

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS - ICAT
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM METEOROLOGIA

KATYELLE FERREIRA DA SILVA BEZERRA

**DINÂMICA DO COMPORTAMENTO DAS QUEIMADAS NA REGIÃO DA
AMAZÔNIA LEGAL: UMA ABORDAGEM CLIMATOLÓGICA E DE PRODUTOS DE
SENSORIAMENTO REMOTO**

Maceió

2025

KATYELLE FERREIRA DA SILVA BEZERRA

**DINÂMICA DO COMPORTAMENTO DAS QUEIMADAS NA REGIÃO DA
AMAZÔNIA LEGAL: UMA ABORDAGEM CLIMATOLÓGICA E DE PRODUTOS DE
SENSORIAMENTO REMOTO**

Exame de dissertação (Mestrado) apresentada ao
Programa de Pós-graduação em Meteorologia da
Universidade Federal de Alagoas-UFAL, como parte das
exigências para a obtenção do título de Mestre em
Meteorologia.

Orientador: Prof(a). Dr(a). Helber Barros Gomes

Coorientador: Dr(a). Janaína Mayara Pinto do
Nascimento

Maceió

2025

Catálogo na Fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

B574d Bezerra, Katyelle Ferreira da Silva.

Dinâmica do comportamento das queimadas na região da Amazônia
Legal : uma abordagem climatológica e de produtos de
sensoriamento remoto / Katyelle Ferreira da Silva Bezerra. – 2025.
130 f. : il.

Orientador: Helber Barros Gomes.

Co-orientadora: Janaína Mayara Pinto do Nascimento.

Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Universidade Federal de
Alagoas. Instituto de Ciências Atmosféricas. Maceió, 2025.

Bibliografia: f. 113-122.

Anexos: f. 123-130.

1. Queimada. 2. Aprendizado do computador. 3. Sensoriamento
remoto. 4. Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (Sensor). I. Título.

CDU: 528.8

FOLHA DE APROVAÇÃO

CERTIFICADO DE APRESENTAÇÃO

N.º de ordem: MET-UFAL-MS-210.

***"DINÂMICA DO COMPORTAMENTO DAS QUEIMADAS NA REGIÃO DA AMAZÔNIA LEGAL:
UMA ABORDAGEM CLIMATOLÓGICA E DE PRODUTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO."***

KATYELLE FERREIRA DA SILVA BEZERRA

Dissertação submetida ao colegiado do Curso de Pós-Graduação em Meteorologia da Universidade Federal de Alagoas - UFAL, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Meteorologia.

Aprovado pela Banca Examinadora composta por:

documento assinado digitalmente
gov.br **HELBER BARROS GOMES**
Data: 13/03/2025 11:27:04 -0300
verifique em <https://validar.br.gov.br>

Prof. Dr. Helber Barros Gomes
(Orientador)

documento assinado digitalmente
gov.br **JANAINA MAYARA PINTO DO NASCIMENTO**
Data: 13/03/2025 13:03:08 -0300
verifique em <https://validar.br.gov.br>

Profa. Dra. Janaina Mayara Pinto do Nascimento
(Coorientadora)

documento assinado digitalmente
gov.br **GLAUBER LOPES MARIANO**
Data: 13/03/2025 13:00:09 -0300
verifique em <https://validar.br.gov.br>

Prof. Dr. Glauber Lopes Mariano
(Membro Interno)

documento assinado digitalmente
gov.br **LEILA MARIA VESPOLI DE CARVALHO**
Data: 18/03/2025 20:27:00 -0300
verifique em <https://validar.br.gov.br>

Profa. Dra. Leila Maria Vespóli de Carvalho
(Membro Externo)

MARÇO/2025

Dedico este trabalho ao meu filho Bernardo e ao meu eterno amigo Jeozadaque (in memoriam).

AGRADECIMENTOS

Expresso aqui minha gratidão a todas as pessoas que, de forma direta ou indireta, contribuíram para minha trajetória de vida e para a realização deste trabalho.

Agradeço, primeiramente, a Deus, por Sua direção, sustento e força em todas as áreas da minha vida.

Ao meu filho, Bernardo, cuja presença ilumina meus dias. Mesmo sem compreender plenamente esta jornada, ele é essencial para que eu me reencontre, me ressignifique e sempre me traga a sensação de calma, aconchego e lar.

À minha família, pelo carinho e apoio ao longo desse percurso.

Ao meu orientador, professor Dr. Helber Barros Gomes, por sua dedicação, orientação e suporte ao longo desses anos. Sua disponibilidade e empenho foram fundamentais para a concretização deste trabalho.

À minha coorientadora, Dra. Janaína Nascimento, pela parceria, confiança e generosidade ao aceitar essa colaboração, enriquecendo esse trabalho através da sua experiência no tema e metodologia disponibilizada.

À banca avaliadora por ter aceitado o convite e por toda a colaboração, pelas contribuições valiosas e pelas sugestões que enriqueceram este trabalho, ajudando a aprimorar a qualidade da pesquisa.

Aos meus colegas de curso e de laboratório, pelos momentos de partilha, aprendizado e convivência, que tornaram essa caminhada mais leve e enriquecedora.

Aos professores do ICAT, pelo conhecimento transmitido e pelo compromisso com a excelência acadêmica, contribuindo significativamente para minha formação.

RESUMO

A floresta tropical amazônica, um dos ecossistemas mais importantes do planeta, cobre uma vasta área da bacia amazônica. Esta área contém mais da metade das florestas tropicais do mundo e desempenha um papel crucial na mitigação do aquecimento global como um gigantesco reservatório de carbono. Historicamente, os incêndios na Amazônia têm estado associados a eventos de seca e a atividades humanas. No cenário mais contemporâneo, a interligação entre queimadas, desmatamento e períodos de seca tem resultado em aumentos alarmantes, especialmente no ano de 2020. Consequentemente, os impactos de longo prazo desses incêndios na vegetação e no solo ainda precisam ser melhor compreendidos. Em face aos desafios resultantes das atividades antrópicas, como o aumento do desmatamento e os eventos climáticos extremos, a Amazônia Legal precisa urgentemente implementar estratégias eficazes de conservação. Nesse sentido, o objetivo desta pesquisa é analisar e ajudar na compreensão do comportamento do fogo na região da Amazônia Legal entre os períodos de 2012 e 2023. Para isso, utilizamos o produto *Fire Radiative Power* (FRP) com resolução espacial de 375m do instrumento *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* VIIRS a bordo dos satélites *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) NOAA-20 e *Suomi National Polar-orbiting Partnership* (SNPP) síncrono ao sol. Na análise de incêndios e clima, foram utilizadas variáveis meteorológicas de reanálise do ERA5 com resolução horizontal de 0,25°. Os resultados dessa pesquisa evidenciam padrões distintos entre o estado de Roraima e os demais estados da Amazônia Legal. O FRP apresentou maior variabilidade entre julho e dezembro, exceto em Roraima, onde a maior variabilidade ocorreu durante janeiro a junho. Os maiores picos de área queimada durante os meses de julho a dezembro nas microrregiões de análise ocorreram a partir de 2020, registrando aproximadamente 8 milhões de hectares em Altamira (PA), seguido por São Félix do Xingu (PA), com cerca de 7 milhões de hectares, Apuí (AM), com aproximadamente 5 milhões de hectares, e Aripuanã (AM), com cerca de 2 milhões de hectares. Durante os meses de janeiro a junho, o pico da área queimada ocorreu em 2019, na maioria dos municípios, com aproximadamente 500 mil hectares em Caracaraí (RR), 300 mil hectares em Mucajaí (RR) e 100 mil hectares em Alto Alegre (RR). Com relação a duração dos *fires*, os estados do Pará, Amazonas, Acre e Mato Grosso, apresentaram as maiores intensidades durante os meses de julho a dezembro, principalmente a partir de 2017, ocorrendo durante os anos de El Niño (2019), como também em anos de La Niña, como em 2017, 2021 e 2022. A frequência de registros de *fire_id* ao longo do período de estudo revelou que o estado do Pará apresentou a maior incidência, com o município de São Félix do Xingu registrando uma frequência de 12000, Altamira, Itaituba e o norte de Rondônia apresentando uma frequência de 8000 cada, além disso, nesses municípios, a maior parte das ocorrências foi atribuída a causas antropogênicas. A análise das variáveis meteorológicas e da média mensal do NDVI nos meses de julho a dezembro de 2019, indica que a área de vegetação nas microrregiões analisadas sofreu um declínio significativo, com o NDVI diminuindo de aproximadamente 0.46 em agosto para 0.30 em dezembro, associado à anomalia de temperatura de aproximadamente - 5°C nos meses de julho a setembro, anomalia de umidade relativa mais baixa (~ -17 %) principalmente em agosto, com registro da velocidade do vento em aproximadamente 4 m/s e anomalia de vento mais significativa no estado do Pará (3 m/s), principalmente em julho e agosto. Embora a umidade relativa tenha aumentado a partir de outubro, favorecendo uma leve recuperação da vegetação, o NDVI continuou diminuindo, refletindo os efeitos persistentes do estresse climático ao longo do período analisado. No estado de Roraima, durante os meses de janeiro a junho de 2019, o NDVI registrou valores médios de

aproximadamente 0.28 em abril, 0.26 em maio e 0.32 em junho, indicando um declínio inicial seguido por uma recuperação no último mês, associado a altas temperaturas principalmente de janeiro a abril, com anomalia de temperatura mais intensa em março (-5°C), anomalia de vento mais intensa nos meses de janeiro e fevereiro ($\sim 1.8 - 3.6$) e baixa umidade relativa nos primeiros meses do ano ($\sim 45\% - 30\%$), principalmente em março.

Palavras-chave: Queimadas; aprendizado de máquina; Sensoriamento Remoto; VIIRS

ABSTRACT

The Amazon rainforest, one of the most important ecosystems on the planet, covers a vast area of the Amazon basin. This region contains more than half of the world's tropical forests and plays a crucial role in mitigating global warming as a massive carbon reservoir. Historically, fires in the Amazon have been associated with drought events and human activities. In the most contemporary scenario, the interconnection between wildfires, deforestation, and drought periods has resulted in alarming increases, especially in the year 2020. Consequently, the long-term impacts of these fires on vegetation and soil still need to be better understood. In the face of challenges arising from anthropogenic activities, such as increased deforestation and extreme climatic events, the Legal Amazon urgently needs to implement effective conservation strategies. In this regard, the objective of this research is to analyze and contribute to the understanding of fire behavior in the Legal Amazon region between the periods of 2012 and 2023. To achieve this, we utilized the Fire Radiative Power (FRP) product with a spatial resolution of 375m from the Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) instrument aboard the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) satellites NOAA-20 and Suomi National Polar-orbiting Partnership (SNPP), which are sun-synchronous. In the analysis of fires and climate, meteorological reanalysis variables from ERA5 with a horizontal resolution of 0.25° were used. The results of this research highlight distinct patterns between the state of Roraima and the other states of the Legal Amazon. FRP exhibited greater variability between July and December, except in Roraima, where the highest variability occurred from January to June. The largest peaks in burned area during the months of July to December in the analyzed microregions occurred from 2020 onwards, registering approximately 8 million hectares in Altamira (PA), followed by São Félix do Xingu (PA) with around 7 million hectares, Apuí (AM) with approximately 5 million hectares, and Aripuanã (AM) with about 2 million hectares. During the months of January to June, the peak of burned area occurred in 2019 in most municipalities, with approximately 500.000 hectares in Caracaraí (RR), 300.000 hectares in Mucajaí (RR), and 100.000 hectares in Alto Alegre (RR). Regarding fire duration, the states of Pará, Amazonas, Acre, and Mato Grosso exhibited the highest intensities during the months of July to December, mainly from 2017 onwards, occurring during El Niño years (2019), as well as in La Niña years, such as 2017, 2021, and 2022. The frequency of fire_id records throughout the study period revealed that the state of Pará had the highest incidence, with the municipality of São Félix do Xingu recording a frequency of 12,000, while Altamira, Itaituba, and northern Rondônia each had a frequency of 8.000. Additionally, in these municipalities, most occurrences were attributed to anthropogenic causes. The analysis of meteorological variables and the monthly average NDVI from July to December 2019 indicates that the vegetation area in the analyzed microregions suffered a significant decline, with NDVI decreasing from approximately 0.46 in August to 0.30 in December. This decline was associated with a temperature anomaly of approximately -5°C from July to September, a lower relative humidity anomaly ($\sim -17\%$), mainly in August, with recorded wind speeds of approximately 4 m/s and the most significant wind anomaly in the state of Pará (3 m/s), particularly in July and August. Although relative humidity increased from October onwards, favoring a slight vegetation recovery, NDVI continued to decline, reflecting the persistent effects of climate stress throughout the analyzed period. In the state of Roraima, during the months of January to June 2019, NDVI recorded average values of approximately 0.28 in April, 0.26 in May, and 0.32 in June, indicating an initial decline followed

by a recovery in the last month. This was associated with high temperatures, mainly from January to April, with the most intense temperature anomaly occurring in March (-5°C), the most intense wind anomaly in January and February ($\sim 1.8 - 3.6$), and low relative humidity in the first months of the year ($\sim 45\% - 30\%$), particularly in March.

Keywords: Wildfires; machine learning; Remote Sensing; VIIRS

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Área de estudo: Amazônia Legal	28
Figura 2 - comparação da propagação diária do fogo mapeada por dados de 1km Aqua/MODIS (a), 750m VIIRS (b) e 375m VIIRS (c) na Reserva Ecológica do Taim, no Sul do Brasil	31
Figura 3 - Ilustração por etapas da Metodologia aplicada aos dados do produto VIIRS	37
Figura 4 - Climatologia (a) e distribuição do <i>Fire Radiative Power</i> (b) no período de 2012-2023 sobre a Amazônia Legal. Em (b) Os pontos além dos whiskers são considerados outliers, indicando eventos de incêndios com intensidade anômala em relação ao padrão climatológico	39
Figura 5 - Climatologia da <i>Fire Radiative Energy (FRE)</i> na Amazônia Legal durante o período de 2012 a 2023	41
Figura 6 - FRP diário (16/02/2019 - 08/04/2019) do “Fire_id” que apresentou maior FRE entre janeiro e junho de 2012 – 2023	42
Figura 7 - Ocorrências de incêndios no estado de Roraima: (a) registro anual; (b) registro mensal	43
Figura 8 - FRP diário (11/07/2020 - 11/11/2020) do “Fire_id” que apresentou maior FRE entre janeiro e junho de 2012 – 2023	45
Figura 9 - Ocorrências de incêndios no estado do Mato Grosso: (a) 2024; (b) registro mensal	46
Figura 10 - Número de <i>Fires</i> ao longo do período de 2012 – 2023	48
Figura 11 - Número de dias que ocorreram os <i>fires</i> ao longo do período de 2012 -2023	49
Figura 12 - Climatologia da temperatura a 2 m (°C) durante o período de 2012-2023	51
Figura 13 - Climatologia da velocidade do vento (m/s) durante o período de 2012-2023	53
Figura 14 - Climatologia da umidade relativa (%) durante o período de 2012-2023	55
Figura 15 - Médias das variáveis meteorológicas e do FRP no horário de 12UTC durante período de 23/07/2020 – 30/07/2020	59
Figura 16 - Médias das variáveis meteorológicas e do FRP no nível de 15UTC durante período de 10/08/2020 – 20/08/2020	60
Figura 17 - Médias das variáveis meteorológicas e do FRP no nível de 18UTC durante período de 09/10/2020 – 29/10/2020	61
Figura 18 - Níveis de NDVI antes, durante e depois do incêndio em 2020	65
Figura 19 - Velocidade do vento em alguns dias em que houve a queimada de 2020	69
Figura 20 - Temperatura (°C) às 18 UTC, em alguns dias da queimada referente ao ano de 2020	72
Figura 21 - Umidade relativa em alguns dias em que houve a queimada de 2020	75
Figura 22 - Duração dos fires anuais na vegetação durante a estação seca	80
Figura 23 - Duração dos fires anuais na vegetação durante a estação chuvosa	82
Figura 24 - Evolução da área queimada no período de 2012 – 2023 durante os meses de julho a dezembro nas microrregiões	84
Figura 25 - Evolução da área queimada no período de 2012 – 2023 durante os meses de janeiro a junho nas microrregiões	85

Figura 26 - Distribuição do FRP nos municípios do AM e PA ao longo das estações seca e chuvosa	87
Figura 27 - Distribuição do FRP nos municípios de Caracaraí e Rorainópolis no estado de Roraima durante a estação seca e chuvosa	90
Figura 28 - Média mensal de temperatura a 2 metros (°C) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante os meses de julho e dezembro de 2019, com dados de reanálise do ERA5	91
Figura 29 - Média mensal da umidade relativa do ar (%) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante julho a dezembro de 2019. A umidade relativa foi calculada a partir da temperatura do ar (t2m) e da temperatura do ponto de orvalho (d2m) com dados de reanálise do ERA5	92
Figura 30 - Média mensal da velocidade do vento (m/s) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante julho a dezembro de 2019. A velocidade do vento foi calculada a partir das componentes u e v com dados de reanálise do ERA5	94
Figura 31 - Média mensal do NDVI para as microrregiões do estudo de caso durante os meses de julho a dezembro de 2019	96
Figura 32 - Média mensal de temperatura a 2 metros (°C) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante os meses de janeiro a junho de 2019, com dados de reanálise do ERA5	96
Figura 33 - Média mensal da umidade relativa (%) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante janeiro a junho de 2019. A umidade relativa foi calculada a partir da temperatura do ar (t2m) e da temperatura do ponto de orvalho (d2m) com dados de reanálise do ERA5	99
Figura 34 - Média mensal da velocidade do vento (m/s) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante janeiro a junho de 2019. A velocidade do vento foi calculada a partir das componentes u e v com dados de reanálise do ERA5	101
Figura 35 - Média mensal do NDVI para as microrregiões do estudo de caso durante os meses de janeiro a junho de 2019	103
Figura 36 - Frequência dos Fire_id ao longo do período de 2012 a 2023.	105
Figura 37 - Área queimada acumulada de origem antropogênica ao longo de 2012 a 2023. Dados: MapBioma	106
Figura 38 - Distribuição dos dados absolutos do FRP ao longo dos meses durante o período de 2012-2023 a fim de mostrar as áreas de maior intensidade desse dado na Amazônia Legal. Unidade: MW/h	124
Figura 39 - Média Mensal do FRP por ano a fim de observar padrões do FRP ao longo dos meses de cada ano do período de estudo. Unidade: HW/h	124
Figura 40 - Distribuição dos dados absolutos do FRE ao longo dos meses de cada ano do período de estudo, a fim de analisar os anos com maiores FRE e os meses em que houveram esses aumentos. Unidade: MJ	125
Figura 41 - Soma da área queimada por estado de origem antropogênica durante os anos de 2012 a 2023. Dados: Mapbioma	126
Figura 42 - Taxa percentual da área queimada de origem antropogênica por estado durante os anos de 2012-2023. Dados: MapBioma	127

Figura 43 - Soma da área queimada por estado de origem natural durante os anos de 2012 a 2023. Dados: Mapbioma	128
Figura 44 - Taxa percentual da área queimada de origem natural por estado durante os anos de 2012-2023. Dados: MapBioma	129
Figura 45 - Ranking dos 10 municípios por estado que apresentaram maiores taxas de crescimento	130

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tabela de Produtos de Satélites, Sensores/Instrumentos e Resoluções	21
Tabela 2 - Classes, escala numérica e características do FWI	23

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
1.1 OBJETIVOS	17
1.1.1 Objetivo Geral	17
1.1.2 Objetivos Específicos	17
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1 Eventos de Queimadas na Amazônia Legal	18
2.2 Queimadas e Emissão de Poluentes	18
2.3 Uso de Sensoriamento Remoto para estimar emissões de queimadas	21
2.4 Fire Weather Index e seus desafios	24
3. DADOS E METODOLOGIA	25
3.3 Dados	27
3.3.1 Definição do FRP	29
3.3.2 Definição do FRE	33
3.4 METODOLOGIA	34
5. RESULTADOS	34
5.1 Climatologia e distribuição temporal do FRP	37
5.2 Distribuição Temporal do FRE	37
5.3 Visualização dos “Fire_ID” e Contagem de Focos de Calor Anual	40
5.4 Frequência e Duração dos Fires	42
5.5 Climatologia das variáveis Meteorológicas	46
5.6 Relação da Variável FRP com as Variáveis Meteorológicas	50
5.7 Uso do NDVI e variáveis meteorológicas no Big Fire da estação seca	56
6. ESTUDO DE CASO	60
6.1 Duração dos fires por municípios	77
6.2 Área queimada por município	81
6.3 Distribuição do FRP	85
6.3 Comportamento das variáveis meteorológicas X média mensal do NDVI ao longo do ano de 2019 durante a estação seca do estudo de caso	90
6.4 Comportamento das variáveis meteorológicas X média mensal do NDVI ao longo do ano de 2019 durante a estação chuvosa do estudo de caso	95
6.5 Origem dos fires	103
7. CONCLUSÃO	107
8. TRABALHOS FUTUROS	110
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111
8. ANEXOS	124

1. INTRODUÇÃO

A floresta amazônica abrange vários países. Aproximadamente 60% da Bacia Amazônica está localizada no Brasil, com a região administrativa conhecida como Amazônia Legal que cobre nove estados brasileiros: Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins, Mato Grosso e Maranhão, correspondendo a 61% do território nacional do Brasil. Reconhecido como um patrimônio global significativo, o bioma Amazônico abrange mais da metade das florestas tropicais do planeta e sustenta um quarto de todas as espécies terrestres (MALHI, Y. et al., 2008). Além disso, desempenha um papel crucial na mitigação do aquecimento global, atuando como um reservatório de carbono por meio do armazenamento de carbono na biomassa e nos solos (FEARNISE, 2012). A América do Norte é caracterizada por uma grande diversidade de ecossistemas, que variam desde as florestas boreais no Alasca e no Canadá até a vegetação subtropical no sudeste dos EUA e México (IFFN, 2017b). Esse vasto território está classificado em 15 regiões climáticas propensas a incêndios, com base em fatores geográficos e climáticos (FAO, 2011). No Canadá, as florestas cobrem cerca de 40% do país, abrangendo 417 milhões de hectares, o que representa 10% dos recursos florestais do mundo. O fogo é uma ocorrência natural nessas florestas, especialmente na zona boreal, que contém 30% da floresta boreal global, e desempenha um papel fundamental na estrutura ecológica e na manutenção do equilíbrio do ecossistema (IFFN, 2017a). Na Europa, os incêndios florestais afetam principalmente as áreas mediterrâneas, sendo em grande parte causados por atividades humanas (GANTEAUME et al., 2013). Por outro lado, os incêndios naturais são mais comuns em regiões montanhosas da Península Ibérica, no norte da Europa e nos Alpes, ocorrendo entre os meses de junho e agosto. No entanto, esses incêndios naturais representam apenas uma pequena fração da área total queimada (DIJKSTRA et al., 2022). A baixa umidade na vegetação, frequentemente associada a períodos de seca durante o verão no hemisfério norte, pode intensificar os danos causados por

incêndios naturais e aumentar a probabilidade de ignições por raios (VAZQUEZ; MORENO, 1998; CONEDERA et al., 2006; MÜLLER et al., 2013; FERNANDES et al., 2021).

Nas florestas boreais da América do Norte, as ignições causadas por raios são mais frequentes entre junho e julho, sendo responsáveis pela maior parte das áreas queimadas, principalmente em regiões de vegetação densa (VERAVERBEKE et al., 2017). No Canadá, especialmente na região oeste, o número de incêndios e a área queimada têm aumentado devido ao maior número de ignições por raios, enquanto os incêndios causados por atividades humanas têm diminuído (HANES et al., 2019; COOGAN et al., 2020). Nos Estados Unidos, embora a principal causa de incêndios seja de origem antropogênica, as regiões a oeste do país apresentam uma predominância de incêndios naturais, sendo responsáveis por cerca de dois terços da área queimada, principalmente nas áreas montanhosas. Essa predominância está fortemente associada à sazonalidade dos raios secos, que são uma importante fonte de ignição na região. Durante o verão, especialmente nos períodos de seca, a ocorrência de relâmpagos nuvem-solo com precipitação mínima favorece a ignição de incêndios florestais. Estudos indicam que o critério amplamente utilizado de precipitação inferior a 2,5 mm para caracterizar raios secos pode não capturar totalmente o risco de ignição, uma vez que incêndios remanescentes—detectados dias após a ignição—ocorrem sob condições de umidade mais elevada. Além disso, a influência da paisagem e da vegetação sobre as quantidades de precipitação associadas à ignição varia substancialmente entre as ecoprovíncias. Dessa forma, a sazonalidade dos incêndios naturais no oeste dos Estados Unidos está diretamente relacionada às condições atmosféricas e às características do ambiente, ressaltando a necessidade de critérios regionais mais específicos para prever e gerenciar esses eventos (Kalashnikov, 2023). Porém, os incêndios causados por atividades humanas têm uma duração mais longa, ocorrendo em regiões com maior umidade e maior velocidade do vento (ABATZOGLOU et al., 2016; NAGY et al., 2018; CATTAN et al., 2020;). Os incêndios florestais na América do Sul, conforme o IFFN (2007), apresentam características diferentes entre os países da região, principalmente devido a fatores como

variações climáticas, tipos de vegetação, relevo, além das diferenças culturais e comportamentais das populações locais. Mesmo dentro de um único país, é possível observar grandes discrepâncias. As florestas temperadas estão principalmente na Argentina, Chile, Paraguai e no sul do Brasil, enquanto a vegetação da região varia consideravelmente, desde áreas quase desprovidas de vegetação no Deserto de Atacama até regiões com vegetação densa e abundante nas áreas mais úmidas da Amazônia (FAO, 2006a). Estudos apontam que incêndios ocorreram na Amazônia desde antes da colonização europeia (RICHARDS, 1973; ERICKSON, 2008). Esses eventos estiveram fortemente relacionados às condições de seca e às atividades humanas que deram início ao fogo, um processo no qual um material inflamável era exposto a uma fonte de calor, desencadeando a combustão, sendo frequentes e amplamente distribuídos em áreas específicas, ocorrendo entre 7.000 e 250 anos antes do presente (SANFORD et al., 1985; FELDPAUSCH et al., 2022). O aumento da frequência de incêndios também foi observado entre 1.500 e 500 anos antes do presente (SANFORD et al., 1985; GOULART et al., 2017; SANTOS et al., 2000). Atualmente, há uma nítida correlação entre os incêndios na Amazônia e o desmatamento, junto aos períodos de seca. Esse padrão tem levado a um aumento significativo na ocorrência de incêndios. Por exemplo, os registros mostram um crescimento de 74% em 2020 em relação a 1998 na região brasileira (INPE, 2021). Esse aumento é preocupante, pois a combinação de desmatamento e seca tem intensificado a frequência e a gravidade dos incêndios, criando um ciclo cada vez mais difícil de interromper. Entretanto, os impactos de longo prazo desses incêndios no solo e na vegetação ainda são altamente desconhecidos.

