em: <https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates>. Acesso em: 08/04/2026

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter; Final Rule. *Federal Register*, Washington, DC, v. 62, n. 138, p. 38651–38760, 1997. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pm-pollution>>. Acesso em: 16/04/2025

URRUTIA-PEREIRA, M. et al. Impact of exposure to smoke from biomass burning in the Amazon rain forest on human health. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, p. e20210219, 31 out. 2021.

VALENTE, F.; LAURINI, M. A spatio-temporal analysis of fire occurrence patterns in the Brazilian Amazon. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 12727, 5 ago. 2023.

VAN DER WERF, G. R. *et al.* Global fire emissions estimates during 1997–2016. **Earth System Science Data**, v. 9, n. 2, p. 697–720, 12 set. 2017.

VAN DONKELAAR, A. *et al.* Monthly Global Estimates of Fine Particulate Matter and Their Uncertainty. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 22, p. 15287–15300, 16 nov. 2021.

VORMITTAG, E. D. M. P. A. D. A. *et al.* Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. **Estudos Avançados**, v. 35, n. 102, p. 7–30, ago. 2021.

VOS, T. *et al.* Global burden of 369 diseases and injuries in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet*, v. 396, n. 10258, p. 1204–1222, out. 2020.

WATTS, N. *et al.* The 2019 report of The Lancet Countdown on health and climate change: ensuring that the health of a child born today is not defined by a changing climate. **The Lancet**, v. 394, n. 10211, p. 1836–1878, nov. 2019.

WIEDINMYER, C. *et al.* The Fire INventory from NCAR (FINN): a high resolution global model to estimate the emissions from open burning. **Geoscientific Model Development**, v. 4, n. 3, p. 625–641, 20 jul. 2011.

WILKS, Daniel S. **Statistical methods in the atmospheric sciences**. Academic press, 2011.

WILSON, W. E.; SUH, H. H. Fine Particles and Coarse Particles: Concentration Relationships Relevant to Epidemiologic Studies. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 47, n. 12, p. 1238–1249, dez. 1997.

WU, Y. *et al.* Wildfire-related PM_{2.5} and health economic loss of mortality in Brazil. **Environment International**, v. 174, p. 107906, abr. 2023.

XUE, T. *et al.* Long-term PM_{2.5} exposure and depressive symptoms in China: A quasi-experimental study. **The Lancet Regional Health - Western Pacific**, v. 6, p. 100079, jan. 2021.

YE, T. *et al.* Short-term exposure to wildfire-related PM_{2.5} increases mortality risks and burdens in Brazil. **Nature Communications**, v. 13, n. 1, p. 7651, 10 dez. 2022.

YIM, S. H. L. *et al.* Global health impacts of ambient fine particulate pollution associated with climate variability. **Environment International**, v. 186, p. 108587, abr. 2024.

YIM, S. H. L. *et al.* Rise and fall of lung cancers in relation to tobacco smoking and air pollution: A global trend analysis from 1990 to 2012. **Atmospheric Environment**, v. 269, p. 118835, jan. 2022.

YOKELSON, R. J. *et al.* The tropical forest and fire emissions experiment: laboratory fire measurements and synthesis of campaign data. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 8, n. 13, p. 3509–3527, 4 jul. 2008.

YU, P. *et al.* Cohort studies of long-term exposure to outdoor particulate matter and risks of cancer: A systematic review and meta-analysis. **The Innovation**, v. 2, n. 3, p. 100143, ago. 2021.

YU, P. *et al.* Loss of life expectancy from PM_{2.5} in Brazil: A national study from 2010 to 2018. **Environment International**, v. 166, p. 107350, ago. 2022.

ZHANG, J.; MI, H. Long-Term Exposure to Fine Particulate Matter and Depressive Symptoms Among Chinese Older Adults. **Innovation in Aging**, v. 7, n. Supplement_1, p. 831–831, 21 dez. 2023.

ZHONG, Q. *et al.* Climate-Driven Escalation of Global PM_{2.5} Health Burden from Wildland Fires. **Environmental Science & Technology**, v. 59, n. 6, p. 3131–3142, 18 fev. 2025.