A Bacia Amazônica, que abriga a maior floresta tropical do mundo, ocupa uma área de aproximadamente 5,8 milhões de km², representando cerca de 40% da América do Sul. A maior parte dessa bacia está localizada no Brasil, com o restante distribuído entre Bolívia, Colômbia, Equador, Guiana Francesa, Guiana, Peru, Suriname e Venezuela. Em geral, os incêndios florestais ocorrem em períodos específicos, dependendo do início e fim da estação chuvosa. Não há dados precisos sobre incêndios florestais na Guiana Francesa e no Suriname, e os dados

relativos à Bolívia, Equador e Paraguai foram considerados imprecisos nas fontes consultadas. Os incêndios, resultantes de atividades naturais e humanas, representam perturbações significativas na região amazônica, afetando a composição atmosférica, a estrutura e composição da floresta, e o ciclo do carbono. Geralmente, a incidência de incêndios na floresta amazônica é influenciada pelo uso e cobertura da terra e pelos padrões climáticos (CRUTZEN et al. 1990; LONGO et al. 2009). A grande parte das mudanças na cobertura da terra e atividades humanas estão concentradas nas áreas sul e leste da região amazônica brasileira, muitas vezes referida como o “arco do desmatamento” (MORTON et al., 2006). O impacto potencial das atividades humanas na Amazônia Legal é claramente visível, refletindo-se em alterações significativas no ecossistema ambiental e na biodiversidade da região. Tais impactos podem refletir em vários efeitos preocupantes, como a diminuição da precipitação, o aumento de eventos de precipitação extrema e a frequência de períodos secos (ALVES et al, 2017). A queima de biomassa refere-se à combustão aberta de qualquer substância orgânica em florestas, pastagens, áreas de cultivo, resíduos sólidos, madeira, entre outros. Essa queima representa uma das principais fontes de liberação de gases e partículas poluentes na atmosfera, tais como monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x), metano (CH₄), compostos orgânicos voláteis (COV), partículas PM_{2,5}, PM₁₀, carbono negro (BC) e carbono orgânico (OC) (CRUZEN et al., 1979; CRUTZEN e ANDREAE, 1990; ANDREAE, 1991; FISHMAN et al., 1991; KAUFMAN et al., 1992; LEVINE et al., 1993; MATSUEDA et al., 1999; ANDREAE e MERLET, 2001; KOPPMANN et al., 2005; ANDREAE, 2019). Esses poluentes atmosféricos vindos de incêndios florestais, onde esses incêndios funcionam como fontes de fluxos de calor na superfície, prejudicam vidas e propriedades, afetam a química atmosférica em escalas local e global e deterioram a qualidade do ar e a saúde humana (APTE et al., 2018; KARANASIOU et al., 2021), ao mesmo tempo em que influenciam as mudanças climáticas (KEYWOOD et al., 2012; BRAY et al., 2020).

Dependendo das condições meteorológicas, a fumaça proveniente das queimadas pode ser transportada em larga escala, impactando diretamente a qualidade do ar. Alguns estudos destacam o impacto das queimadas da região amazônica sobre a qualidade do ar da cidade de São Paulo (e.g. FREITAS et al., 2005; LOPES et al., 2012; TARGINO et al., 2019). Marengo et al. (2016) destacam a natureza persistente e prolongada da pluma de poluição amazônica observada a grandes distâncias, 2.000 km aproximadamente. Diante desse cenário complexo, compreender a distribuição das queimadas ao longo dos meses, suas inter-relações com as variáveis meteorológicas é crucial. Essa compreensão não apenas revela a magnitude dos desafios enfrentados pela Amazônia Legal, mas também destaca a urgência em adotar medidas e estratégias eficazes para preservar esse importante ecossistema.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Investigar a dinâmica das queimadas na Amazônia Legal entre 2012 e 2023, analisando sua relação com variáveis meteorológicas.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Analisar como as variáveis meteorológicas interagem na dinâmica do fogo refletindo diretamente nos padrões de FRP e NDVI ao longo do tempo.
- b) Realizar um estudo de caso com base no ano de maior duração dos fires e analisar o comportamento das variáveis meteorológicas e NDVI ao longo dos meses mais secos e chuvosos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Eventos de Queimadas na Amazônia Legal

A Amazônia, formada há aproximadamente 55 milhões de anos, abrange cerca de um terço das florestas tropicais globais, ocupando aproximadamente 4,1 milhões de km² no território brasileiro (PAGE et al., 2017; PAIVA et al., 2020; PENHA et al., 2020). Sua importância transcende fronteiras, contribuindo com 16% do metabolismo biológico global é aproximadamente um quinto da descarga total de água doce para os sistemas aquáticos globais, influenciando ciclos biogeoquímicos em níveis regional e global (MALHI, Y. et. al., 2021). A floresta amazônica abrange vários países. Aproximadamente 60% da Bacia Amazônica está localizada no Brasil, com a região administrativa conhecida como Amazônia Legal que cobre nove estados brasileiros: Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins, Mato Grosso e Maranhão, correspondendo a 61% do território nacional do Brasil. Reconhecido como um patrimônio global significativo, o bioma Amazônico abrange mais da metade das florestas tropicais do planeta e sustenta um quarto de todas as espécies terrestres (MALHI, Y. et. al., 2008). Além disso, desempenha um papel crucial na mitigação do aquecimento global, atuando como um reservatório de carbono por meio do armazenamento de carbono na biomassa e nos solos (FEARNISE, 2012). A Amazônia refere-se à vasta região de floresta tropical na América do Sul, que se estende por vários países, incluindo Brasil, Peru, Colômbia, Venezuela, Equador, Bolívia, Guiana, Suriname e Guiana Francesa. Já a Amazônia Legal é uma delimitação legal brasileira que abrange a maior parte da região amazônica dentro do território brasileiro. Esta distinção é importante para fins legais e administrativos, pois a Amazônia Legal está sujeita a políticas e regulamentações específicas relacionadas à conservação ambiental e desenvolvimento sustentável. A dinâmica climática da região amazônica também é fortemente influenciada pelo sistema de monção da América do Sul, que desempenha um papel essencial na distribuição sazonal das chuvas. Esse sistema caracteriza-se pela reversão sazonal dos ventos e pela influência da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) (Gan et al., 2004). Durante o verão austral, a intensificação da convecção sobre a Amazônia contribui para o transporte de umidade em direção ao centro-sul do Brasil, resultando em um período chuvoso significativo (Marengo et al., 2012). Além disso, a monção sul-americana está relacionada a eventos de variabilidade climática de larga escala, como El Niño-Oscilação Sul (ENSO), que podem

modificar a circulação atmosférica regional e afetar a duração e a intensidade da estação chuvosa (Grimm & Zilli, 2009). Adicionalmente, o sistema de monção da América do Sul interage com padrões climáticos globais e modula a distribuição da umidade na região amazônica. Estudos indicam que variações na intensidade da monção podem influenciar diretamente os períodos de seca e os extremos de precipitação na floresta tropical (Jones & Carvalho, 2013). Durante anos em que a monção se apresenta mais fraca, há uma redução no transporte de umidade da bacia amazônica para outras regiões do continente, intensificando os efeitos da seca e tornando a vegetação mais suscetível a incêndios florestais (Boers et al., 2014). Esse mecanismo destaca a importância do monitoramento contínuo dos padrões de monção para a compreensão das dinâmicas climáticas e ambientais na Amazônia. No entanto, apesar de sua vasta extensão e relevância ambiental, a Amazônia Legal enfrenta desafios consideráveis provenientes da crescente ação humana. Há uma notável lacuna entre a extensão da floresta e a eficácia das medidas de conservação adotadas pelos órgãos ambientais federais, estaduais e municipais (MORELLO et al., 2020). Embora algumas políticas estaduais tenham proibido, total ou parcialmente, o uso do fogo durante períodos mais secos, tais medidas se mostraram insuficientes para conter significativamente o número de focos de calor (MORELLO et al., 2020).

Essa ineficácia das medidas de conservação contribui para a intensificação de problemas ambientais na região. O desmatamento descontrolado, as queimadas sazonais, a expansão das atividades agropecuárias e outras práticas insustentáveis têm gerado impactos alarmantes na biodiversidade e na saúde dos ecossistemas. Estas ações têm sido os principais impulsionadores de perdas de biodiversidade irreversíveis, afetando não apenas a riqueza biológica, mas também os ciclos hidrológicos, a qualidade do solo e o bem-estar das comunidades locais que dependem diretamente dos recursos naturais (Fearnside, 2005). Cerca de 90% das queimadas de biomassa têm origem antropogênica, sendo intencionalmente provocadas para limpar áreas destinadas à agricultura, pastagens e outros propósitos, conforme evidenciado em diversos estudos (BRADY et al., 1996; FUJISAKA et al., 1996; HEIL e GOLDAMMER, 2001; PRASAD et al., 2003; VADREVU et al., 2019). Estas práticas, aliadas à remoção de resíduos e queima de madeira para obtenção de energia, têm impactos graves nos ecossistemas. Esses incêndios também afetam os ciclos biogeoquímicos da água, carbono e nitrogênio, enquanto atuam como fontes de calor que danificam vidas, propriedades e influenciam a química atmosférica em escalas local e global

(APTE et al., 2018; KARANASIOU et al., 2021). Além disso, esses eventos têm impacto direto nas mudanças climáticas (KEYWOOD et al., 2012; BRAY et al., 2020). As condições meteorológicas e climáticas desempenham um papel crucial na incidência e gravidade dos incêndios florestais. Fatores como temperaturas elevadas, déficit de precipitação e eventos climáticos como El Niño têm relação direta com a frequência e intensidade desses incêndios (KALE et al., 2017; JAIN et al., 2021). Em particular, períodos prolongados de seca, muitas vezes associados a ondas de calor, criam condições propícias para incêndios florestais mais intensos (RATNAM et al., 2016; ROHINI et al., 2016; DUBEY et al., 2021). Diante desse contexto, torna-se crucial compreender a relação entre a diversidade biológica da Amazônia Legal e os impactos das atividades humanas. A preservação deste ecossistema não é apenas uma preocupação local, mas global. É necessário um esforço conjunto para promover estratégias de conservação eficazes, incentivar práticas sustentáveis e buscar um equilíbrio entre desenvolvimento socioeconômico e proteção ambiental. Além disso, é essencial abordar as falhas na legislação e na execução das leis ambientais para superar os desafios enfrentados pela região (BARROSO & MELLO, 2021).

2.2 Queimadas e Emissão de Poluentes

O desmatamento e as queimadas estão intimamente conectados. Uma parte significativa desse processo está associada à transformação da floresta em pastagens, onde o fogo é usualmente utilizado para limpar as terras após a remoção da vegetação original. Essa prática leva a eventos intensos de poluição, especialmente nos meses de agosto a outubro na Amazônia Legal (TEN HOEVE et al., 2012), contribuindo significativamente como uma das principais fontes de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e poluentes atmosféricos no Brasil. Além do CO₂ decorrente da queima de combustíveis fósseis, outros compostos são liberados, como Monóxido de Carbono (CO), Óxidos de Nitrogênio (NO_x), Carbono Negro (BC) e Carbono Orgânico (OC), correspondendo a aproximadamente 30%, 10%, 15% e 40% das emissões globais resultantes de todas as formas de atividades de queima (VAN MARLE et al., 2017; HOESLY et al., 2018; IPCC, 2023).

A combustão é um processo químico em que um material reage rapidamente com o oxigênio do ar, gerando luz e calor intenso. Cerca de 80% da combustão de biomassa acontece nos trópicos, tornando-se a maior fonte de produção de gases tóxicos, material particulado e gases do efeito estufa do planeta (CRUTZEN et al., 2004; GUO et al., 2004).

A queima de biomassa na Amazônia é uma fonte significativa de emissões de poluentes causadas pela atividade humana, representando cerca de 15% do total global de queimadas (VAN DER WERF et al., 2010; MISHRA et al., 2015). Essas queimadas são comuns na América do Sul, ocorrendo principalmente no Brasil, Bolívia, Peru, Colômbia, Paraguai e norte da Argentina (PÉREZ RAMÍREZ et al., 2017). Essa ação não apenas libera quantidades substanciais de poluentes químicos, como também afeta o clima em longo prazo, além de gerar uma quantidade significativa de fumaça a curto prazo, afetando milhões de pessoas. De acordo com o relatório do IPCC (2023), a queima de biomassa nos trópicos tem implicações significativas para as emissões de gases de efeito estufa e mudanças climáticas.

As queimadas nessa região são frequentemente realizadas para expandir áreas agrícolas, preparar terras para a pecuária, mobilizar nutrientes em cultivos existentes, controlar pragas, e remover ervas daninhas e resíduos (TEN HOEVE et al., 2012; YANOSKY, 2012). A presença elevada de partículas resultantes da queima de biomassa está correlacionada ao aumento das hospitalizações, especialmente entre crianças e idosos (CANÇADO et al., 2006). Altos níveis de poluição podem aumentar o risco de infecções respiratórias, doenças pulmonares e câncer de pulmão (SMITH et al., 1970; OLIVEIRA et al., 2017).

Diversos poluentes gasosos são liberados durante as queimadas, incluindo CO, compostos orgânicos voláteis (COVs), NO_x, compostos de enxofre, metano e outros (CHEN et al., 2017). O ozônio (O₃) é gerado na pluma de poluição devido à interação entre poluentes urbanos e compostos orgânicos voláteis (COVs) biogênicos com influência significativa das condições meteorológicas locais (NASCIMENTO, 2022).

Dependendo das condições meteorológicas, a fumaça resultante das queimadas pode ser transportada em larga escala, afetando a qualidade do ar em cidades localizadas na direção oposta aos focos de queima. Vários estudos relataram o impacto das queimadas na região amazônica sobre a qualidade do ar em São Paulo (por exemplo, FREITAS et al., 2005; LOPES et

al., 2012; TARGINO et al., 2019, VELA, 2021). Marengo et al. (2016) destacam a persistência e a extensão da pluma de poluição amazônica observada a grandes distâncias, aproximadamente 2.000 km.

Mariano et al. (2010) e Vara-Vela et al. (2021) realizaram estudos mostrando que a pluma de fumaça gerada por incêndios florestais na Amazônia é transportada por longas distâncias pela atmosfera até alcançar São Paulo. Esse fenômeno pode ter impactos significativos na qualidade do ar e na saúde das pessoas, especialmente em áreas urbanas densamente povoadas como São Paulo. A fumaça pode conter partículas finas e poluentes que, quando inaladas, podem causar problemas respiratórios e outros distúrbios de saúde. Além disso, a presença da pluma de fumaça pode reduzir a visibilidade e afetar as condições meteorológicas locais, como temperatura e umidade do ar.

As emissões resultantes da queima de biomassa são a maior fonte de partículas finas carbonáceas primárias e a segunda maior fonte de emissão de gases traço, que podem contribuir para a formação de partículas secundárias na troposfera global (AKAGI et al., 2011). Na região sul-sudeste da Amazônia, a composição das partículas maiores de material particulado que ocorrem durante a queimada, pode incluir compostos orgânicos, como carbono orgânico e elementar, além de vários compostos inorgânicos, como carbonatos, sulfatos, nitratos, cálcio, sódio e potássio, principalmente, e em menor proporção amônio, magnésio, flúor, fosfatos e cloratos (CUSTODIO et al., 2019).

Uma fração do MP composta por material orgânico é conhecida como Carbono Negro (BC, do inglês "Black Carbon"). O termo "Black" refere-se às suas propriedades ópticas, devido à alta capacidade de absorção de luz visível. As partículas de BC têm uma aparência fortemente escura e geralmente são predominantes no MP fino (BOND et al., 2013).

Diferente de outras formas de carbono existentes, o BC possui uma combinação única de propriedades físicas, sendo refratário, insolúvel em água e em solventes orgânicos, e possui uma morfologia de pequenas esferas carbônicas agregadas. O BC atua como um solvente forte para compostos orgânicos persistentes, incluindo Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA). Apesar dos efeitos diretos do BC na luz e no albedo, ele não faz parte dos padrões ambientais de qualidade do ar (AGARWAL, 2011).

O material particulado gerado pela combustão de biomassa, tanto em ambientes internos quanto em abertos, é altamente tóxico e é composto principalmente por partículas finas e ultrafinas, capazes de causar inflamação nas regiões mais profundas do sistema respiratório. Estudos indicam que os efeitos adversos do material particulado à saúde estão relacionados à produção de agentes oxidantes intracelulares, que estimulam a inflamação vascular e aumento no risco de arteriosclerose por calcificação prematura da aorta e das coronárias (SHI et al., 1996, TURN, 1997, SHAHRIYARI, 2022).

2.3 Uso de Sensoriamento Remoto para estimar emissões de queimadas

O sensoriamento remoto por meio de satélites desempenha um papel crucial na estimativa e monitoramento das emissões decorrentes de queimadas. Essa ferramenta oferece uma visão detalhada e abrangente das áreas afetadas, permitindo a observação de diversos poluentes atmosféricos e a avaliação de variáveis importantes, como a área queimada, carga de combustível, uso do solo, cobertura vegetal e umidade. Essas informações são essenciais para a avaliação dos impactos das queimadas na atmosfera e no ambiente. Além disso, as observações por satélite também são fundamentais para o monitoramento contínuo de incêndios ativos em escala global (DWYER et al., 2000; ICHOKU et al., 2012).

A observação por satélite com alta resolução espacial e temporal, e uma ampla cobertura geográfica, é comumente empregada para analisar os efeitos do fogo na vegetação, na atmosfera, no clima, na qualidade do ar e na sociedade humana (BOWMAN et al., 2017; BERGERON et al., 2017). A tabela 1 mostra uma lista de alguns produtos de satélite, sensores e suas respectivas resoluções, espacial e temporal.

Tabela 1 - Tabela de Produtos de Satélites, Sensores/Instrumentos e Resoluções.

Sensor	Instrumento	Resolução	Resolução
		Espacial	Temporal
MODIS	Terra/Aqua	250m, 500m, 1km	Diária
VIIRS	Suomi	375m, 750m	Diária
	NPP/NOAA-20		

AVHRR	NOAA Satellites	1.1km	Diária
Sentinel-2	MSI	10m, 20m, 60m	5 dias
Landsat 8	OLI/TIRS	30m (OLI), 100m (TIRS)	16 dias
GOES-R	ABI	0.5km - 2km (visível), 2km (infravermelho)	5 minutos (hemisfério), 1 minuto (setores específicos)
Sentinel-1	SAR	5m (high resolution)	6 a 12 dias
TerraSAR-X	SAR	1m - 40m	Variável (dependendo da área)

Estudos como o de Palacios-Orueta et al. (2005) ressaltam a importância do sensoriamento remoto via satélite na obtenção de dados relevantes para o desenvolvimento de inventários de emissões. Essas observações permitem uma análise detalhada das queimadas e suas consequências, fornecendo informações cruciais sobre a extensão das áreas afetadas e a quantidade de poluentes liberados na atmosfera.

Assim, o sensoriamento remoto por satélites desempenha um papel significativo na avaliação e quantificação das emissões provenientes de queimadas, fornecendo dados essenciais para a compreensão dos impactos ambientais e atmosféricos desses eventos (DWYER ET AL., 2000; PALACIOS-ORUETA ET AL., 2005; ICHOKU ET AL., 2012).

2.4 Fire Weather Index e seus desafios

O Índice de Tempo para Fogo (Fire Weather Index, FWI) é uma ferramenta essencial no monitoramento e na previsão de condições favoráveis à ocorrência de incêndios florestais. Este índice é parte do Sistema Canadense de Previsão de Perigo de Incêndio Florestal (Canadian Forest Fire Weather Index System) e é amplamente utilizado em várias regiões do mundo para avaliar o risco de incêndios florestais (VAN WAGNER, 1987).

O FWI é composto por seis subíndices que medem diferentes aspectos das condições meteorológicas e do combustível que influenciam a propagação de incêndios:

1. Quantidade de umidade do combustível fino (*Fine Fuel Moisture Code* - FFMC): corresponde à classificação numérica do conteúdo de umidade da camada orgânica e dos combustíveis finos existentes na floresta;

2. Quantidade de umidade da turfa (*Duff Moisture Code* - DMC): corresponde à classificação numérica para a umidade média existente na camada orgânica pouco compacta de profundidade moderada;

3. Grau de secura (*Drought Code* - DC): corresponde à classificação numérica da umidade média existente nas camadas orgânicas compactas e profundas. Esta quantificação deve ser utilizada como um guia nas atividades de supressão e preparação de longo prazo, em grandes áreas;

4. Índice de propagação inicial (*Initial Spread Index* - ISI): corresponde à classificação numérica da velocidade de propagação do incêndio, imediatamente após a ignição, em um determinado tipo de material combustível;

5. Ajuste da quantidade de umidade da turfa (*Buid-Up Index* - BUI): corresponde à classificação numérica da quantidade de material combustível disponível para a combustão. Esta quantificação é adequada para uso como um guia nas atividades de controle e preparação de curto prazo;

6. Índice meteorológico de incêndios (*Fire Weather Index* - FWI): corresponde à classificação numérica da intensidade potencial do incêndio em um determinado tipo de combustível, e combina ISI e BUI.

O FWI é baseado em leituras instantâneas dos dados meteorológicos de temperatura, umidade relativa e velocidade do vento ao meio-dia do horário local e precipitação acumulada nas últimas 24 horas, prevendo o risco de incêndio durante o período de pico entre às 14:00 e 16:00 horas local ou *Greenwich Mean Time* (GMT) (VAN WAGNER, 1987).

Segundo Wotton (2009) apesar da utilidade do FWI ele enfrenta alguns desafios, tais como:

- Precisão dos Dados Meteorológicos: A precisão do FWI depende fortemente da qualidade e da resolução dos dados meteorológicos utilizados, como temperatura, umidade

relativa, precipitação e velocidade do vento. Pequenos erros nesses dados podem levar a previsões incorretas.

- Variabilidade Espacial e Temporal: As condições meteorológicas podem variar significativamente em pequenas escalas espaciais e temporais. Capturar essa variabilidade é crucial para previsões precisas, mas muitas vezes difícil devido à limitação de estações meteorológicas e sensores remotos.

- Impacto das Mudanças Climáticas: As mudanças climáticas estão alterando os padrões meteorológicos e aumentando a frequência e a intensidade de eventos climáticos extremos, como ondas de calor e secas. Isso pode tornar os modelos de previsão baseados em dados históricos menos confiáveis.

- Interação com Outros Fatores: O FWI considera principalmente fatores meteorológicos, mas a ocorrência e a propagação de incêndios também são influenciadas por fatores como topografia, tipos de vegetação, e atividades humanas. Integrar esses fatores de maneira eficaz é um desafio contínuo.

O índice FWI é representado por uma escala numérica de intensidade do fogo, com classes de risco que incluem baixo, moderado, alto, muito alto e extremo (Tabela 2). Ele é uma ferramenta poderosa na gestão de riscos de incêndios florestais, fornecendo informações cruciais para a tomada de decisões em prevenção e combate a incêndios. No entanto, é necessário enfrentar diversos desafios para melhorar sua precisão e eficácia, especialmente em um contexto de mudanças climáticas e crescente variabilidade meteorológica.

Tabela 2 - Classes, escala numérica e características do FWI.

CLASSES	ESCALA	CARACTERÍSTICAS
BAIXO	0 a 5	Focos auto extintos; fraca ignição
MODERADO	6 a 10	Queimadas superficiais; fácil controle
ALTO	11 a 21	Fogo vigoroso em superfície
MUITO ALTO	21 a 30	Carece de suporte aéreo para a contenção
EXTREMO	> 30	Rápida propagação; controle improvável

3. DADOS E METODOLOGIA

Nesta seção, são descritos os dados utilizados para analisar a dinâmica do comportamento de queimadas na Amazônia Legal e sua relação com as variáveis meteorológicas durante grandes incêndios. A metodologia empregada na análise dos dados permite analisar o comportamento da variável FRP sob diferentes condições de velocidade do vento, umidade relativa e temperatura, a fim de estabelecer uma relação da variável FRP com as variáveis meteorológicas.

3.1 Área de Estudo

A área de estudo desta pesquisa refere-se a Amazônia Legal (Figura 1) que corresponde à área de atuação da Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM) delimitada em consonância ao Art. 2º da Lei Complementar n. 124, de 03.01.2007. A Amazônia Legal foi instituída com o intuito de definir a delimitação geográfica da região política de atuação da SUDAM com a finalidade de promover o desenvolvimento includente e sustentável de sua área de atuação e a integração competitiva da base produtiva regional na economia nacional e internacional (IBGE, 2021).

Atualmente, a Amazônia Legal ocupa 5.015.146,008 km², onde corresponde cerca de 58,93% do território brasileiro. Nove estados compõem a Amazônia Legal: Acre (22 municípios), Amapá (16), Amazonas (62), Mato Grosso (141), Pará (144), Rondônia (52), Roraima (15), Tocantins (139) e parte do Maranhão (181 municípios, dos quais 21 foram parcialmente integrados), totalizando 772 municípios (IBGE, 2021).

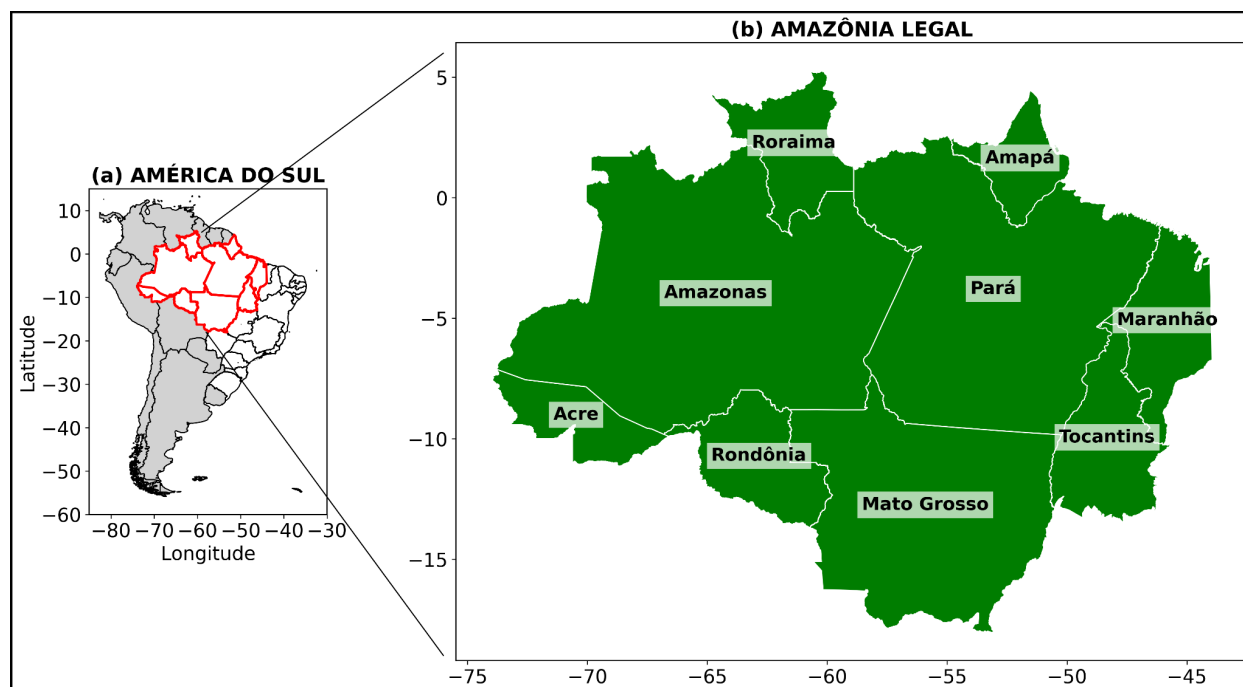


Figura 1 - Área de estudo: Amazônia Legal. Fonte: autora (2024).

3.2 Período de Estudo

O período de dados compreendido nesta pesquisa é de 2012 a 2023. Esses anos foram selecionados considerando a disponibilidade dos dados de satélite do *Suomi National Polar-orbiting Partnership* (SNPP) que estão disponíveis desde 2012, e da NOAA-20, que estão disponíveis a partir de 2019. A escolha desse período permite uma análise abrangente da dinâmica do regime de fogo na área de estudo, além de possibilitar a comparação com estudos prévios que abordaram questões semelhantes. Além disso, o período de 2012 a 2023 permite a realização de análises climatológicas, contribuindo para a compreensão dos padrões sazonais e de longo prazo dos incêndios na região.

3.3 Dados

Foram utilizados dados diários do instrumento de detecção ativa de incêndios *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* (VIIRS) a bordo do *Suomi National Polar-orbiting Partnership* (S-NPP) e do *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) NOAA-20 para investigar incêndios ocorridos durante o período de 2012-2023. Este conjunto de dados está disponível no *Fire Information for Resource Management System* (FIRMS) da

National Aeronautics and Space Administration (NASA) sob a forma de shapefiles em formato .csv que fornecem informações sobre a localização dos pixels de incêndio, data e hora de aquisição, confiança de detecção e temperatura de brilho, juntamente com outros metadados.

O instrumento VIIRS possui resolução espacial variável, com valores de 750 e 375 metros, e foi lançado em 28 de outubro de 2011 a bordo do satélite Suomi NPP (S-NPP), em uma missão conjunta entre os Estados Unidos, a NASA e a NOAA. O S-NPP faz parte do primeiro conjunto de satélites da missão Joint Polar Satellite System (JPSS) (HILLGER et al., 2013) e foi desenvolvido como sucessor do sensor MODIS, com a função de fornecer observações de incêndios para a era pós-MODIS. Atualmente, produtos diários de incêndios ativos em escala global são fornecidos pelo VIIRS a bordo do S-NPP. Os primeiros incêndios ativos detectados pelo sensor VIIRS ocorreram em 19 de janeiro de 2012, quando o instrumento foi plenamente implementado em modo operacional (SCHROEDER, W., 2017).

O VIIRS do SNPP possui horários de passagem sobre o equador similares (horário e local) $\approx 13:30$ (órbita ascendente) e $\approx 01:30$ (órbita descendente) do Aqua MODIS (LI et al., 2018), possibilitando a coleta de observações simultâneas suficientes para comparações precisas. No entanto, existem várias diferenças significativas entre o VIIRS e o MODIS. Primeiramente, a resolução espacial do MODIS é aproximadamente 7 vezes menor do que a observação do VIIRS, que é de 375 metros no nadir, ou seja, na direção vertical que aponta diretamente para baixo, perpendicular à superfície da Terra. A resolução do MODIS é ainda menor na borda da varredura, onde o ângulo de visão é mais agudo em relação à superfície (WOLFE et al., 2013; SCHROEDER et al., 2014; LI et al., 2018). Também foi adotado um esquema de agregação a bordo para o VIIRS, a fim de reduzir o aumento do tamanho do pixel ao longo do ângulo de varredura, enquanto nenhum processo desse tipo foi aplicado para o MODIS (WOLFE et al., 2013).

Por mais de uma década, o produto *Fire and Thermal Anomalies* do MODIS tem sido amplamente utilizado por gestores de incêndios e pela comunidade científica. Os novos dados *Environmental Data Records* (EDR) de incêndios ativos de 750 m do VIIRS fornecem continuidade a esses dados valiosos, oferecendo detecção e caracterização de incêndios semelhantes. Os dados VIIRS de 375 m complementam os de 750 m e representam uma

melhoria significativa em relação aos dados MODIS de 1 km, fornecendo informações mais detalhadas sobre incêndios.

Para ilustrar a melhoria qualitativa dos novos dados VIIRS de 375 m em comparação com o MODIS de 1 km, Schroeder (2014) analisou um complexo de incêndio no sul do Brasil, ocorrido em março de 2013. Os dados VIIRS de 375 m mostraram detecções de incêndio diurnas e noturnas mais consistentes e uma taxa de propagação de 58 m/h. Em contraste, os dados MODIS de 1 km forneceram informações menos coerentes, com omissões parciais do incêndio e cobertura limitada. Consequentemente, a propagação do fogo não pôde ser estimada adequadamente com os dados MODIS. Além disso, os pixels de incêndio ativos do VIIRS apresentaram uma concordância espacial significativamente melhor com o perímetro da área queimada, como ilustrado na Figura 2.

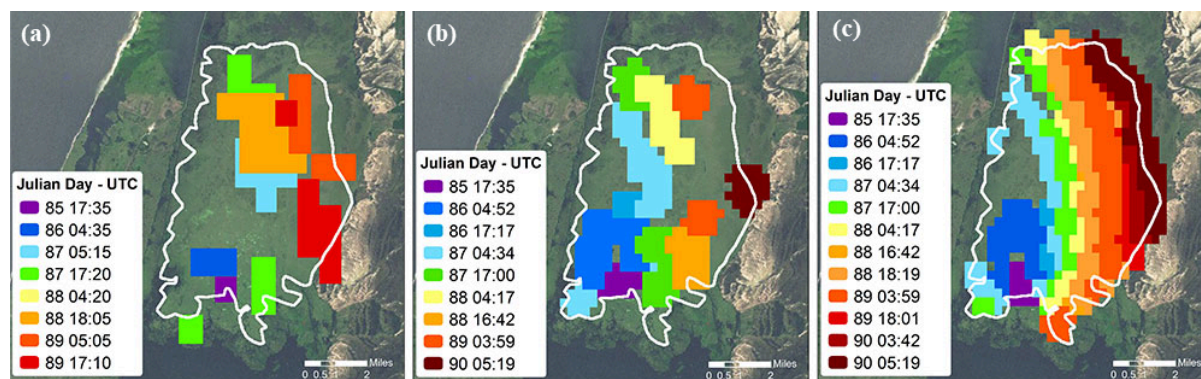


Figura 2 - Comparação da propagação diária do fogo mapeada por dados de 1km Aqua/MODIS (a), 750m VIIRS (b) e 375m VIIRS (c) na Reserva Ecológica do Taim, no Sul do Brasil. Fonte: Global Forest Watch (2016).

O contorno branco delimita a área queimada mapeada com o Landsat-7 de 30m em 31 de março. Nessa figura, é possível observar a propagação mais consistente e a concordância espacial dos dados do VIIRS 375m (Figura 3c). As detecções de incêndio derivadas das imagens sequenciais do VIIRS de 375m mostraram agrupamentos consistentes de detecção diurna e noturna, com uma taxa de propagação estimada em 58 m/h. Em contraste, as detecções de incêndio do MODIS 1km apresentaram informações de propagação muito menos coerentes, devido à omissão parcial do complexo de incêndio e à cobertura limitada dos dados MODIS nessa latitude. Consequentemente, a propagação do fogo não pôde ser adequadamente estimada utilizando os dados do MODIS. Adicionalmente, os pixels de incêndio ativos do VIIRS mostraram uma concordância espacial significativamente melhor com o perímetro da área

queimada disponível, digitalizada com os dados do Landsat-7 adquiridos em 31 de março de 2013.

Essas melhorias permitem que o produto de incêndios do VIIRS 375m detecte facilmente incêndios de pequeno porte e consigam fazer o *retrieve* do FRP que estão além da capacidade do MODIS (SCHROEDER et al., 2014; 2017; ZHANG et al., 2017).

Para analisar de forma quantitativa como o comportamento do fogo é influenciado pelas condições meteorológicas em um mesmo “fire_id” (como descrito na seção da metodologia representado pela Figura 4) foram utilizados dados diários da reanálise ERA5 através do *European Center for Medium-Term Weather Forecast* (ECMWF), para as variáveis U e V do vento, temperatura a 2m (t2m), temperatura de ponto de orvalho a 2m (d2m) e precipitação total nos 3 horários sinóticos 12:00, 15:00 e 18:00UTC. A partir dessas variáveis, foi possível calcular a variável umidade relativa, a qual não é disponível na base de dados do ERA5.

Para analisar de forma quantitativa como o comportamento do fogo é influenciado pelas condições meteorológicas em um mesmo “fire_id” (como descrito na seção da metodologia representado pela Figura 4) foram utilizados dados diários da reanálise ERA5 obtidos do *European Center for Medium-Term Weather Forecast* (ECMWF), para as variáveis U e V do vento, temperatura a 2m (t2m), temperatura de ponto de orvalho a 2m (d2m) e precipitação total nos 3 horários sinóticos 12:00, 15:00 e 18:00UTC. A partir dessas variáveis, foi possível calcular a variável umidade relativa, a qual não é disponível na base de dados do ERA5.

Para calcular a umidade relativa, utilizou-se a abordagem de cálculo baseada nas variáveis de temperatura e ponto de orvalho de acordo com Magnus (1844) e Tetens (1930):

$$es = 6.11 * \frac{e^{\frac{(17.67 * d2m[t2m])}{(d2m[t2m] + 243.5)}}}{d2m[t2m] + 243.5} \quad (1)$$

Onde:

- e_s é a pressão de vapor saturado a uma determinada temperatura,
- $d2m$ é a temperatura do ponto de orvalho
- $t2m$ é a Temperatura a 2 metros

$$e = 6.11 * \exp\left(\frac{17.67 * d2m}{d2m + 243.5}\right), \quad (2)$$

onde 'e' é a pressão de vapor e UR refere-se a umidade relativa expressa em porcentagem.

$$UR = \frac{e}{e_s} * 100 \quad (3)$$

Para analisar o comportamento dos poluentes atmosféricos nas grandes queimadas serão utilizados dados de poluição (BC e PM_{2.5}) do CAMS *Global Biomass Burning Emissions Service*, com base na potência radiativa do fogo, através do *Global Fire Assimilation System* (GFAS), estabelecendo relações entre o FRP, as variáveis meteorológicas e os poluentes atmosféricos.

3.3.1 Definição do *Fire Radiative Power* (FRP)

A energia radiativa do fogo (FRP, do inglês *Fire Radiative Power*), é uma medida da intensidade de radiação emitida por um incêndio/queimada. O FRP é um parâmetro crucial para avaliar o comportamento e a magnitude dos incêndios florestais, pois está diretamente relacionado à quantidade de energia liberada durante a queima. Ele é geralmente calculado a partir de dados de satélites equipados com sensores de radiação, como os do sistema MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), utilizando a equação:

$$FRP = \epsilon \sigma \sum_{i=1}^n A_n T_n^4 \quad (4)$$

onde:

- σ é a constante de Stefan-Boltzmann ($5,67 \times 10^{-8} \text{ J} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-4}$)
- ϵ representa a emissividade do fogo (que depende do tipo de vegetação e das condições do incêndio)
- A_n é a área da chama do incêndio (m^2) da n -ésima componente térmica,
- T_n é a temperatura (K) da n -ésima componente térmica.

O FRP é uma variável importante para a quantificação de emissões de gases, monitoramento da extensão dos incêndios e estudos sobre os efeitos climáticos. Além disso, o FRP é utilizado para estimar a liberação de carbono e outras substâncias químicas para a atmosfera. A medição e o acompanhamento do FRP ajudam na modelagem da propagação do fogo e no entendimento da dinâmica térmica dos incêndios, sendo uma ferramenta essencial para políticas de gestão ambiental e mitigação de desastres (Wooster et al., 2003; Giglio et al., 2006; Andela et al., 2017).

3.3.2 Definição do *Fire Radiative Energy* (FRE)

A energia radiativa do fogo refere-se à porção da energia emitida como radiação eletromagnética durante todo o processo de combustão onde é proporcional à quantidade da queima de biomassa e, conseqüentemente, à quantidade de gases e aerossóis emitidos por essa queima (Wooster, 2005). É calculada a partir da expressão:

$$FRE = \int_{t1}^{t2} FRP_t^d dt \quad (5)$$

Onde:

- FRE é a Energia Radiativa do Fogo (MJ),
- t1 e t2 denotam o primeiro e o último intervalo de tempo de observação.
- FRP é o Poder Radiativo do Fogo (MW),
- dt representa o intervalo de tempo durante o qual o incêndio foi observado.

Essa relação mostra que o FRE é obtido pela integração do FRP ao longo do tempo, permitindo estimar a energia total liberada por um evento de fogo. Estudos como os de Wooster et al. (2005) demonstraram que o FRE pode ser usado para estimar a biomassa queimada, com base em coeficientes empíricos que relacionam a energia emitida à quantidade de material consumido pelo fogo.

3.4 METODOLOGIA

Para entender a dinâmica das queimadas na Amazônia Legal, algumas etapas foram estabelecidas e são apresentadas na Figura 3. A primeira está relacionada à filtragem do conjunto de dados e, conseqüentemente, à redução do seu tamanho. Para isso, optou-se por utilizar apenas valores de FRP maiores que zero, excluindo assim todos os pontos com valores de FRP menores.

Em seguida, o conjunto de dados foi agrupado por coordenadas (latitude e longitude) e data de aquisição (acq_date), de modo a calcular a duração de um incêndio específico. Foram eliminados os incêndios com menos de 24 horas, pois eventos de curta duração podem representar detecções esporádicas ou queimadas de pequena escala, sem impacto significativo no contexto das análises de padrões espaciais e temporais das queimadas na região. Cada passo foi

concebido para filtrar, manipular e analisar os dados de FRP, resultando em um arquivo final para análise posterior.

A segunda etapa é a aplicação da metodologia de clusterização desenvolvida por Nascimento et al. (in prep.), onde o algoritmo DBSCAN (ESTER et al., 1996) é utilizado para identificar os incêndios florestais significativos, conhecidos como "Big Fires", ao longo do período analisado na região da Amazônia Legal. Os "Big Fires" são áreas que apresentaram maior energia radiativa do fogo ao longo do período analisado, indicando incêndios de grande escala e impacto significativo. Para a clusterização de queimadas utilizando o algoritmo DBSCAN, as coordenadas de latitude, longitude e o tempo devem ser transformadas para espaço cartesiano.

O termo "tempo", nesse contexto, refere-se à dimensão temporal dos eventos de queimada, ou seja, a progressão dos incêndios ao longo do tempo. No modelo, o tempo precisa ser convertido para uma unidade compatível com as dimensões espaciais (latitude e longitude), de modo que a clusterização possa ser realizada de maneira eficiente. Para isso, o tempo foi transformado multiplicando-o por uma constante empírica com unidades de graus/hora, o que permite equiparar a variação temporal a uma escala espacial e, assim, possibilita que o algoritmo DBSCAN agrupe os pontos de detecção que pertencem a um mesmo incêndio. Essa conversão garante que os incêndios sejam identificados como eventos contínuos no espaço-tempo, em vez de apenas conjuntos de pontos isolados.

Uma vez obtidos os grupos de queimadas, é possível produzir uma única série temporal através da soma dos valores de FRP sobre a latitude e longitude. Outras variáveis sobre o fogo, como a velocidade do vento, também podem ser transformadas numa única série temporal através da realização de médias ponderadas de FRP. Isto resultará na atribuição de identificadores únicos dos grupos ("fire_id") a cada ponto de detecção de hotspot, tornando possível identificar e agrupar os pontos de dados do FRP em diferentes incêndios.

O fire_id é um identificador único atribuído a cada grupo de pontos detectados como pertencentes a um mesmo incêndio/queimadas. Esse identificador é gerado após a aplicação do algoritmo de clusterização (DBSCAN), que agrupa os pontos de fire (hotspots) com base nas coordenadas e no tempo (acq_time). Ao atribuir um fire_id a cada grupo de pontos, torna-se

possível acompanhar a evolução de um incêndio ao longo do tempo e do espaço, permitindo análises mais detalhadas sobre sua duração, intensidade (FRP), por exemplo.

A terceira etapa tem como objetivo identificar os "Big fires", onde a abordagem agrupará os dados com base no "fire_id" e ordená-los-á de acordo com o tempo de aquisição (acq_time). Esta ordenação permitirá calcular a duração de cada incêndio, subtraindo o tempo do primeiro ponto (acq_time) ao tempo do último ponto do grupo correspondente, obtendo-se assim a duração total do incêndio. Na Fig. 3 tem-se uma ilustração das etapas mencionadas.

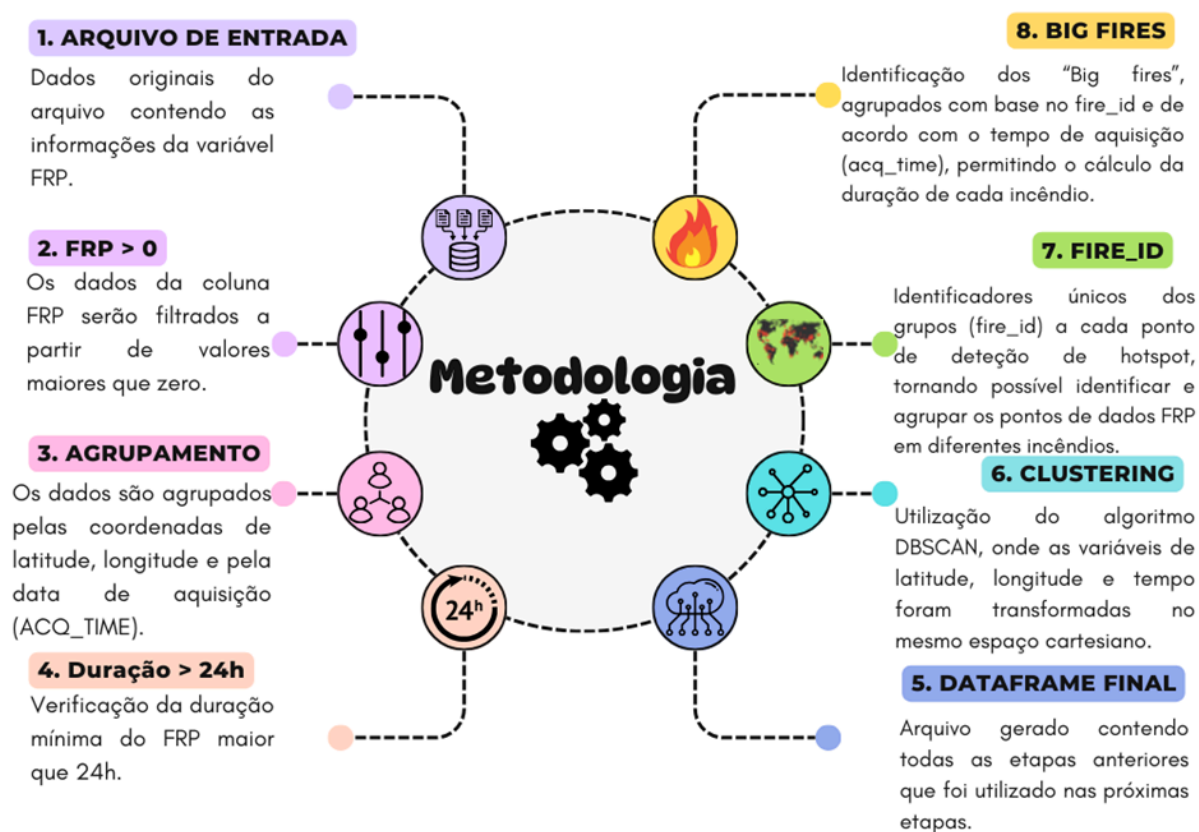


Figura 3 - Ilustração por etapas da Metodologia aplicada aos dados do produto VIIRS. Fonte: autora (2024).

Em suma, a metodologia adaptada inclui a aplicação do algoritmo DBSCAN para identificar os grupos de incêndios, determinar a duração dos incêndios e, em seguida, integrar os valores de FRP para calcular a FRE total de cada incêndio.

5. RESULTADOS

5.1 Climatologia e distribuição temporal do FRP

A Figura 4 mostra a climatologia (a) e a distribuição mensal do FRP (b). Na Figura 4 (a) é possível identificar valores variando de 0 a 15 MW/h e as maiores médias durante os meses de agosto (~15 MW/h), setembro (~12.5 MW/h) e julho (~12 MW/h), respectivamente. Observa-se também uma variabilidade ao longo de todos os meses. O período chuvoso apresentou as maiores médias nos meses de junho (~10 MW/h), maio (~8 MW/h) e março (~8 MW/h), respectivamente.

Na Figura 4 (b) observa-se que os resultados revelam uma variação sazonal significativa no FRP, com picos expressivos nos meses de setembro a novembro. Esse padrão sugere uma maior incidência de incêndios de alta intensidade nesse período, possivelmente associado à estação seca e às condições meteorológicas favoráveis à propagação do fogo. Nos primeiros meses do ano, o FRP se mantém relativamente baixo, refletindo uma menor ocorrência de incêndios, possivelmente devido à maior umidade e precipitação. Esse comportamento sazonal reforça a necessidade de políticas públicas voltadas para a prevenção e mitigação de incêndios florestais, especialmente nos meses mais críticos.

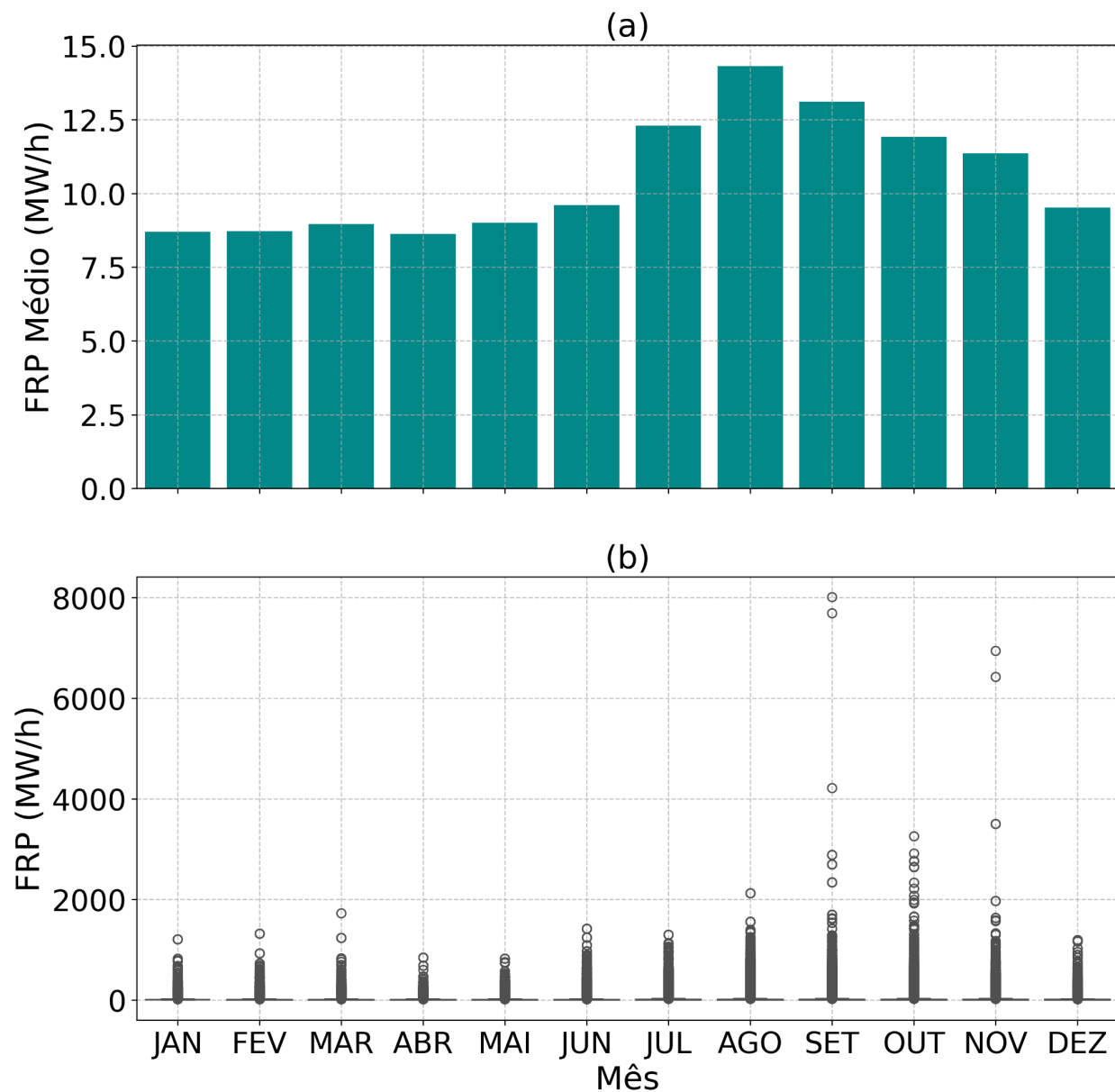


Figura 4 - Climatologia (a) e distribuição do Fire Radiative Power (b) no período de 2012-2023 sobre a Amazônia Legal. Em (b) Os pontos além dos whiskers são considerados outliers, indicando eventos de incêndios com intensidade anômala em relação ao padrão climatológico. Fonte: autora (2024).

5.2 Distribuição Temporal do FRE

A Figura 5 mostra a climatologia (a) e a distribuição mensal do FRE (b) para a Amazônia Legal durante o período de 2012 a 2023. O mês que apresentou a maior média foi julho 42 (aproximadamente 2.000.000 MJ), seguido pelo mês de agosto que apresentou aproximadamente 1.000.000 MJ.

No período mais chuvoso (janeiro a junho), as maiores médias foram registradas nos meses de maio e março (ambos entre 0 a 500.000 MJ), respectivamente. Observa-se também que a Figura 5 (b) apresenta a mesma distribuição mensal de FRE, mas com foco na identificação de outliers, onde exibe a presença de outliers, especialmente em Julho, indicando valores de FRE excepcionalmente altos. Um outlier notável em Agosto também sugere a ocorrência de um ano com FRE consideravelmente elevado neste mês.

De modo geral, a Figura 5 gráficos revela um padrão sazonal na energia radiativa do fogo, concentrada principalmente nos meses de Julho e Agosto. A ocorrência de outliers indica a possibilidade de anos com condições climáticas mais propícias à propagação de queimadas, resultando em valores de FRE excepcionalmente altos.

A análise da climatologia da FRE é crucial para entender os padrões de queimadas e seus impactos, auxiliando na tomada de medidas preventivas e de combate a incêndios. A identificação de outliers contribui para a compreensão de eventos extremos e seus efeitos no meio ambiente.

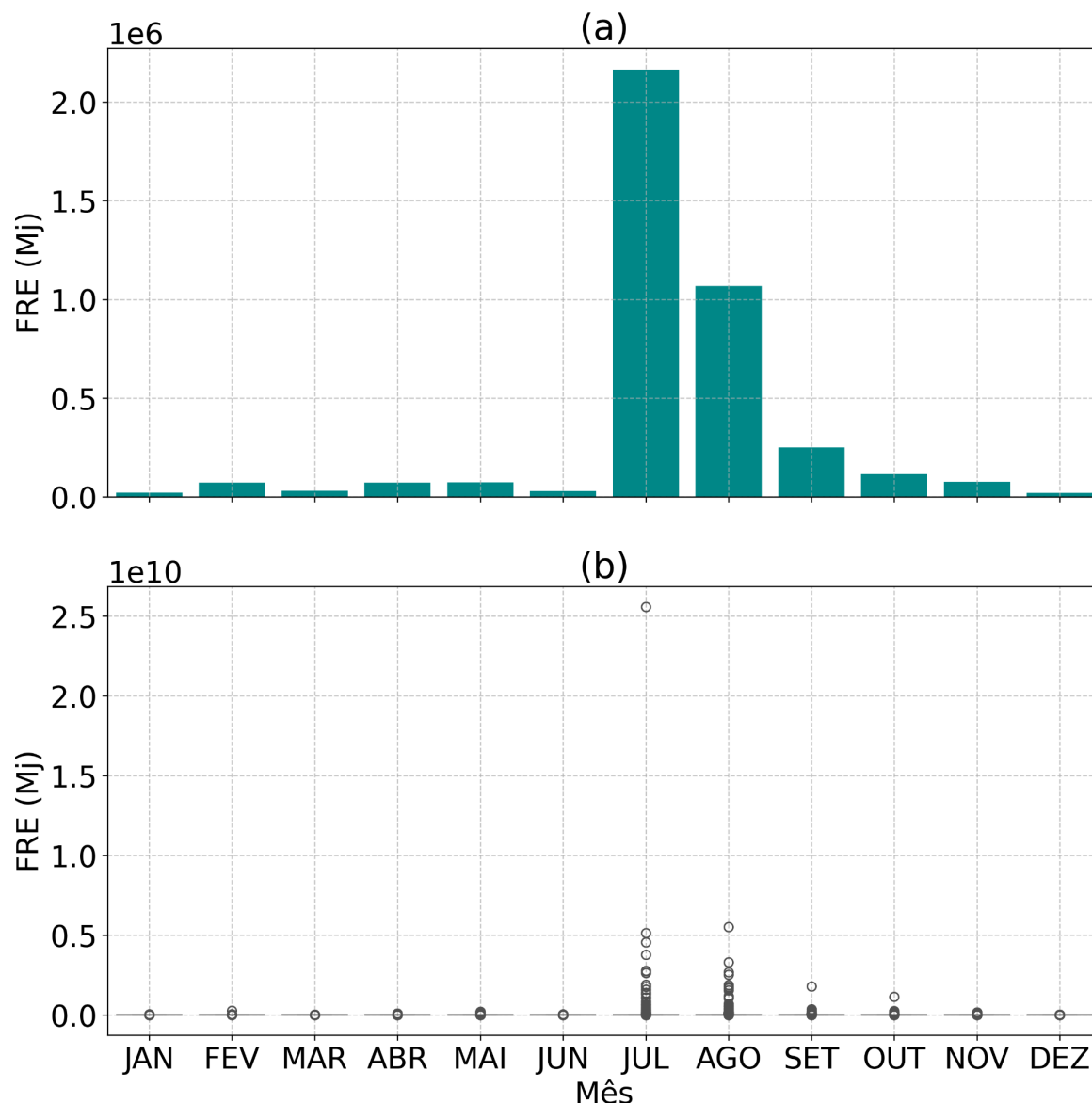


Figura 5: Climatologia da *Fire Radiative Energy* (FRE) na Amazônia Legal durante o período de 2012 a 2023. Fonte: autora (2024).

Observa-se que há uma coerência nos resultados das Figuras 5 e 6, que mostram que os meses mais secos tiveram as maiores médias de FRP e FRE. Isso sugere que a maior intensidade de incêndios ocorre nos meses mais secos. Esses resultados corroboram com os resultados de Libonati (2021), que identificou picos na atividade de fogo na Bacia Amazônica durante os meses mais secos, especialmente entre junho e setembro no período de 2005 a 2010, marcados por baixos índices de precipitação e condições climáticas mais secas.

5.3 Visualização dos “Fire_ID” e Contagem de Focos de Calor Anual

A Figura 6 representa o fire que foi registrado com o maior FRE (256.620.400 MJ) durante os meses de janeiro até junho, onde teve início dia 16/02/2019 e fim dia 08/04/2019, totalizando 52 dias no estado de Roraima.

Um estudo realizado por Silveira (2020) afirma que, embora a atividade de fogo na maioria dos estados da Amazônia tenha se concentrado no período de agosto a setembro, devido à sazonalidade das chuvas na maior parte da região, os incêndios mais intensos em Roraima ocorreram entre fevereiro e abril, o que corrobora com os resultados apresentados na Figura 6. A ocorrência mensal de incêndios nos estados da Amazônia durante 2019 foi, na maioria dos casos, abaixo da média dos anos sem seca. Segundo o autor, o ano de 2019 na Amazônia foi marcado por aumentos anormais na ocorrência mensal de focos de fogo ativo, especialmente nos estados de Roraima, Amazonas e Acre, que também atingiram níveis extremos de desmatamento anual em 2020. Em 2019, Roraima registrou o maior número de focos de fogo ativo dos últimos 17 anos, e uma condição de seca severa, juntamente com o desmatamento, parece ter contribuído para esse aumento.

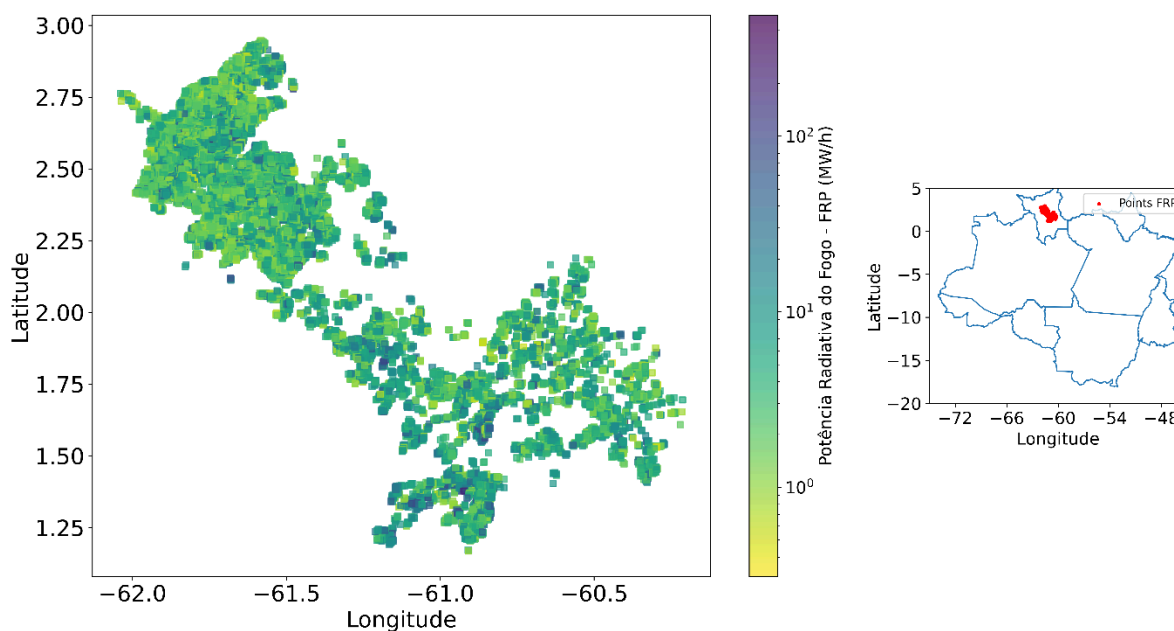
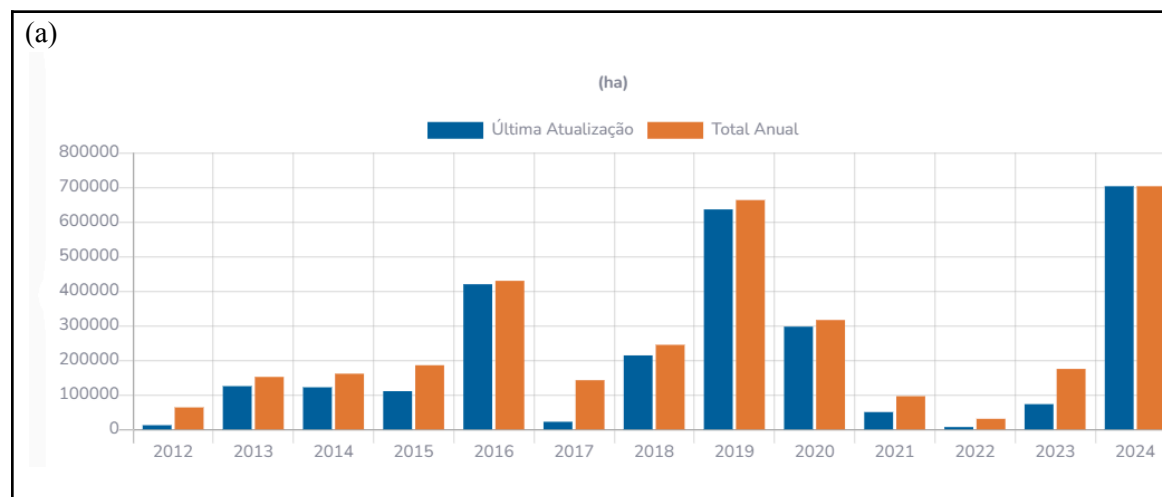


Figura 6 - FRP diário (16/02/2019 - 08/04/2019) do “Fire_id” que apresentou maior FRE entre janeiro e junho de 2012 – 2023. Fonte: autora (2024).

O estado de Roraima inicia seu período chuvoso no trimestre de março, abril e maio e intensifica no trimestre de junho, julho e agosto. Seu período mais seco inicia no trimestre de setembro, outubro e novembro e intensifica no trimestre de dezembro, janeiro e fevereiro (SILVA, 2023). É relevante observar que a climatologia da precipitação para o estado de Roraima é diferente da climatologia dos demais estados da região da Amazônia Legal. O “fire_id” (Figura 6) apresentado inicia no final do período mais seco de acordo com a climatologia trimestral para o estado de Roraima e se estende até o período chuvoso.

De acordo com o sistema de monitoramento ALARMES (<https://alarmes.lasa.ufrj.br/platform>) no período entre 2012-2023 o ano de 2019 foi o que apresentou maior área queimada (ha) para o estado de Roraima (Figura 7 (a)), com uma curva acentuada entre os meses de janeiro a abril, apresentando um pico em fevereiro (Figura 7(b)); esses achados confirmam os resultados encontrados. Importante ressaltar que de acordo com a Figura 7 (a) o ano de 2024 tem sido o mais impactante para o estado de Roraima, em termos de áreas queimadas até o momento (última atualização: abril de 2024).



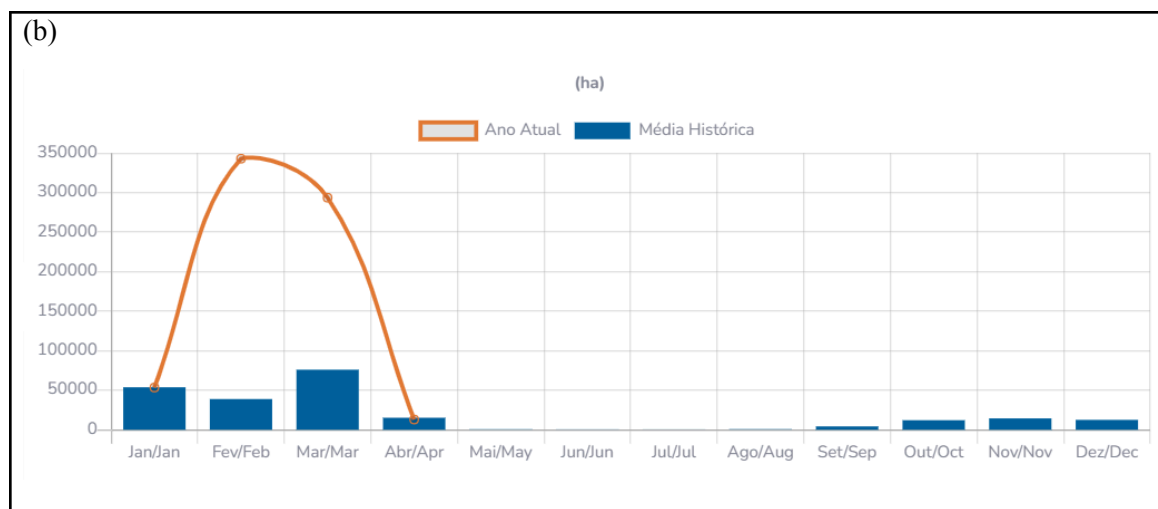


Figura 7 - Ocorrências de incêndios no estado de Roraima ao longo dos anos de 2012-2024: (a) registro anual; (b) registro mensal. Fonte: Sistema de alerta: ALARMES.

A Figura 8 representa o fire que foi registrado com o maior FRE (25.577.000.000 MJ) durante os meses de julho até setembro. Este fire teve início dia 11/07/2020 e fim no dia 11/11/2020, totalizando 124 dias de incêndio no estado do Mato Grosso.

De acordo com o sistema de monitoramento ALARMES (<https://alarmes.lasa.ufrj.br/platform>) durante os anos de 2012-2023 o ano de 2020 foi o que apresentou maior área queimada (ha) para o estado do Mato Grosso (Figura 9 (a)), com o trimestre ASO registrando os maiores valores, principalmente no mês de setembro (Figura 9 (b)), esses achados confirmam os resultados encontrados na Figura 15. Importante ressaltar que de acordo com o site os meses de janeiro, fevereiro e março de abril de 2024 ultrapassaram os valores dos referidos meses no ano de 2023, indicando um aumento significativo.

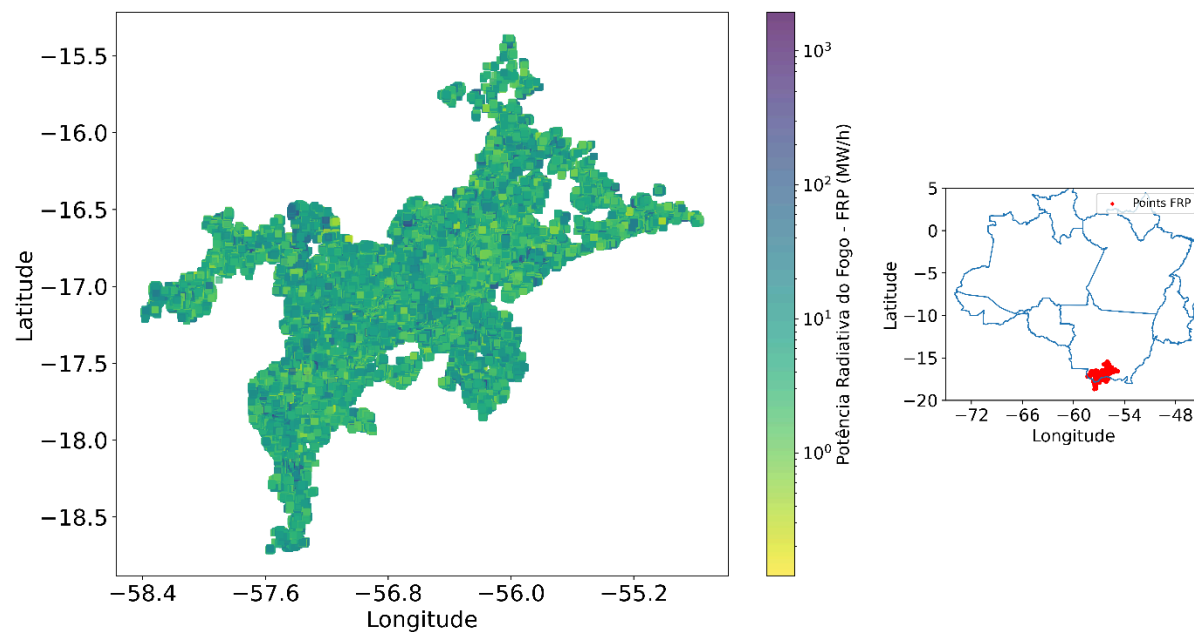
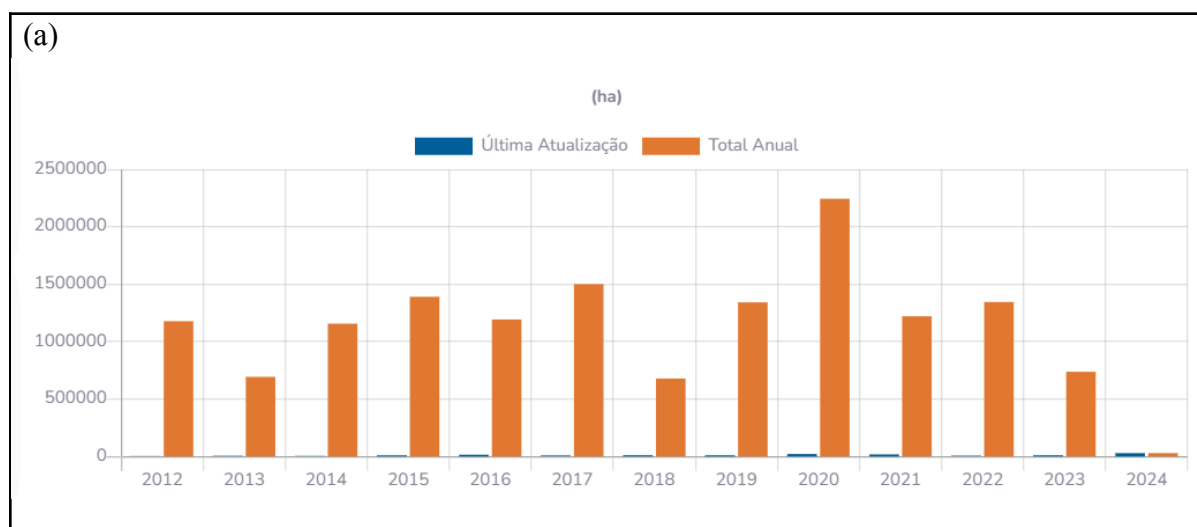


Figura 8 - FRP diário (11/07/2020 - 11/11/2020) do “Fire_id” que apresentou maior FRE entre janeiro e junho de 2012 – 2023. Fonte: autora (2024).



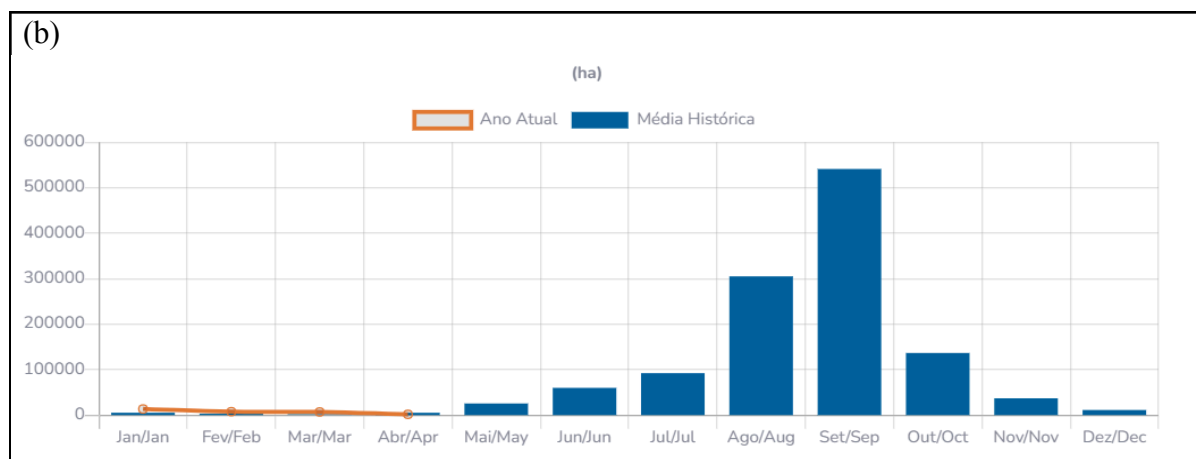


Figura 9 - Ocorrências de incêndios no estado do Mato Grosso ao longo dos anos de 2012-2024: (a) 2024; (b) registro mensal. Fonte: Sistema de alerta: ALARMES.

5.4 Frequência e Duração dos *Fires*

Segundo dados de queimadas do INPE (2023), o número de focos de incêndio começa a aumentar a partir de maio, atingindo seu pico entre agosto e setembro. Nos meses seguintes, a frequência de incêndios diminui gradativamente, mas ainda permanece elevada em outubro e novembro, e embora haja uma redução em dezembro, os registros ainda são significativos.

A Figura 10 mostra o número de Fires ao longo do período de 2012 – 2023, onde nota-se um aumento intenso no ano de 2020 quando comparado com os anos anteriores, principalmente no mês de setembro (1.900.570 fires). Nota-se ainda que ao longo de todos os anos os meses mais intensos foram em agosto (em 2015 registrando 199.852 fires e em 2023 registrando 454.968 fires), setembro (em 2014 registrando 20.448 fires e em 2023 registrando 713.289 fires) e outubro (em 2014 registrando 194.309 fires e em 2023 registrando 632.373 fires). É perceptível que a frequência de focos de queimadas cresce de forma acentuada, principalmente nos meses de julho a dezembro, porém mesmo nos meses chuvosos houve registros altos de ocorrências de focos de queimadas, segundo Da Silva (2018) o clima mais quente e o avanço do desmatamento contribuem para o aumento da intensidade e frequência dos incêndios florestais na Amazônia, mesmo durante os meses chuvosos.

Analisando a Figura 11, que mostra a quantidade de dias dos focos de queimadas, percebe-se que, em 2015, a duração dos focos de queimadas começou a aumentar a partir de

julho. A partir de 2020, esse aumento passou a ocorrer desde junho, e em 2021, a intensificação começou em maio. Em todos os anos, os meses mais intensos foram de agosto a outubro. Assim, tanto a frequência e a duração dos focos de queimadas se concentram em maior intensidade nos meses de agosto, setembro e outubro.

Esses resultados confirmam os resultados encontrados por Valente et. al (2023) onde os autores mostram que nos anos de 2013 a 2022 os incêndios florestais aumentaram. Segundo os autores, a maioria dos eventos de incêndio ocorrem durante os meses de maio a outubro.

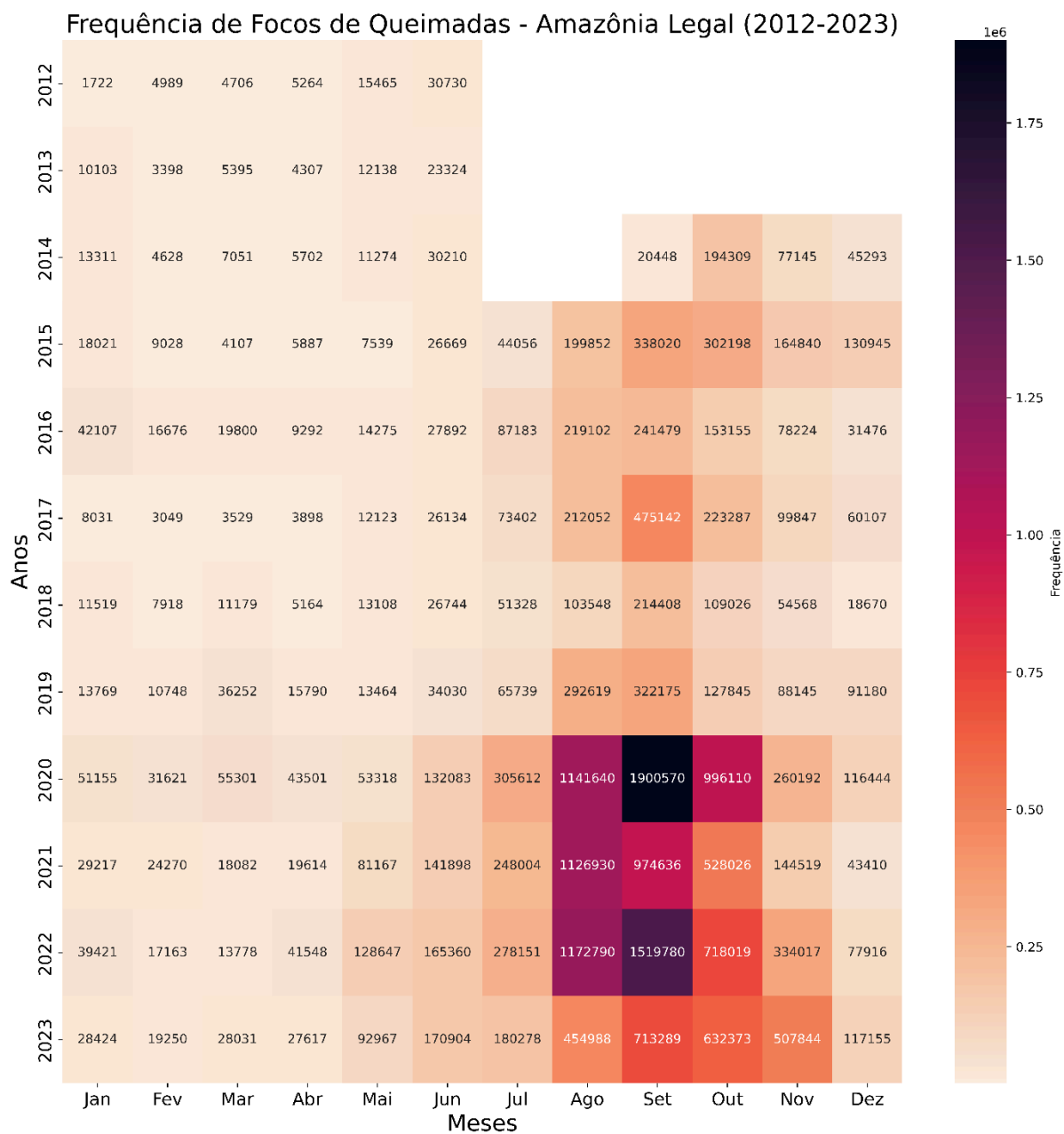


Figura 10: Número de *fires* ao longo do período de 2012 – 2023. Fonte: autora (2024).

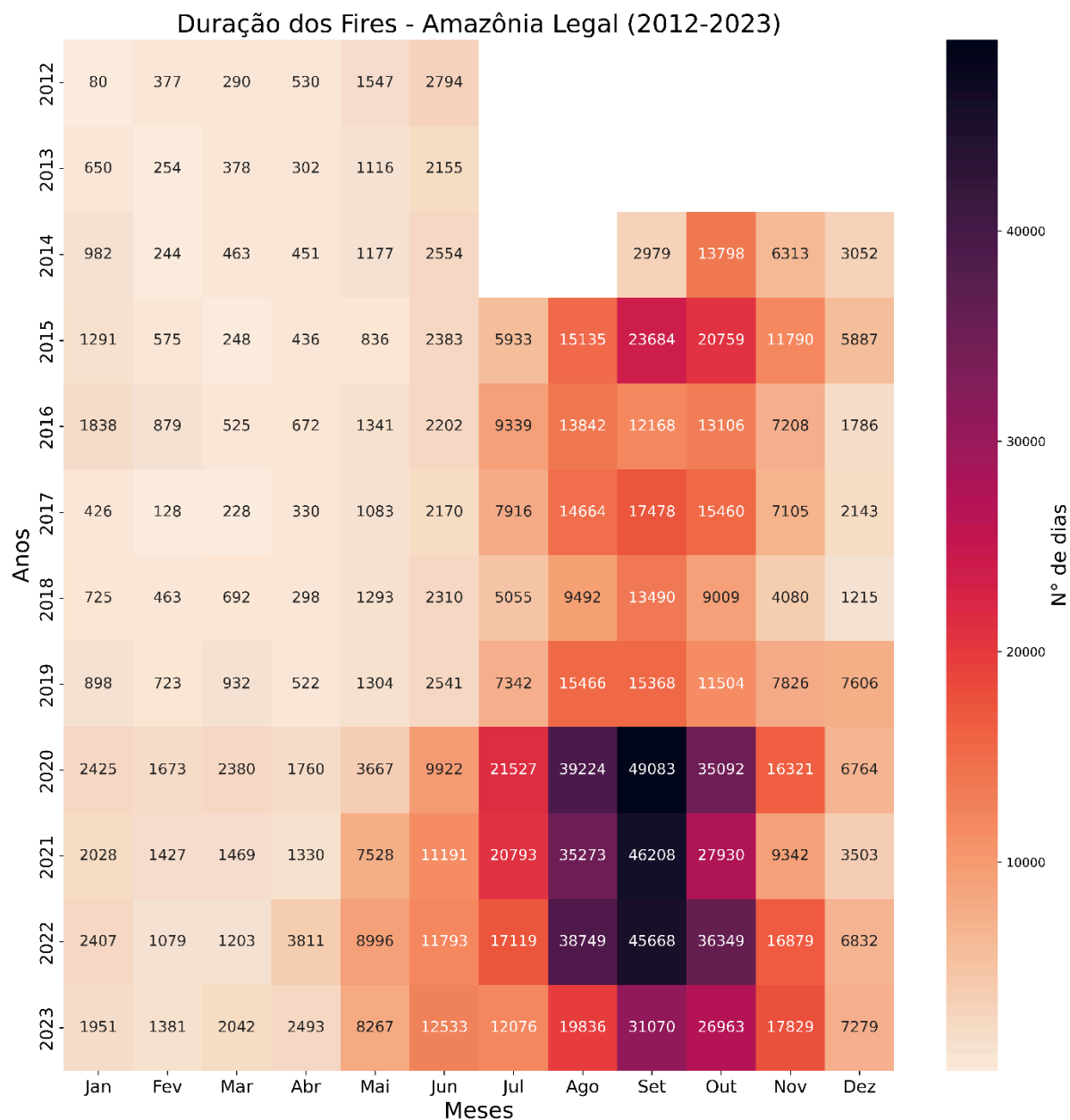


Figura 11: Número de dias que ocorreram os *fires* ao longo do período de 2012 -2023. Fonte: autora (2024).

O estudo de Libonati et al. (2021) para o bioma amazônico no período de 2013–2019 não encontrou evidências de que as secas do século XXI estejam agravando as épocas de incêndios na região. Contudo, os autores destacam que o aumento do número de incêndios por ano está relacionado ao desmatamento e a condições anômalas de incêndios, como o aumento das temperaturas, a diminuição da umidade relativa do ar e a escassez de precipitação, fatores que intensificam a vulnerabilidade da vegetação e do solo ao fogo (Alencar et al., 2015; Aragão

et al., 2018). Essas condições são exacerbadas por práticas humanas, como o desmatamento para atividades agrícolas, que criam áreas abertas mais suscetíveis ao fogo (Barlow et al., 2012).

Em 2023, a Amazônia foi impactada por uma seca histórica e condições excepcionalmente quentes. Durante a temporada de junho a outubro, foram registradas as temperaturas do ar mais altas dos últimos 50 anos (Espinoza, 2023), especialmente nas regiões com intensa degradação florestal e desmatamento. Esse período coincide com a alta temporada de incêndios, conforme mostrado nos resultados desta pesquisa, o que impulsiona a continuidade da investigação sobre a relação entre a seca e os grandes incêndios.

Os meses mais intensos em termos de frequência e intensidade de incêndios, de acordo com os resultados anteriores, são agosto a outubro. Esses meses coincidem com o período de aumento dos incêndios por ano, conforme observado na Figura 10 e 11, onde há um aumento considerável nas áreas queimadas ao longo dos anos, principalmente a partir de 2020. Este padrão sugere uma correlação entre a intensidade dos incêndios mensais e o aumento dos incêndios anuais, indicando a importância de estratégias de prevenção.

5.5 Climatologia das Variáveis Meteorológicas

A Figura 12 mostra a Climatologia da temperatura a 2 metros ao longo do período de 2012 a 2023 na Amazônia Legal. Observa-se que de janeiro a abril a temperatura no estado de Roraima é maior ($\sim 37^{\circ}\text{C}$ - 40°C) quando comparada aos demais estados ($\sim 22^{\circ}\text{C}$ - 34°C).

Temperaturas mais elevadas são observadas principalmente na estação seca (Julho a dezembro) em quase todos os estados da Amazônia Legal, com o mês de agosto apresentando maiores temperaturas principalmente na região leste e central da Amazônia Legal ($\sim 40^{\circ}\text{C}$) e o mês de setembro apresentando maiores temperaturas em quase toda a Amazônia, principalmente na região leste e sul da Amazônia ($\sim 40^{\circ}\text{C}$). Em outubro a temperatura começa a diminuir, principalmente na região central e oeste. O mês de dezembro apresentou a menor temperatura durante a estação seca ($\sim 25^{\circ}\text{C}$ - 34°C).

Estes padrões estão em conformidade com estudos anteriores que analisam a variabilidade térmica na Amazônia Legal. De acordo com Jiménez-Muñoz et al. (2016), as temperaturas máximas na Amazônia geralmente ocorrem na estação seca, quando há redução na

cobertura de nuvens e umidade relativa. Além disso, Silva et al. (2020) apontam que o aumento das temperaturas na região está associado a mudanças no uso e cobertura do solo, como o desmatamento e a conversão de florestas em pastagens, que reduzem a evapotranspiração e aumentam o aquecimento local.

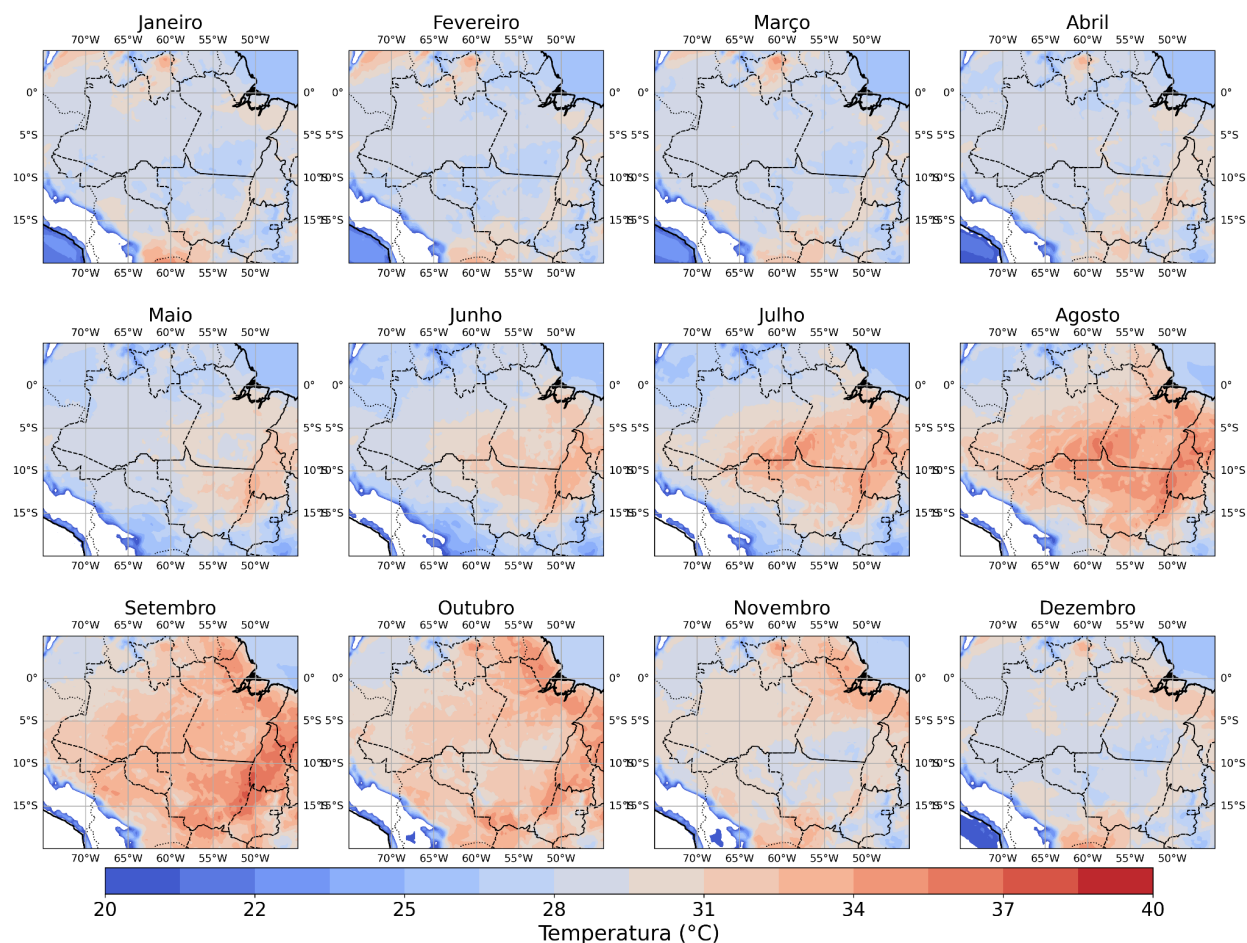


Figura 12 - Climatologia da temperatura a 2 m (°C) durante o período de 2012-2023. Fonte de dados do ERA5 em níveis únicos de superfície. Fonte: autora (2024).

A Figura 13 mostra a climatologia da velocidade do vento ao longo do período de 2012-2013. A escala de cores representa a intensidade da velocidade do vento (em m/s), variando de tons roxos/azuis (ventos mais fracos) para tons verdes/amarelos (ventos mais fortes). Além disso, as linhas de corrente e setas indicam a direção predominante dos ventos.

A variabilidade da velocidade do vento na Amazônia Legal está associada a padrões sazonais de circulação atmosférica e a eventos climáticos de grande escala, como o El

Niño-Oscilação Sul (ENSO) e a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (MARENGO et al., 2017; ESPINOZA et al., 2019).

Os meses de junho a outubro apresentam velocidades de vento relativamente maiores ($\sim 2\text{-}4$ m/s), conforme indicado pelas áreas em tons esverdeados e amarelados, especialmente na região leste e sul da Amazônia Legal. Ainda nessas regiões, de janeiro a maio, a velocidade do vento é menor. Durante a estação seca (junho a outubro), o fortalecimento dos ventos no leste e sul da Amazônia pode estar relacionado ao aumento da influência dos ventos alísios, que transportam ar seco para a região, e ao fortalecimento da subsidência atmosférica (ESPINOZA et al., 2019). Esse padrão contribui para a redução da umidade e o aumento da evapotranspiração, favorecendo a intensificação das queimadas (ARAGÃO et al., 2018).

Na região norte da Amazônia legal, principalmente no estado de Roraima, a velocidade do vento é maior ($\sim 3 - 4$ m/s) durante os meses de janeiro a março. Nos meses de Novembro e Dezembro a velocidade do vento diminui na maior parte da Amazônia Legal, voltando a intensificar na região norte. No norte da Amazônia, especialmente em Roraima, a maior velocidade dos ventos entre janeiro e março está associada à atuação da ZCIT, que influencia a circulação atmosférica e contribui para uma maior atividade convectiva na região (MARENGO et al., 2017).

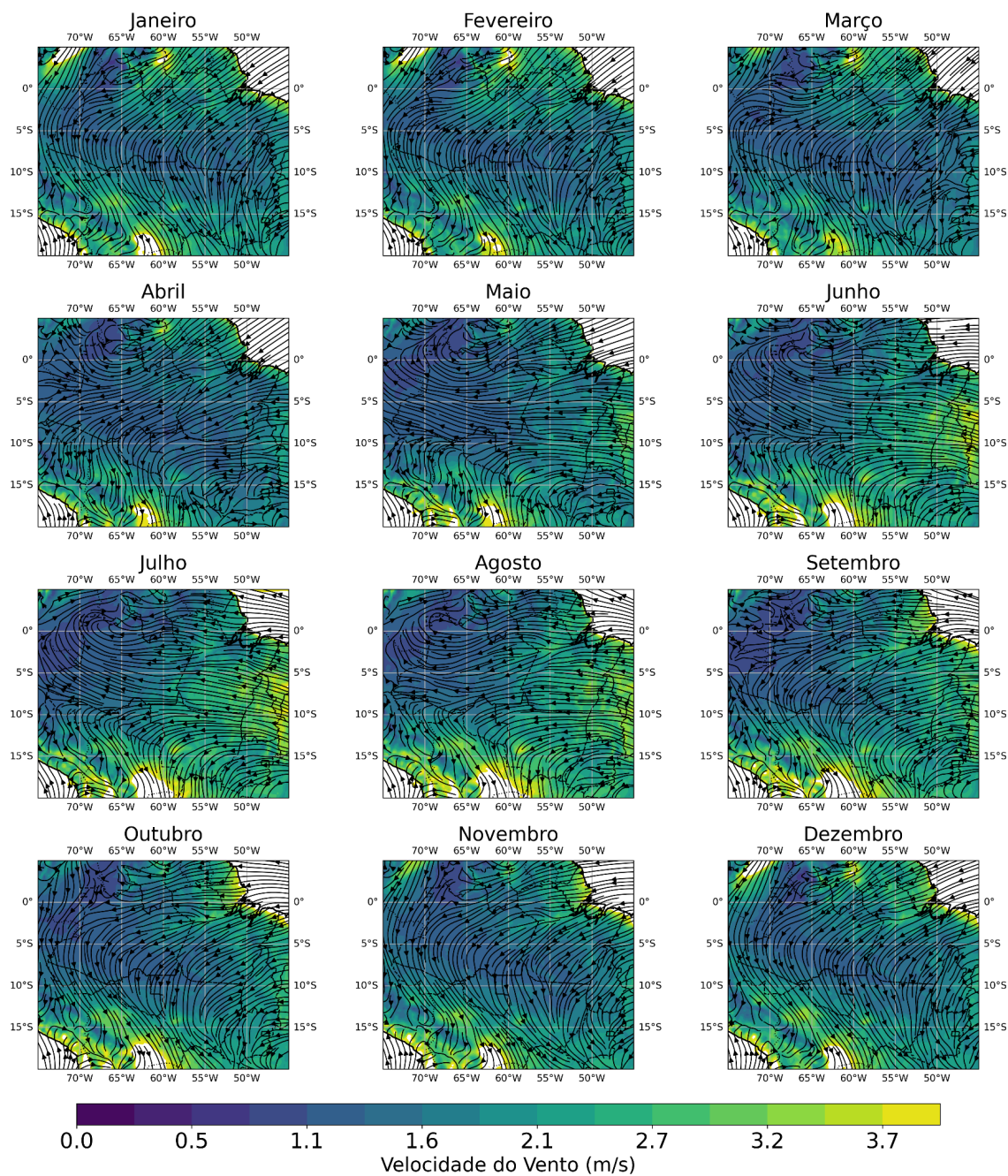


Figura 13 - Climatologia da velocidade do vento (m/s) durante o período de 2012-2023. Fonte de dados do ERA5 em níveis únicos de superfície. Fonte: autora (2024).

A Figura 14 apresenta a climatologia da umidade relativa do ar ao longo do período de 2012-2023. De janeiro a abril, o estado de Roraima registrou os menores valores de umidade

relativa, variando entre 74% e 84%, quando comparado com os demais estados da região, onde os índices oscilaram entre 84% e 90%.

Entre junho e outubro, as menores taxas de umidade relativa são observadas nas regiões leste, central e sul da Amazônia Legal, com valores entre 60% e 78%. Esse período coincide com a estação seca, caracterizada por baixa precipitação e temperaturas elevadas. No entanto, nesses mesmos locais, entre janeiro e maio, a umidade relativa aumenta, atingindo aproximadamente 90%, refletindo a influência da estação chuvosa, marcada por maior cobertura de nuvens e precipitação.

Nos meses de novembro e dezembro, a umidade relativa volta a subir gradualmente, sinalizando o retorno do período chuvoso. A maior umidade relativa ao longo do ano é observada nas áreas mais ao norte e próximas de corpos d'água, evidenciando a influência da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e da circulação atmosférica úmida associada.

Por outro lado, a região sul e sudeste da Amazônia Legal apresenta uma forte redução da umidade relativa entre junho e setembro, provavelmente devido à atuação de massas de ar seco e à ausência de sistemas meteorológicos que favoreçam a formação de chuvas.

Esses resultados corroboram com os achados de Marengo et al. (2017) e Espinoza et al. (2019), que destacam a forte sazonalidade da umidade relativa na Amazônia Legal, influenciada pelos padrões de circulação atmosférica e pela variabilidade da precipitação ao longo do ano. Segundo Marengo et al. (2017), a redução da umidade relativa entre junho e outubro está associada ao fortalecimento da subsidência atmosférica e à intensificação dos ventos alísios, que transportam ar seco para a região, contribuindo para a diminuição da umidade do solo e da vegetação.

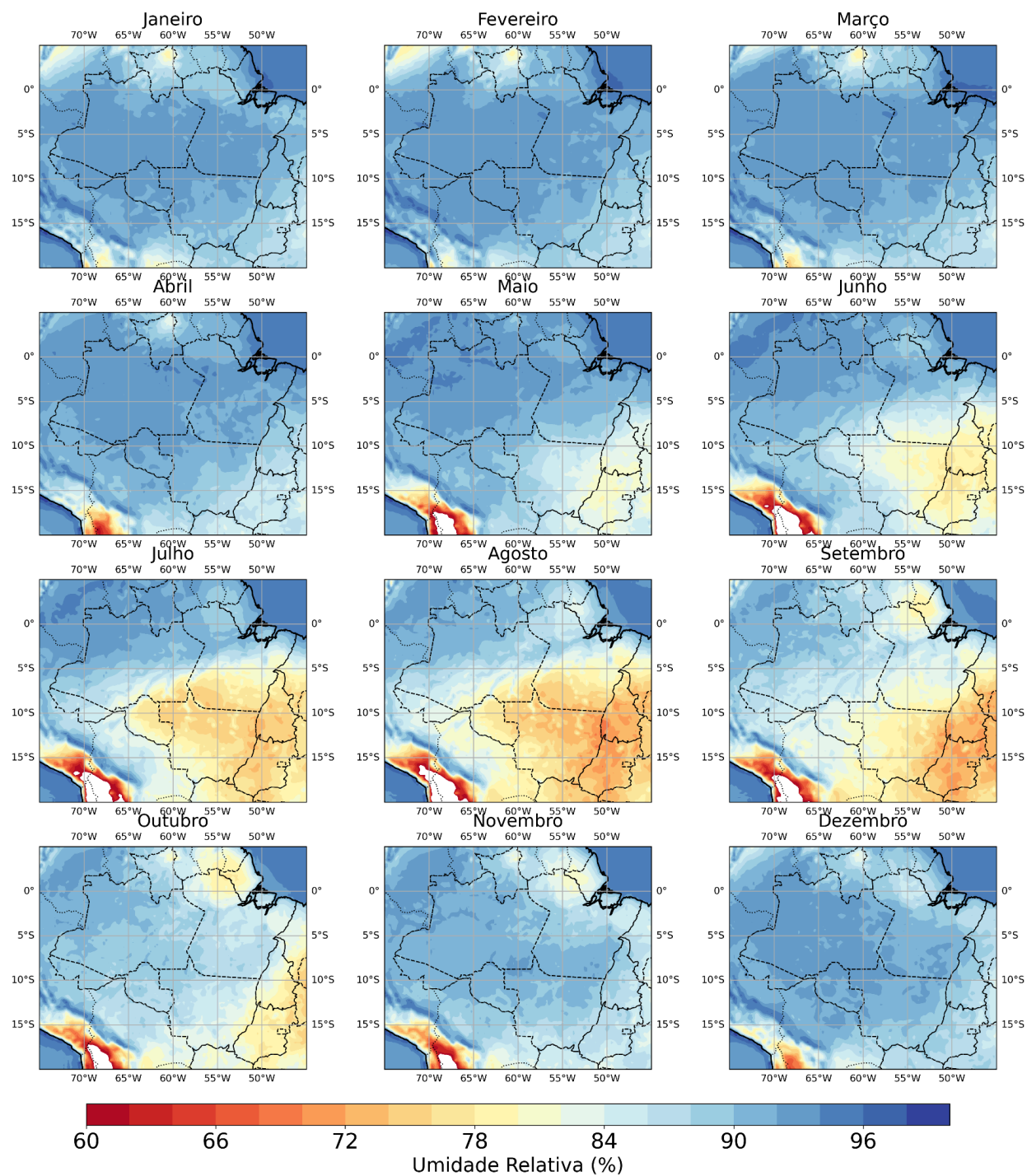


Figura 14 - Climatologia da umidade relativa (%) durante o período de 2012-2023. Fonte de dados do ERA5 em níveis únicos de superfície. Fonte: autora (2024).

5.6 Relação da Variável FRP com as Variáveis Meteorológicas

A fim de analisar o quanto as variáveis meteorológicas influenciam na intensidade do FRP, analisou-se o Big Fire que ocorreu no Mato Grosso (Figura 8) nos horários de 12UTC, 15UTC e 18UTC (Figura 13, 14 e 15) e em algumas datas do período em que ocorreram os maiores picos de FRP ao longo desse fire.

A Figura 15, mostra uma série temporal das maiores médias de FRP no mês de julho referente ao Big Fire da Figura 8 e o comportamento das variáveis meteorológicas ao longo desses fires às 12UTC. No dia 23, foi registrado um aumento significativo na temperatura (32°C) quando comparado com as demais temperaturas, velocidade do vento relativamente alta (~ 3.0 m/s), umidade relativa mínima apresentada ($\sim 74\%$) e uma média de FRP alta (30 MW/h) quando comparada com as demais médias. No dia 24, houve redução na temperatura ($\sim 30^{\circ}\text{C}$), aumento da velocidade do vento (~ 4.0 m/s) e uma pequena variação de aumento da umidade relativa ($\sim 76\%$), resultando em um FRP um pouco menor quando comparado ao dia anterior (~ 30 MW/h). No dia 25, houve registro de baixa temperatura ($< 24^{\circ}\text{C}$), acompanhada por uma alta umidade relativa ($\sim 84\%$) e aumento relativo da velocidade do vento (~ 4.0 m/s), onde houve uma diminuição na média do FRP (~ 15 MW/h). Com a significativa diminuição da velocidade do vento (~ 1.0 m/s) e aumento na umidade relativa (82%), o FRP diminuiu consideravelmente no dia 26 (~ 24 MW/h), registrando o menor valor para a série analisada (~ 5 MW/h). No dia 27, apesar da umidade relativa ter diminuído consideravelmente em relação ao dia anterior ($\sim 78\%$), houve um aumento relativo na velocidade do vento (4.0 m/s) e na temperatura (32°C), resultando em um aumento da média do FRP (~ 15 WH/h) em relação ao dia anterior. No dia 28, tanto a umidade relativa ($\sim 76\%$) quanto a velocidade do vento diminuíram (~ 3.0 m/s), mas houve um aumento no FRP (~ 25 MW/h). Já no dia 29, a umidade relativa (82%) e a velocidade do vento aumentaram (3.0 m/s), enquanto que a temperatura diminuiu consideravelmente ($\sim 26^{\circ}\text{C}$).

Os resultados observados em julho estão em consonância com a climatologia das variáveis meteorológicas apresentadas nos resultados da seção 5.5 para este respectivo mês. A temperatura elevada, especialmente no dia 23, correlacionou-se com o aumento do FRP, enquanto que a redução da temperatura nos dias seguintes resultou em valores mais baixos de FRP. A velocidade do vento, mais intensa entre os dias 23 e 24, que também seguiu o padrão

sazonal de ventos mais fortes entre junho e outubro, favoreceu a propagação do fogo. A umidade relativa, especialmente no dia 23, foi reduzida, como esperado para a estação seca, contribuindo para o aumento e intensificação das queimadas.

Análises mais detalhadas serão realizadas para os três primeiros dias nos quais o FRP diminuiu, no intuito de observar se a área queimada continuou a mesma ou se aumentou no decorrer desses três primeiros dias.

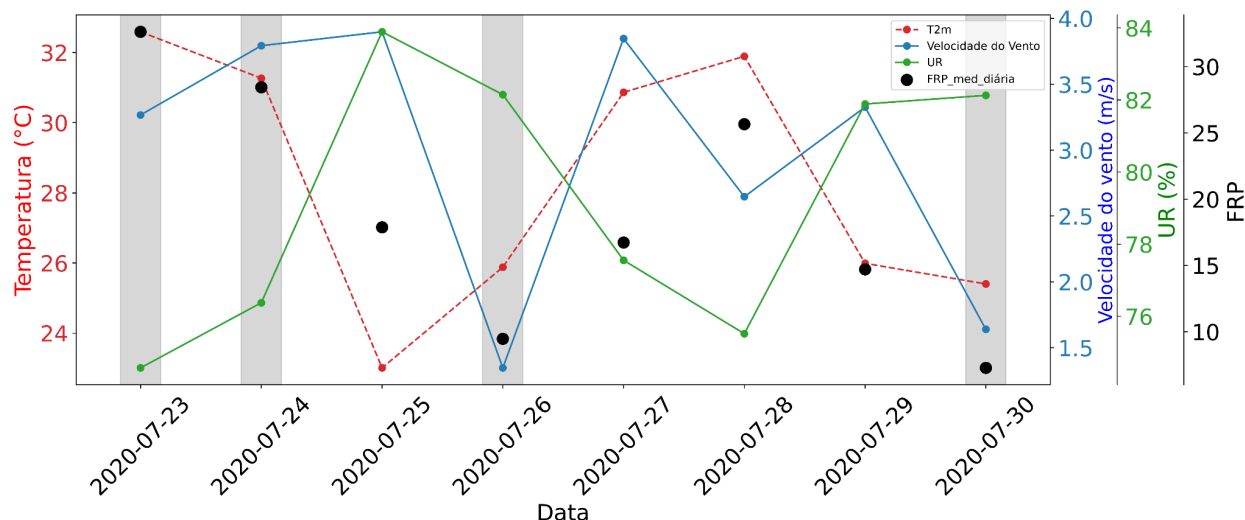


Figura 15 - Médias das variáveis meteorológicas e do FRP no horário de 12UTC durante período de 23/07/2020 – 30/07/2020. Fonte: autora (2024).

A Figura 16 mostra as médias das variáveis meteorológicas às 15UTC e do FRP durante o período de 10/08/2020 – 20/08/2020. Nota-se que a média do FRP para essa série temporal (agosto) foi maior do que a série do mês de julho (maior média do mês de agosto foi 40 MW/h). No dia 10, houve registro da temperatura em torno de 32°C (note que não foi a maior média da temperatura registrada nesse período quando comparado com as demais médias), velocidade do vento moderada (~ 4.0 m/s), menor registro de umidade relativa (~72.5%) e uma média de FRP alta (~40 MW/h), a maior registrada na série. No dia 11, a média da temperatura permanece a mesma do dia anterior (~32°C), a velocidade do vento diminuiu (~ 3.0 m/s) e a umidade relativa apresentou um pequeno aumento (~75%), resultando em um baixo FRP (~15 MW/h) em comparação com o dia anterior. No dia 13, a temperatura apresentou um leve aumento (~32°C), acompanhada por registros menores de umidade relativa e velocidade do vento (77.5% e 2.0 m/s, respectivamente), onde houve um leve aumento na média do FRP (~20WH/h).

Entre os dias 14 a 17, as médias do FRP mostram-se decrescentes, com a temperatura diminuindo do dia 15 para o dia 16 e permanecendo praticamente estável até o dia 17. A velocidade do vento nesses dias (14 a 17) é decrescente, enquanto a umidade relativa é crescente.

No dia 18 a 19 o FRP foi crescente com a velocidade do vento crescente e umidade relativa decrescente. No dia 20, há o menor registro de FRP ($< 5 \text{ WH/h}$), onde houve o menor registro da temperatura e o maior registro da velocidade do vento (6 m/s) e umidade relativa (90%).

Os resultados observados para o mês de agosto mostram um padrão consistente com a climatologia da Amazônia Legal apresentada na seção 5.5, caracterizada por temperaturas elevadas, especialmente nas regiões leste e central, típicas da estação seca. A temperatura média foi alta, favorecendo picos de FRP elevados, especialmente quando a umidade relativa esteve mais baixa. A velocidade do vento, moderada no início do mês, variou ao longo dos dias, com uma tendência a aumentar, o que pode ter contribuído para a propagação das queimadas. A umidade relativa, por sua vez, seguiu o padrão sazonal, com valores mais baixos no início do mês, aumentando progressivamente, o que, junto com a diminuição da temperatura e aumento da velocidade do vento, resultou em uma redução no FRP em algumas datas. Esse comportamento é compatível com a variabilidade climática observada ao longo da estação seca, quando o aumento das temperaturas e a redução da umidade favorecem a intensificação dos incêndios na região.

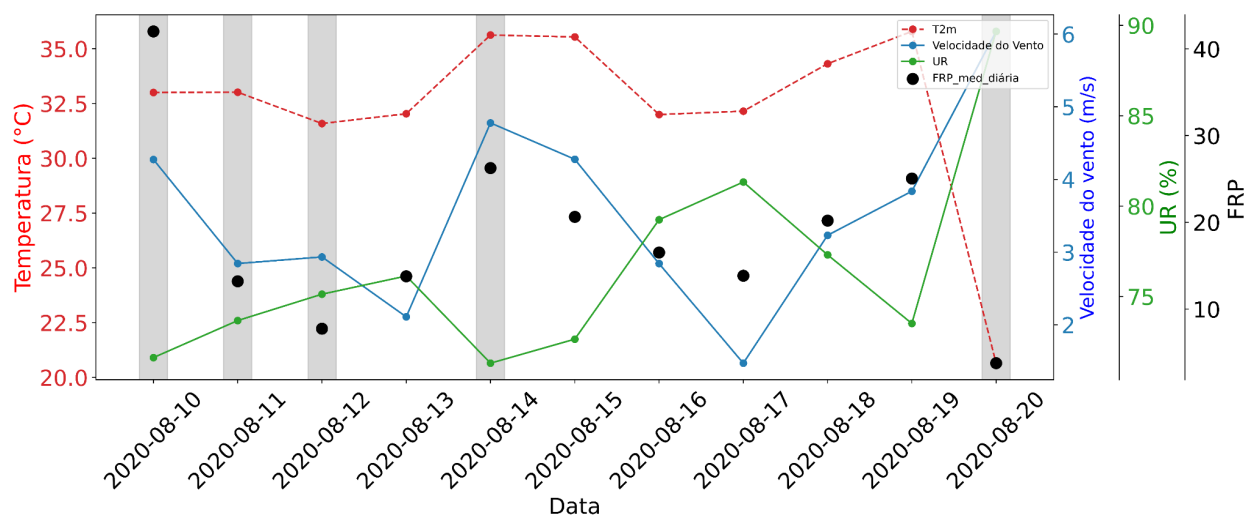


Figura 16 - Médias das variáveis meteorológicas e do FRP no nível de 15UTC durante período de 10/08/2020 – 20/08/2020. Fonte: autora (2024).

No dia 18 de outubro, o FRP foi de registro moderado, com alta temperatura ($> 34^{\circ}\text{C}$), velocidade do vento moderada (3.0 m/s) e menor registro de baixa umidade (78%).

No dia 27 houve o registro da maior média de FRP para essa série ($\sim 50\text{HW/h}$), onde houve registro da diminuição da temperatura (de 36°C para 34°C), aumento da UR (85%) e diminuição da velocidade do vento (1.5 m/s). No dia 29 foi registrado a menor temperatura da série ($\sim 26^{\circ}\text{C}$), bem como a menor média de FRP ($< 10\text{HW/h}$), maior registro de UR ($> 90\%$) e velocidade do vento moderada (2.5 m/s).

Os resultados para o mês de outubro parecem concordar com a climatologia típica do mês (apresentada na seção 5.5). Em 18 de outubro, o FRP moderado esteve associado a temperaturas elevadas, vento moderado e baixa umidade, características comuns no início da transição para a estação chuvosa. No dia 27, a maior média de FRP ocorreu com temperaturas mais baixas e aumento da umidade e vento fraco, indicando que a umidade maior favoreceu a propagação do fogo, apesar da redução na temperatura. Já no dia 29, com a menor temperatura e maior umidade, o FRP foi bem mais baixo, refletindo a diminuição da atividade de queimadas, característica do final de outubro, quando a umidade e a chuva começam a aumentar.

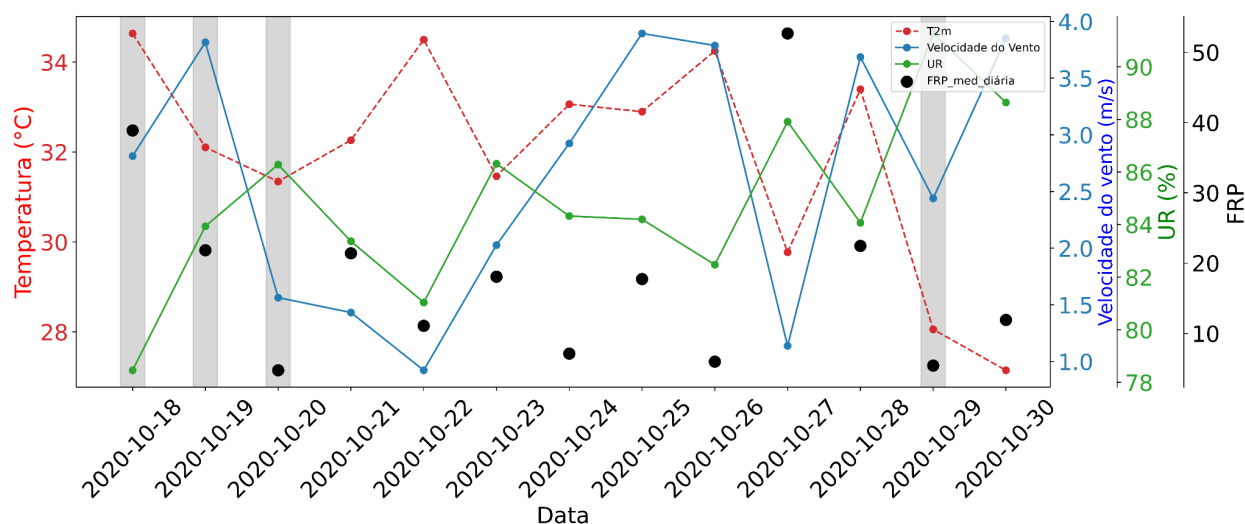


Figura 17 - Médias das variáveis meteorológicas e do FRP no nível de 18UTC durante período de 09/10/2020 – 29/10/2020. Fonte: autora (2024).

Assim, as análises das Figuras 15 a 17 sugerem que a temperatura influencia diretamente nos registros de FRP, onde a diminuição da temperatura pode reduzir a intensidade do FRP. Esse comportamento é corroborado por diversos estudos que indicam que temperaturas

mais altas aumentam a FRP, devido ao aumento da intensidade do fogo e da propagação mais rápida das chamas (MORITZ et al., 2010; WANG et al., 2015). O aumento da temperatura é identificado como uma variável chave na estimativa de FRP, já que intensifica o fogo e facilita sua disseminação (HAM, 2024).

O vento desempenha um papel crucial na propagação do fogo, pois influencia a direção e a propagação. Ventos mais fortes podem aumentar a velocidade de propagação, enquanto ventos fracos podem limitar a dispersão do fogo. A literatura reforça esse ponto, indicando que ventos mais fortes podem aumentar a FRP, intensificando a queima (LIU et al., 2013). Assim, o vento tem um impacto substancial na variação dos valores de FRP, com ventos mais intensos geralmente resultando em valores mais elevados de FRP (HAM, 2024).

Baixos níveis de umidade podem influenciar nos altos registros de FRP, enquanto altos níveis de umidade podem induzir a registros menos intensos de FRP. A umidade relativa é identificada como a variável mais crítica para estimar o FRP, pois valores mais baixos de umidade estão frequentemente relacionados com registros mais altos de FRP, indicando incêndios mais intensos (HAM, 2024). A umidade reduzida favorece a propagação do fogo e aumenta sua intensidade, o que resulta em valores de FRP mais altos.

Esses achados reforçam as conclusões observadas nas Figuras 15 a 17, onde a interação entre temperatura, vento e umidade desempenha um papel fundamental na dinâmica do fogo e nos registros de FRP.

5.7 Uso do NDVI e variáveis meteorológicas no *Big Fire* da estação seca

Para investigar as mudanças no uso e cobertura do solo ao longo do período de queimadas em 2020 (Figura 8), foi empregado o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI, do inglês Normalized Difference Vegetation Index). Proposto por Rouse et al. (1973), esse índice baseia-se na razão entre a refletância nas bandas do infravermelho próximo e do vermelho, permitindo destacar a presença e a densidade da vegetação (MELO et al., 2011). O satélite GOES-16 (Geostationary Operational Environmental Satellite), operado pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), é amplamente utilizado para monitoramento ambiental na América do Sul (SCHMIT et al., 2017). Equipado com o sensor Advanced Baseline

Imager (ABI), o GOES-16 captura imagens de alta resolução em 16 bandas espectrais, incluindo faixas do espectro visível, infravermelho próximo e térmico (Goodman et al., 2012). Neste estudo, utilizamos as bandas 2 (0,64 μm – vermelho visível) e 3 (0,86 μm – infravermelho próximo) do ABI, uma combinação amplamente empregada para estimar a densidade e a saúde da vegetação (TUCKER, 1979).

O NDVI é calculado pela equação:

$$\text{NDVI} = \frac{(\text{NIR} - \text{RED})}{(\text{NIR} + \text{RED})}$$

onde NIR representa a reflectância na banda do infravermelho próximo e RED a reflectância na banda do vermelho. Valores de NDVI próximos a +1 indicam vegetação densa e saudável, enquanto valores próximos a 0 sugerem áreas de solo exposto ou pouca vegetação (Huete et al., 2002). Valores negativos, por sua vez, geralmente correspondem a corpos d'água.

O NDVI é amplamente utilizado na análise de séries temporais da cobertura vegetal, sendo uma ferramenta essencial para monitorar mudanças ambientais (MELO et al., 2019). Estudos recentes demonstram sua aplicação em diversas áreas, incluindo a dinâmica hidrotermal da vegetação (DENG et al., 2018), padrões fenológicos (WU et al., 2017) e transformações na cobertura do solo (BAEZA & PARUELO, 2020). Além disso, o NDVI é um dos índices mais utilizados globalmente para caracterizar a biomassa florestal e sua variação espaço-temporal, consolidando-se como uma métrica fundamental para estudos ecológicos e geocientíficos (PONZONI & SHIMABUKURO, 2010; AYANLADE, 2017; XUE & Su, 2017).

No contexto deste estudo, o NDVI foi empregado para avaliar o impacto das queimadas sobre a vegetação. A análise permitiu identificar padrões espaciais de degradação e recuperação da cobertura vegetal, fornecendo informações valiosas para a compreensão da dinâmica do fogo e seus efeitos sobre os ecossistemas.

A Figura 18 apresenta a evolução do NDVI ao longo do período de queima, que se estendeu de 11 de julho de 2020 a 11 de novembro de 2020. Para referência, foi incluída a imagem do dia 10 de julho de 2020 (um dia antes do início da queima) a qual não apresentou diferenças significativas em relação ao dia inicial da queima. Ainda como referência,

adicionou-se o dia 18 de novembro de 2020 (sete dias após o fim da queimada) o qual indica a recuperação da vegetação, porém com cicatrizes do fogo.

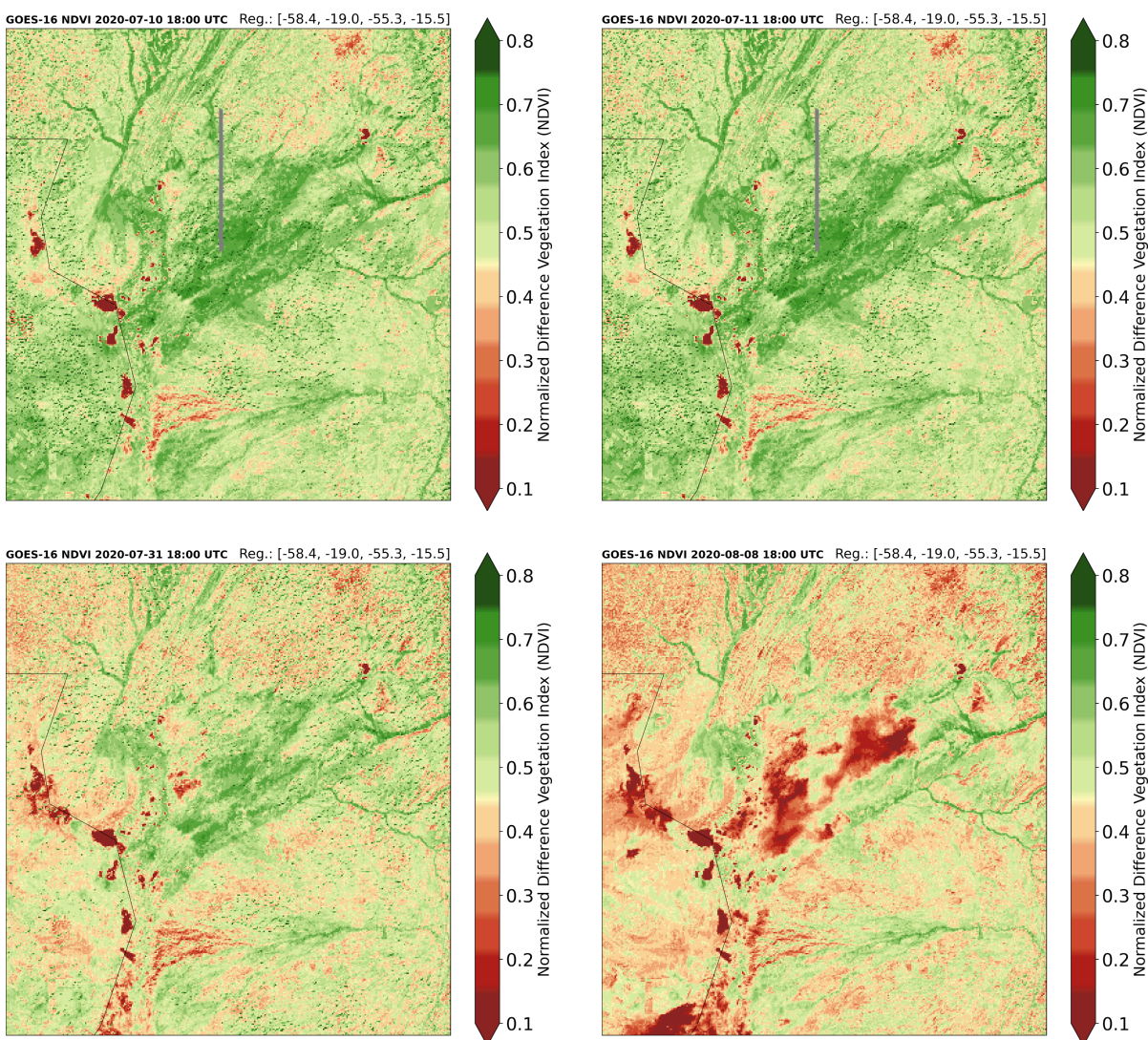
Após o dia 11 de julho, observa-se a evolução da degradação da vegetação, enquanto que no dia 31 de julho de 2020, já são observadas reduções expressivas nos valores de NDVI na região afetada, indicando a degradação da cobertura vegetal. A perda de vegetação torna-se ainda mais intensa durante agosto, atingindo seu pico de severidade em setembro, quando praticamente toda a área analisada apresenta valores baixos de NDVI, representados por cores vermelhas, indicando vegetação severamente degradada ou ausência de cobertura vegetal.

A partir do dia 30 de outubro de 2020, começa-se a notar uma recuperação da vegetação, com a suavização dos tons de vermelho e o surgimento de áreas de valores mais altos de NDVI (cores verdes). Esse processo pode ser atribuído ao início da estação chuvosa, que é fortemente influenciada pela monção sul-americana. A monção, que tipicamente se estabelece entre os meses de setembro e outubro, trouxe chuvas para a região, favorecendo o processo de regeneração da vegetação. Embora a monção de 2020 tenha iniciado de forma semelhante aos anos anteriores, ela foi marcada por alterações nos padrões de precipitação, com algumas áreas experimentando seca, como o Pantanal, devido a um fenômeno atípico de seca exacerbado por condições climáticas globais, como o El Niño, que afetou a distribuição e intensidade das chuvas na região (FAPESP, 2020).

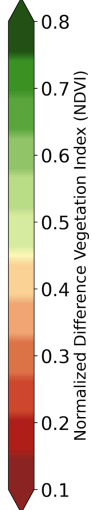
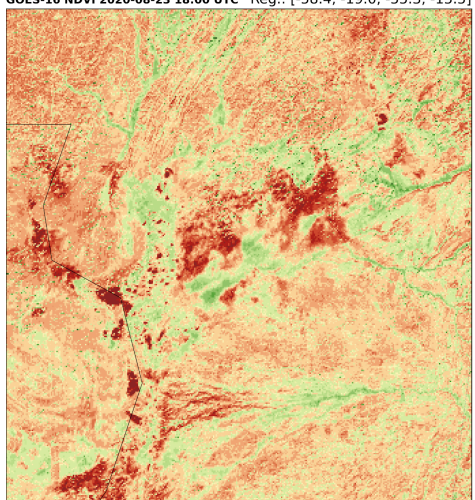
Apesar disso, a recuperação da vegetação seguiu ao longo de novembro, com a vegetação tornando-se mais densa, embora ainda sejam visíveis cicatrizes do fogo. Isso reflete o impacto das chuvas que chegaram com a monção, que, embora não tenham sido uniformes em toda a região, contribuíram para a regeneração da vegetação e o aumento nos valores de NDVI. Contudo, as áreas afetadas por incêndios ainda mantiveram vestígios de degradação, evidenciando a complexa interação entre os ciclos de seca e chuva, influenciados pela monção, e os processos de recuperação da vegetação.

Esses resultados reforçam o impacto significativo das queimadas na região, evidenciando não apenas a capacidade de regeneração da vegetação ao longo dos meses seguintes, mas também as consequências diretas sobre sua estrutura e composição. A degradação causada pelo fogo pode levar à perda de biomassa, alteração na biodiversidade e mudanças na

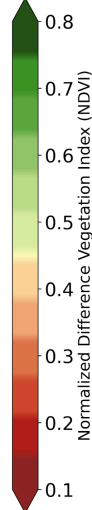
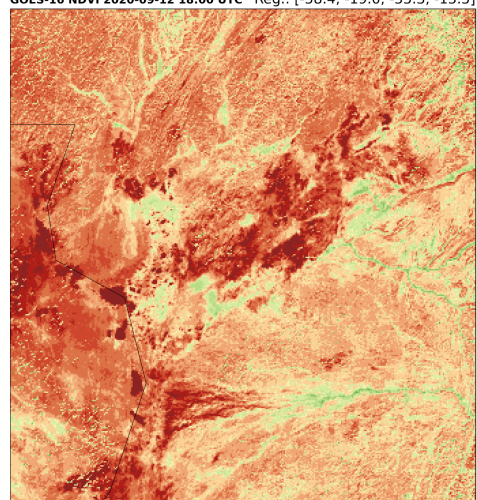
dinâmica do ecossistema, afetando tanto a cobertura vegetal quanto os ciclos de nutrientes no solo. Esse processo pode estar associado tanto à resiliência ecológica da vegetação quanto a possíveis mudanças nas condições meteorológicas que influenciam a recuperação ou intensificam os impactos negativos das queimadas (MOUILLOT & FIELD, 2005).



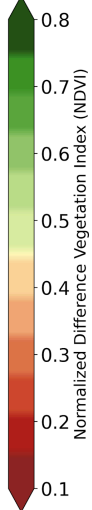
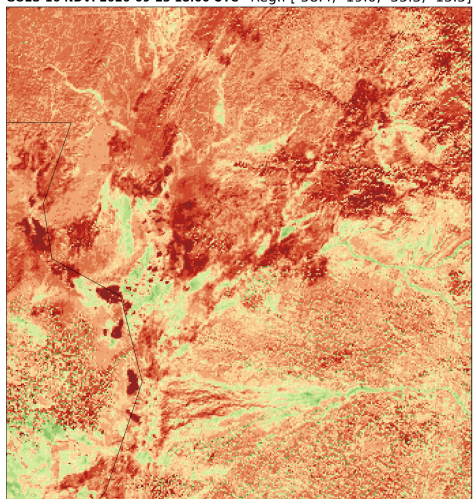
GOES-16 NDVI 2020-08-23 18:00 UTC Reg.: [-58.4, -19.0, -55.3, -15.5]



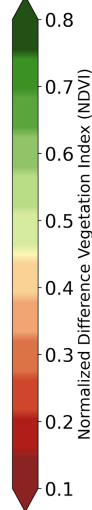
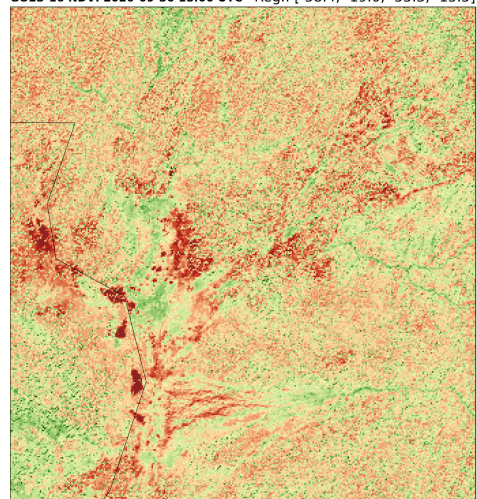
GOES-16 NDVI 2020-09-12 18:00 UTC Reg.: [-58.4, -19.0, -55.3, -15.5]



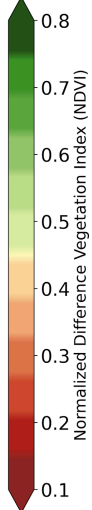
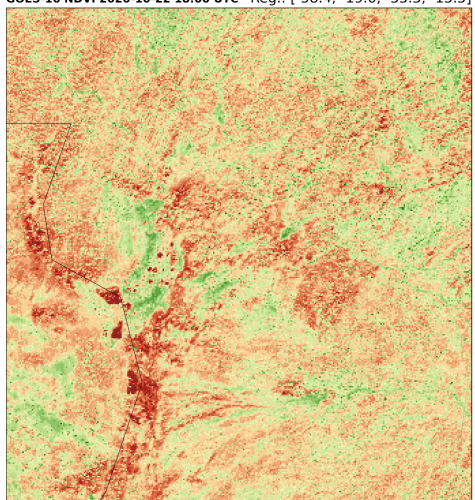
GOES-16 NDVI 2020-09-23 18:00 UTC Reg.: [-58.4, -19.0, -55.3, -15.5]



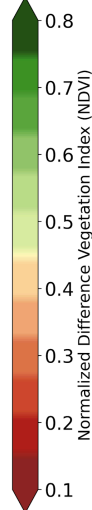
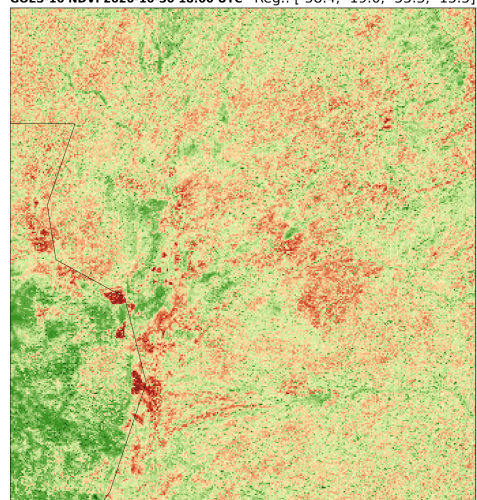
GOES-16 NDVI 2020-09-30 18:00 UTC Reg.: [-58.4, -19.0, -55.3, -15.5]



GOES-16 NDVI 2020-10-22 18:00 UTC Reg.: [-58.4, -19.0, -55.3, -15.5]



GOES-16 NDVI 2020-10-30 18:00 UTC Reg.: [-58.4, -19.0, -55.3, -15.5]



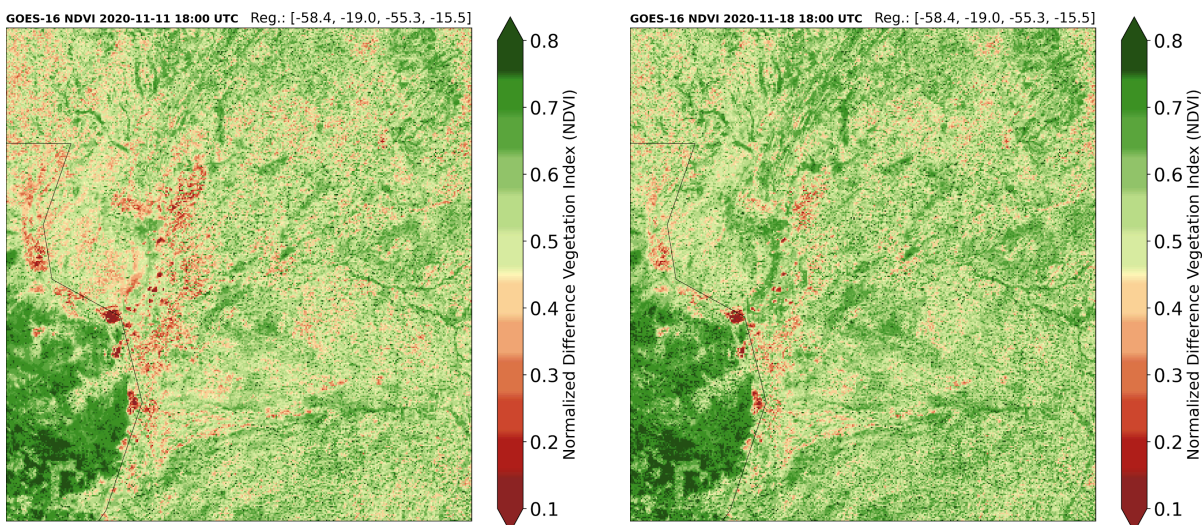


Figura 18 - Níveis de NDVI antes, durante e depois do incêndio em 2020 que iniciou no dia 11/07/2020 e teve fim no dia 11/11/2020 identificado como Big Fire no estado do Mato Grosso. Valores de NDVI próximos a 1 indicam vegetação densa e saudável, enquanto valores próximos a 0 refletem áreas de vegetação degradada ou ausente. Valores negativos podem indicar superfícies não vegetais, como água ou solo exposto.

A Figura 19 apresenta a velocidade do vento às 18 UTC em alguns dias selecionados durante o evento de queimada de 2020, que teve duração de 124 dias (Figura 8). A barra de cores representa a intensidade da velocidade do vento em metros por segundo (m/s), variando de aproximadamente 0,106 m/s (roxo) a 7,000 m/s (amarelo). A legenda à direita associa as cores às faixas de velocidade do vento, onde tons mais quentes (amarelo, laranja) indicam velocidades mais altas, enquanto tons mais frios (verde, azul, roxo) representam velocidades mais baixas. As setas ilustram a direção e a intensidade do vento, sendo que setas mais longas indicam ventos mais intensos.

No dia 11 de julho, dia em que a queimada teve início, observa-se um padrão de vento bem definido, com predominância de ventos soprando de noroeste para sudeste. A intensidade do vento varia ao longo da região, conforme indicado pela coloração das setas. No dia 31 de julho, a orientação dos vetores de vento se modifica em relação ao dia 11 de julho, sugerindo uma alteração na circulação atmosférica. Dentro da área queimada, a direção do vento apresenta variações e a velocidade é menor quando comparada ao dia de início da queimada.

No dia 8 de agosto, a velocidade do vento diminui em algumas áreas em relação ao mapa anterior, com uma direção predominante de leste para oeste. A comparação com a Figura 13, que apresenta os níveis de NDVI, revela que nesse mesmo dia os valores mais baixos de NDVI (indicados pelos tons de vermelho) se distribuem por uma área mais extensa, apresentando também maior degradação quando comparado ao dia anterior. Esse padrão sugere que a redução da velocidade do vento favoreceu a propagação e a intensidade do fogo, contribuindo para a degradação da vegetação.

No dia 23 de agosto, a intensidade do vento é mais baixa quando comparado com o mapa anterior na parte norte e central do mapa, na parte sul a velocidade é um pouco mais intensa. Vale destacar que, tanto no dia 8 quanto no dia 23 de agosto, as imagens de NDVI indicam um avanço significativo na degradação da vegetação, reforçando a influência das condições atmosféricas na dinâmica da queimada.

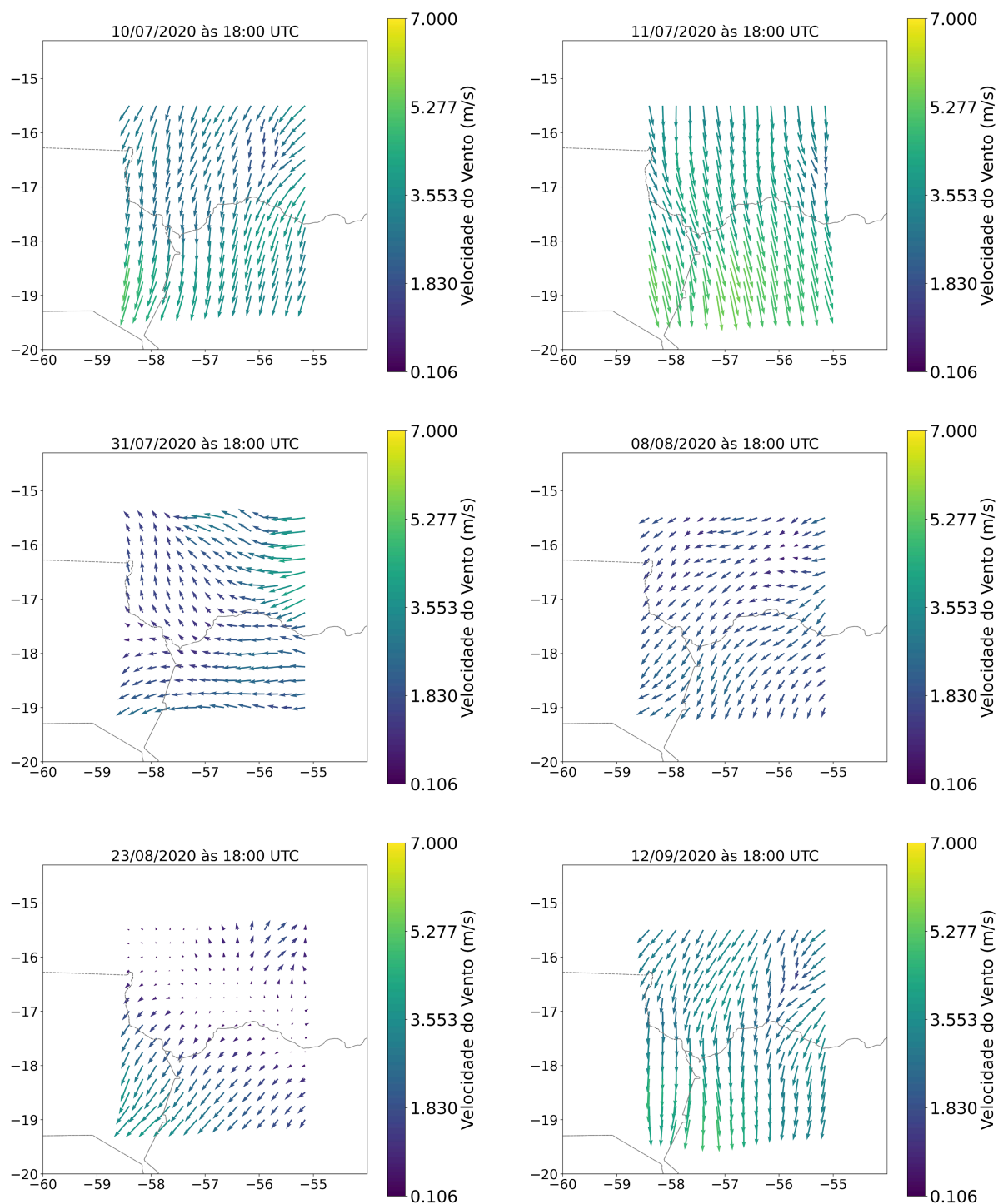
Durante o período de maior degradação do uso e cobertura do solo, entre 12 e 23 de setembro, a velocidade do vento no dia 12 foi relativamente baixa. Na região central do mapa, o vento soprava predominantemente de leste para oeste, enquanto, próximo à borda inferior, observava-se uma mudança na direção acompanhada de maior intensidade, sobretudo quando comparada às áreas norte e leste do mapa.

No dia 23 de setembro, a velocidade do vento permaneceu baixa, com valores inferiores a 2 m/s, o que pode ter favorecido a propagação do fogo e intensificado a degradação da vegetação. No dia 30 de setembro, quando a vegetação apresentou menor degradação em relação ao dia 23 de setembro (Figura 18), a velocidade do vento aumentou significativamente, com valores superiores a 4 m/s e atingindo até 7 m/s na porção sul do mapa.

No dia 22 de outubro, a velocidade do vento foi relativamente baixa, com variações na direção. Já no dia 30 de outubro, a velocidade do vento aumentou em relação ao dia 22, apresentando direção predominante de sul para norte. Destaca-se que, nessa data, a cobertura do solo exibia sinais de recuperação, com áreas mais verdes em algumas regiões.

No dia 11 de novembro, data que marcou o fim da queimada de 2020, a velocidade do vento manteve-se baixa, mas com direções distintas. Posteriormente, no dia 18 de novembro, a

velocidade do vento aumentou, com predominância de ventos soprando de oeste para leste, embora ainda apresentasse variações na direção.



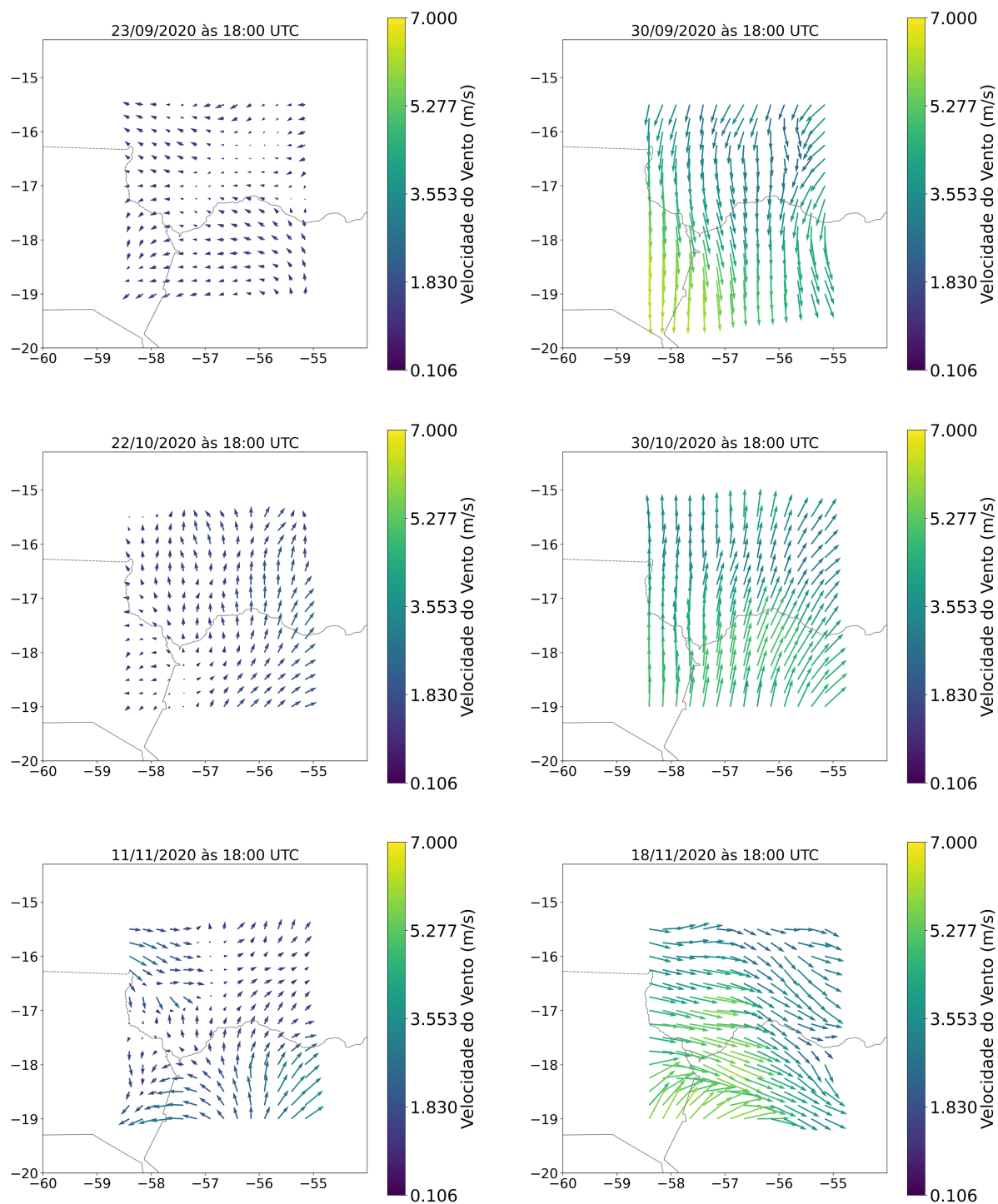


Figura 19 - Velocidade do vento em alguns dias em que houve a queimada de 2020. Fonte de dados do ERA5 em níveis únicos de superfície às 18 UTC. Fonte: autora (2025).

A variação da temperatura ao longo do período da queimada de 2020 apresenta forte correlação com os padrões de degradação da vegetação e com as condições atmosféricas, incluindo o vento.

No dia 11 de julho, data de início da queimada, a temperatura variou entre 30°C e 35°C, enquanto no dia anterior (10 de julho), os valores foram mais baixos. Esse aumento da temperatura pode ter contribuído para a ignição e propagação inicial do fogo. No dia 30 de julho, observa-se um resfriamento em algumas áreas, especialmente nas porções sul e oeste do mapa, em comparação ao dia 11. Esse padrão coincide com uma redução nos valores de NDVI, já indicando degradação significativa da vegetação.

Durante o mês de agosto, a temperatura continuou a apresentar variações, com destaque para o dia 23, quando os valores oscilaram entre 22°C e 30°C, representando um dos períodos mais frios do evento de queimada. Esse declínio térmico, associado à baixa velocidade do vento observada na mesma data, pode ter favorecido a persistência do fogo e a degradação da vegetação. Estudos demonstram que a redução da temperatura pode não ser suficiente para extinguir incêndios, especialmente quando associada a ventos fracos. Ventos de baixa velocidade podem dificultar a dispersão do fogo, permitindo que ele continue ativo em áreas localizadas (MORITZ et al., 2010; WANG et al., 2015), conforme indicado pelos níveis reduzidos de NDVI na Figura 18.

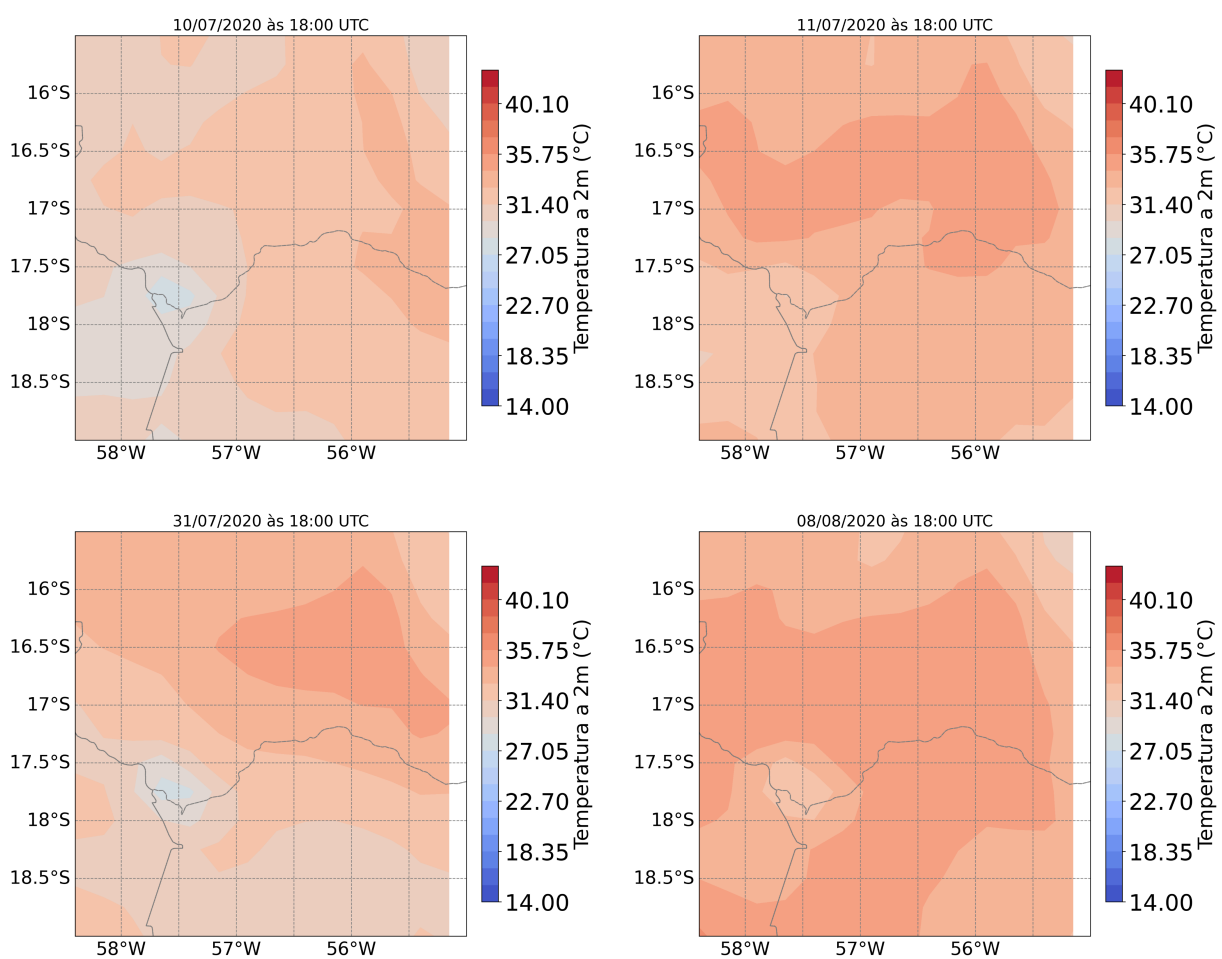
O mês de setembro registrou as temperaturas mais elevadas do período, com picos nos dias 12 e 30, quando houve a maior degradação do uso e cobertura do solo. A combinação de altas temperaturas, baixa umidade e condições favoráveis de vento pode ter intensificado a propagação do fogo, levando à severa redução dos índices de NDVI neste mês.

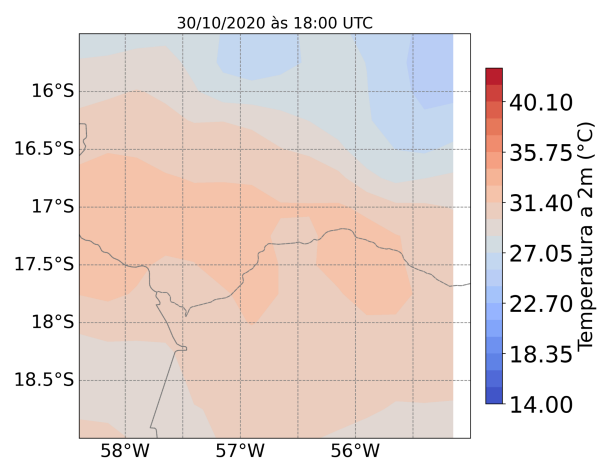
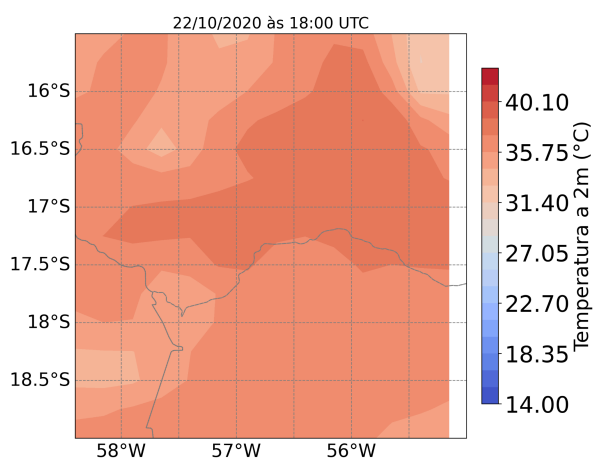
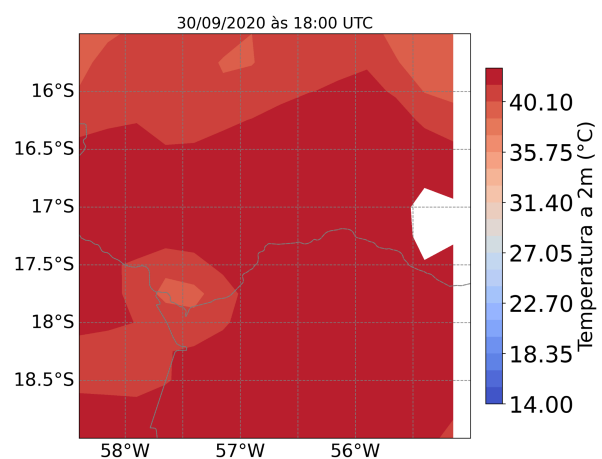
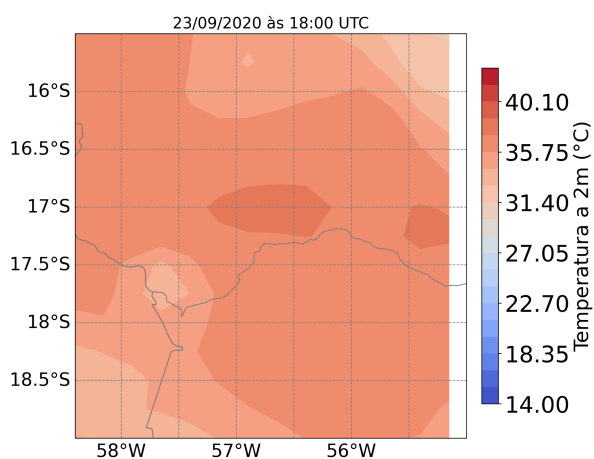
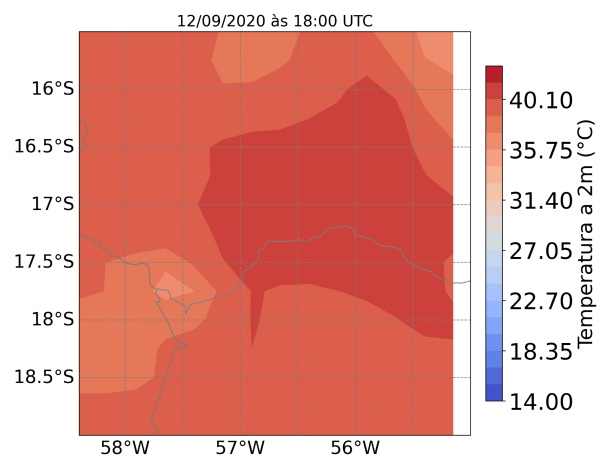
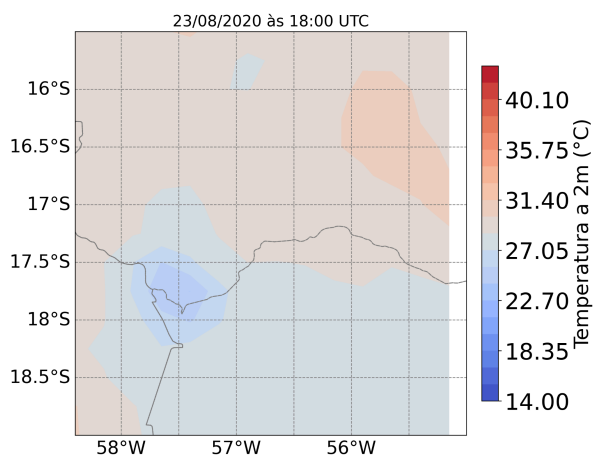
Em outubro, a temperatura começou a diminuir gradualmente. No dia 22, variou entre 30°C e 36°C, mas no dia 30 houve uma queda mais acentuada, oscilando entre 20°C e 32°C. Esse resfriamento coincidiu com os primeiros sinais de recuperação da vegetação, conforme evidenciado pelos valores crescentes de NDVI.

No mês de novembro, as temperaturas continuaram a cair, reforçando o cenário de recuperação da vegetação. No dia 11 de novembro, data que marcou o fim da queimada, a temperatura já estava consideravelmente mais baixa e associada a uma menor velocidade do

vento, embora com direções variáveis. No dia 18 de novembro, sete dias após o fim da queimada, observou-se uma queda ainda mais acentuada na temperatura, acompanhada por um aumento da velocidade do vento, com predominância de oeste para leste. Esses fatores podem ter influenciado a resiliência da vegetação na fase pós-queimada.

Dessa forma, a relação entre temperatura, vento e degradação da vegetação ao longo do evento evidencia como as condições meteorológicas atuam diretamente na propagação e severidade das queimadas, além de influenciar a dinâmica de recuperação da cobertura vegetal após o fogo.





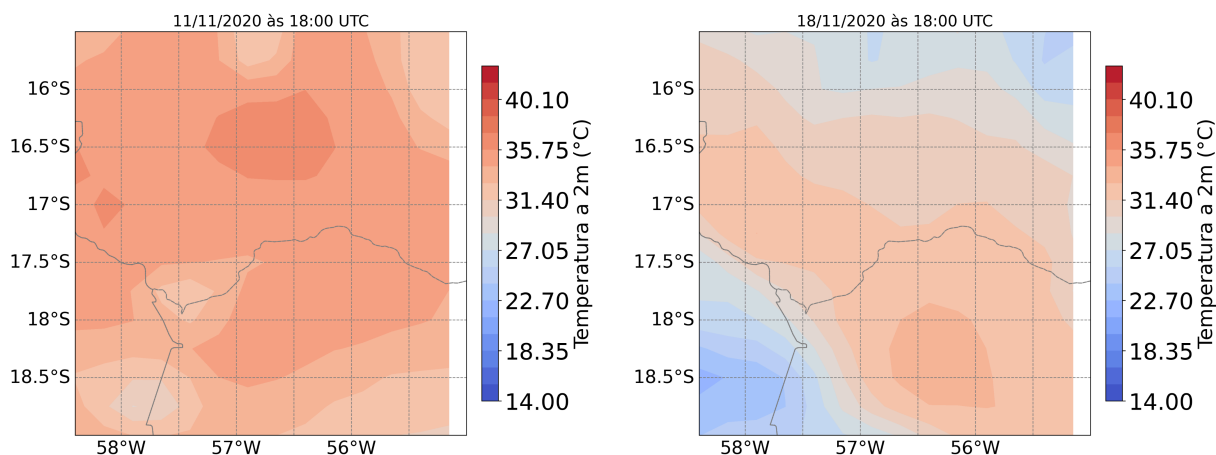


Figura 20 - Temperatura (°C) às 18 UTC, em alguns dias da queimada referente ao ano de 2020. Fonte de dados do ERA5 em níveis únicos de superfície às 18 UTC. Fonte: autora (2025).

A figura 21 apresenta a variação da umidade relativa do ar, expressa em porcentagem (0 a 100%), para alguns dias selecionados ao longo do evento de queimada de 2020, que teve duração de 124 dias. Observa-se que, no dia anterior ao início da queima (10 de julho), a umidade relativa variou entre aproximadamente 30% e 45%, com exceção da região oeste do mapa, onde os valores chegaram a cerca de 60%.

No dia 11 de julho, data de início da queimada, nota-se uma redução significativa da umidade relativa na maior parte da área analisada, com valores variando entre 15% e 30%. Essa queda pode ter favorecido a ignição e propagação inicial do fogo. No dia 31 de julho, a umidade relativa continuou a apresentar variações espaciais: enquanto na porção leste do mapa houve uma redução, nas regiões oeste e sul observou-se um leve aumento.

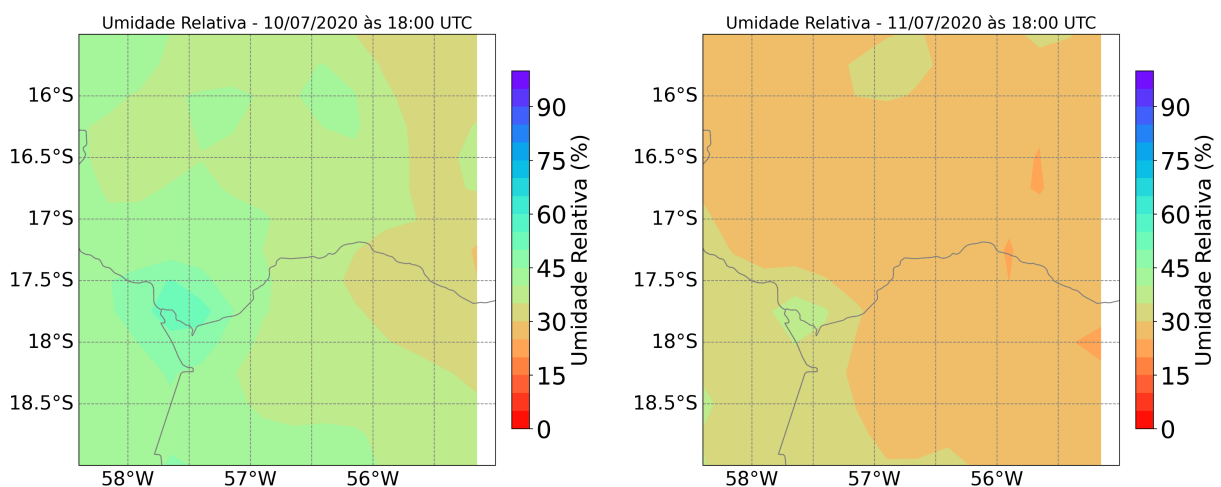
Durante agosto, a umidade relativa permaneceu baixa em grande parte do domínio. No dia 8 de agosto, os valores oscilaram entre 0% e 30%, indicando condições atmosféricas secas. No entanto, no dia 23 de agosto, observa-se um aumento da umidade, variando entre 40% e 60%, o que pode estar associado a mudanças nos padrões meteorológicos da região.

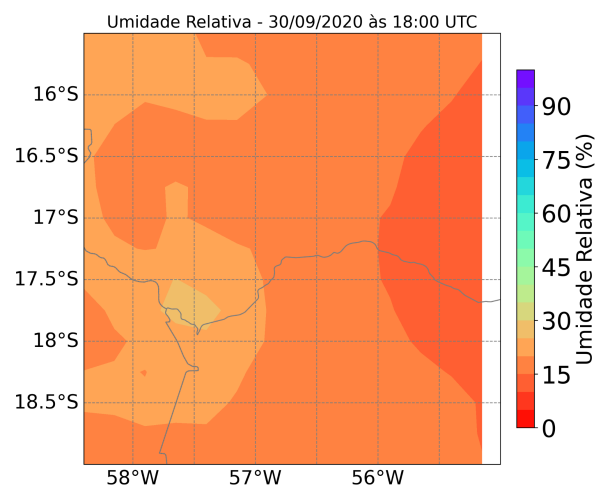
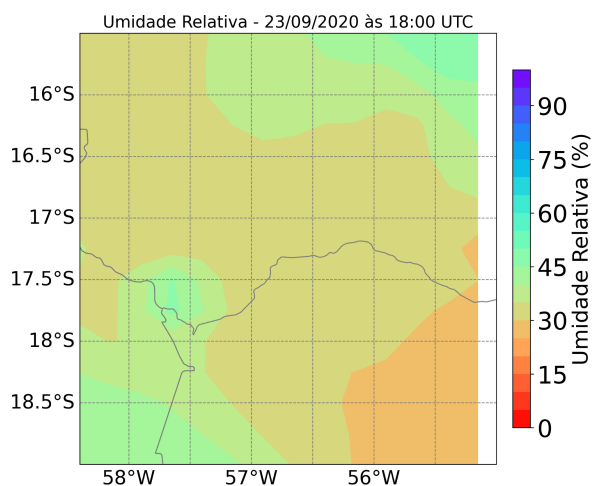
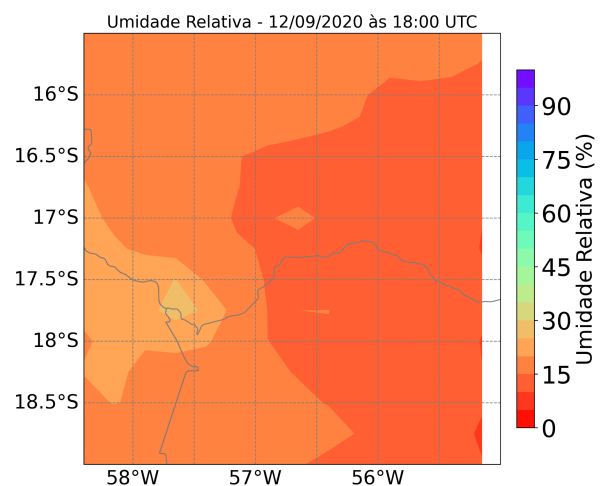
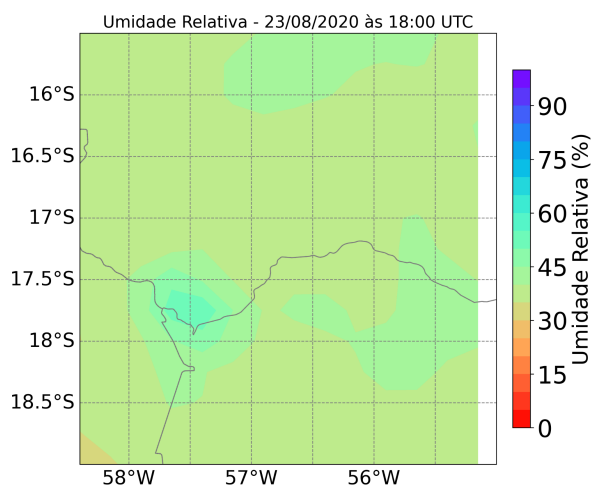
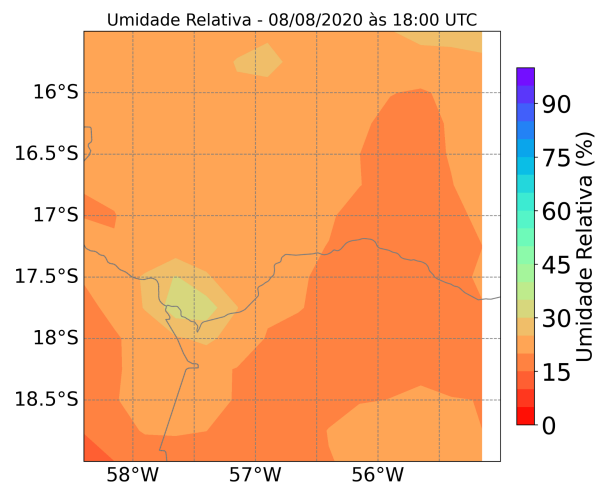
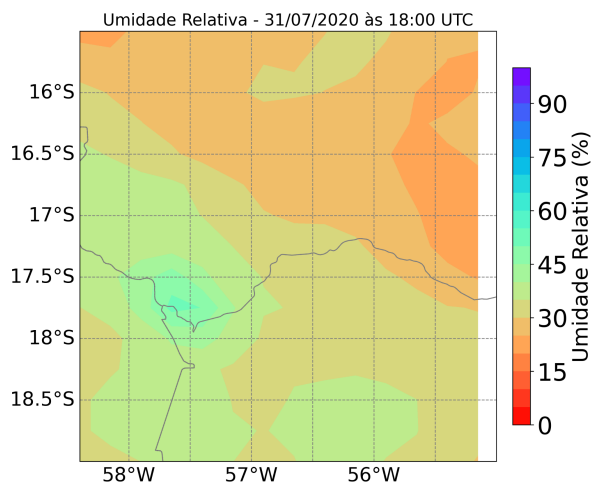
Em setembro, período que concentrou o pico da degradação da vegetação, a umidade relativa apresentou seus menores valores. No dia 12, a porção leste do mapa registrou umidade inferior a 15%, enquanto as regiões norte e oeste apresentaram valores abaixo de 30%, condições extremamente secas que podem ter contribuído para a intensificação das queimadas. No entanto,

no dia 23 de setembro, houve um aumento da umidade relativa, variando entre 20% e 65%. Esse aumento, contudo, foi momentâneo, pois no dia 30 de setembro a umidade voltou a diminuir, registrando valores inferiores a 30% na maior parte do mapa.

Nos meses de outubro e novembro, observa-se uma tendência de aumento da umidade relativa diária. Essa elevação é especialmente perceptível nos últimos dias de cada mês, quando a umidade variou entre 40% e 90%. Esse aumento pode estar relacionado a mudanças sazonais e ao enfraquecimento do período seco, favorecendo, consequentemente, a recuperação da vegetação após o término da queimada.

Esses resultados reforçam a influência direta da umidade relativa na propagação do fogo e na degradação da vegetação, além de evidenciar a correlação entre a recuperação da umidade e o processo de regeneração da cobertura vegetal ao longo dos meses seguintes.





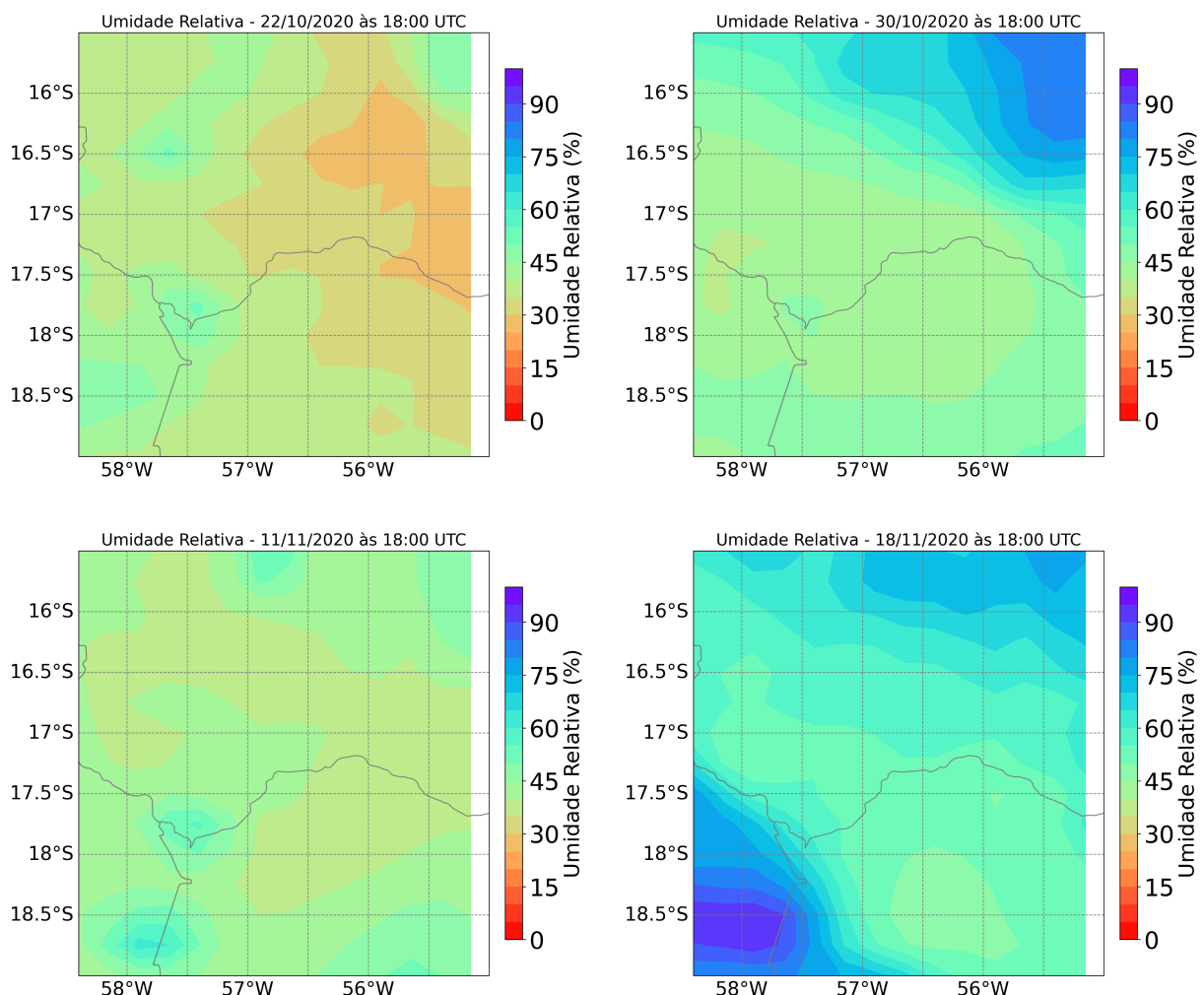


Figura 21 - Umidade relativa em alguns dias em que houve a queimada de 2020. Fonte de dados do ERA5 em níveis únicos de superfície às 18 UTC. Fonte: autora (2025).

A análise integrada dos dados de NDVI, variáveis meteorológicas (temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento) e o comportamento da queimada de 2020 revelam uma interação complexa entre as condições atmosféricas e os impactos sobre a cobertura vegetal. A evolução da degradação da vegetação, conforme monitorada pelo NDVI, mostrou uma perda significativa de biomassa, especialmente durante os meses de agosto e setembro, períodos de alta temperatura, baixa umidade relativa e ventos mais intensos, que contribuíram para a propagação acelerada do fogo. A partir de outubro, observou-se um processo de recuperação da vegetação, acompanhado por uma diminuição das temperaturas e aumento da umidade relativa, fatores que ajudaram a reduzir a severidade do fogo e estimularam a regeneração. Esse período coincide com

o início da Monção da América do Sul (SAMS), caracterizada pelo aumento gradual da precipitação, que contribui para a reposição da umidade do solo e favorece a regeneração da vegetação.

A relação entre os dados de temperatura e a degradação da vegetação foi evidente: as altas temperaturas, especialmente entre setembro e outubro, coincidiram com a maior perda de vegetação. A baixa umidade relativa, em conjunto com temperaturas elevadas, favoreceu a propagação do fogo, enquanto o aumento da umidade no início de outubro e durante os meses seguintes facilitou a recuperação da vegetação. O vento também desempenhou papel fundamental na dinâmica do fogo, com ventos mais intensos durante as primeiras fases da queimada (julho e agosto) e uma diminuição significativa nas fases finais (outubro e novembro), permitindo uma recuperação gradual da vegetação, apesar das cicatrizes do fogo.

Em resumo, a interação entre temperatura, umidade e vento demonstrou ser determinante tanto na propagação do fogo quanto no processo de regeneração da vegetação, evidenciando a vulnerabilidade da cobertura vegetal à pressão dos incêndios e as condições ambientais favoráveis para sua recuperação.

6. ESTUDO DE CASO

Para este estudo de caso, a escolha das microrregiões e do ano de análise levou em consideração a duração dos incêndios na área de vegetação durante as estações seca e chuvosa da Amazônia Legal. O ano de 2019 foi selecionado por apresentar maior intensidade na duração dos *fires* ao longo do período analisado, especialmente na região central da Amazônia Legal e no estado de Roraima. A escolha do estado de Roraima como uma das áreas de estudo se deve ao fato de que, mesmo durante a estação chuvosa para a maior parte da Amazônia Legal, a região ainda apresenta incêndios recorrentes (principalmente em 2023), o que pode estar relacionado à sazonalidade específica do estado, onde a estação seca ocorre principalmente no primeiro semestre do ano, diferentemente de outros estados da Amazônia Legal, onde a seca se concentra principalmente entre junho e novembro (SILVA, 2023).

O estudo investiga a dinâmica do fogo em diferentes microrregiões da Amazônia, e analisa fatores como área queimada anualmente, origem e variabilidade das queimadas,

intensidade do fogo e condições meteorológicas associadas. Além disso, examina as mudanças no uso e cobertura do solo ao longo do período analisado. Essa abordagem detalhada permite compreender padrões específicos que complementam os resultados previamente discutidos.

6.1 Duração dos fires por municípios

A Figura 22 apresenta a evolução anual da duração média dos fires na área de vegetação durante a estação seca (julho a dezembro). Cada sub-figura corresponde a um ano específico, permitindo uma comparação da evolução das durações dos fires ao longo do tempo. Os dados foram obtidos a partir do sensor VIIRS a bordo dos satélites Suomi-NPP e NOAA-20, no período de 2012 a 2023.

Notou-se que, a partir de 2017, houve um aumento na duração dos fires, visível até o ano de 2022, principalmente nos estados do Pará, Amazonas, Acre e Mato Grosso. No ano de 2021, o estado do Acre apresentou a maior duração de dias quando comparado com os demais anos. Além disso, observou-se um aumento significativo da duração em algumas áreas do estado do Amazonas.

O estado de Mato Grosso apresentou variabilidade significativa ao longo dos anos, com o aumento da duração dos *fires* a partir de 2019. É relevante observar a área do *Big Fire* (Figura 7) em 2020, onde ocorreu uma longa duração dos *fires* na região.

As maiores durações dos fires ocorreram não somente em anos de El Niño (como em 2019), mas principalmente em anos de La Niña, como em 2017, 2021 e 2022. Esse padrão sugere que a durabilidade dos fires está associada a fatores antropogênicos, uma vez que, mesmo em períodos de maior umidade relativa, as queimadas continuam ocorrendo de forma prolongada. No entanto, em anos de seca mais intensa, como em 2023, a combinação entre condições climáticas adversas e atividades humanas tende a potencializar ainda mais a duração dessas queimadas. Por exemplo, em 2024, a Amazônia enfrentou uma seca histórica que resultou no maior número de focos de calor registrados em outubro nos últimos 15 anos, totalizando 22.061 focos. Esse aumento expressivo está diretamente relacionado às condições climáticas extremas, que tornam a vegetação mais suscetível ao fogo e facilitam a propagação de incêndios por períodos mais prolongados (WWF Brasil, 2024). Além disso, dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) mostram que em 2024 foram registrados mais de

59.000 incêndios na Amazônia desde o início do ano até agosto, o maior número desde 2008. Esse cenário reflete como as secas severas, agravadas por fenômenos climáticos como o El Niño, aumentam a inflamabilidade da floresta, resultando em incêndios mais duradouros e intensos (The Guardian, 2024).

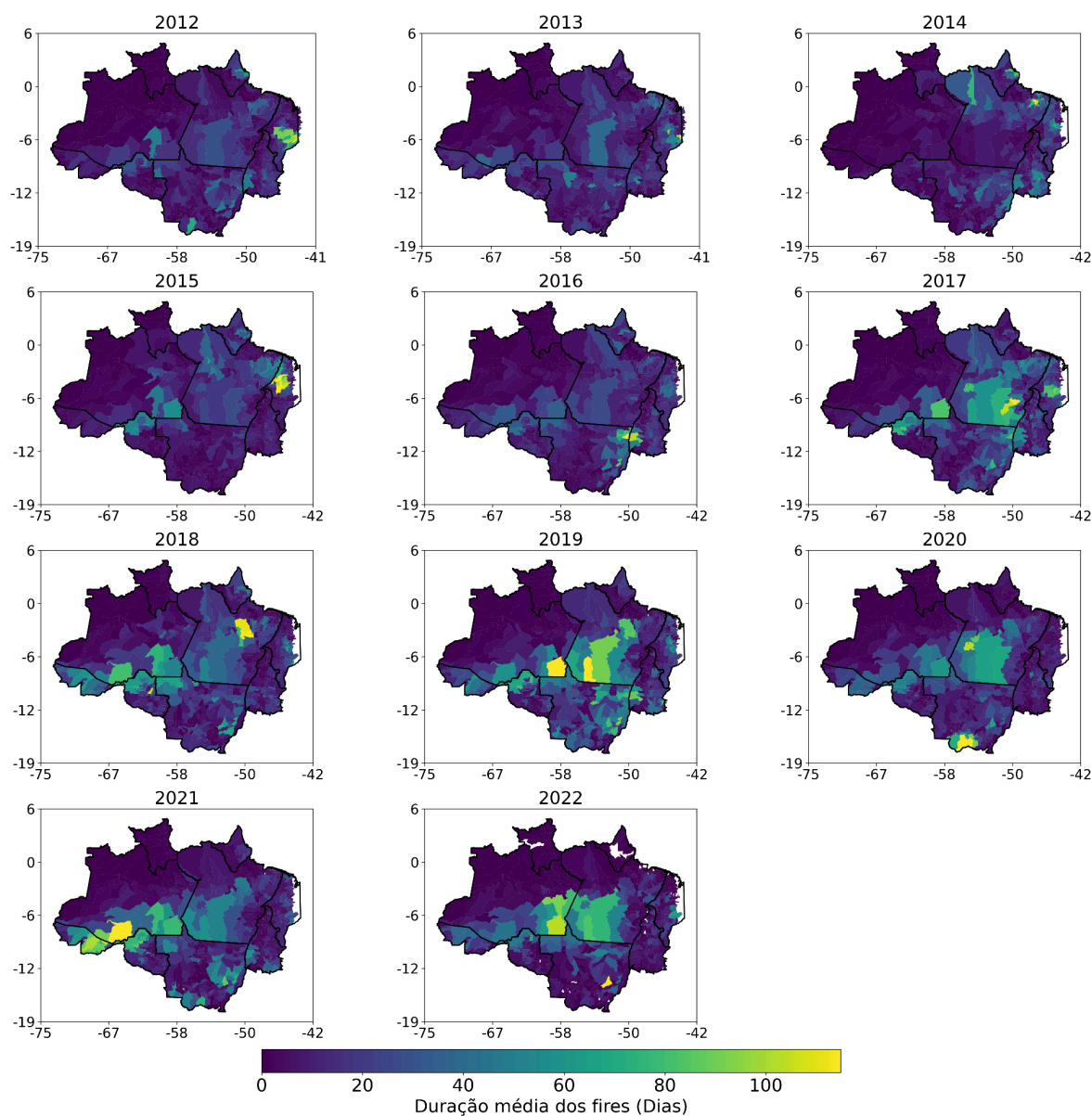


Figura 22 - Duração dos fires anuais na vegetação durante a estação seca. Fonte: autora (2024).

A Figura 23 mostra a duração dos fires na área de vegetação ao longo da estação chuvosa (janeiro-junho). A partir de 2014 observa-se o aumento da duração dos fires no estado de Roraima, com as maiores intensidades nos anos de 2016 e 2019. Ressalta-se que em 2019 foi identificado o Big Fire, como indicado na Figura 6, durante a estação chuvosa (janeiro-junho) e que no ano de 2016 e 2019 houve registros do fenômeno de El Niño. Ainda em 2016 e 2019 observou-se que o norte do estado do Amazonas acompanhou o estado de Roraima na longa duração dos fires, apresentando média de aproximadamente 30 a 45 dias.

De maneira geral, durante a estação chuvosa, a duração dos incêndios foi menor quando comparada com a duração da estação seca, com exceção do estado de Roraima (RR), pois seu período mais seco ocorre principalmente no primeiro trimestre do ano. Em 2016, Roraima, apresentou duração média superior a 30 dias, com diferentes durações ao longo dos anos. No Mato Grosso, os registros médios foram de aproximadamente 20 dias. No Pará, o ano de 2016 apresentou média entre 15 e 30 dias.

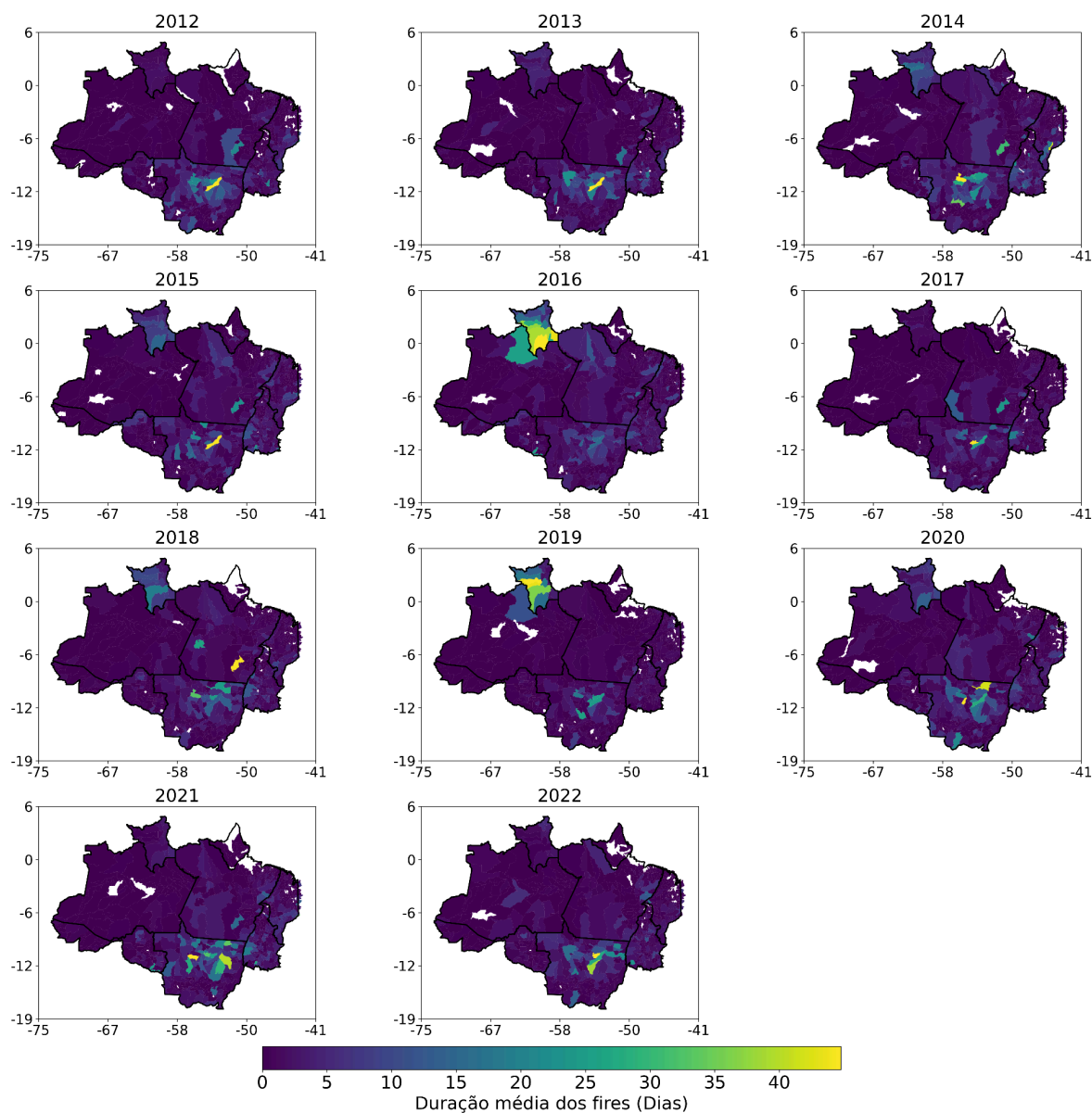


Figura 23 - Duração dos *fires* anuais na área de vegetação durante a estação chuvosa (Janeiro-Junho).
Fonte: autora (2024).

6.2 Área Queimada por Município

A Figura 24 apresenta a área queimada entre os meses de julho e dezembro, evidenciando um aumento significativo a partir de 2020 em todos os municípios analisados. Nesse ano, registrou-se o maior pico de área queimada, com aproximadamente 8 milhões de

hectares em Altamira (PA), seguido por São Félix do Xingu (PA), com cerca de 7 milhões de hectares, Apuí (AM), com aproximadamente 5 milhões de hectares, e Aripuanã (AM), com cerca de 2 milhões de hectares. Na maioria dos municípios, houve uma redução da área queimada em 2021, seguida de um novo aumento em 2022 e uma diminuição novamente em 2023. Observou-se que, nos últimos quatro anos, a área queimada nesses municípios cresceu de forma significativa. Um dos principais fatores para esse crescimento foi o aumento da área de pastagem na Amazônia que cresceu mais de 363% entre 1985 e 2023, passando de aproximadamente 12,7 milhões de hectares para 59 milhões de hectares, representando 14% do bioma em 2023 (MAPBIOMA, 2024).

Embora o El Niño de 2023 tenha impactado significativamente o regime hidrológico da Amazônia, intensificando a seca e criando condições favoráveis para incêndios, a variação na área queimada não pôde ser atribuída exclusivamente a esse fenômeno climático. Apesar da intensificação da seca em 2023, algumas microrregiões da Amazônia apresentaram redução na área queimada em comparação a anos anteriores, sugerindo que outros fatores, como políticas de controle ambiental e dinâmicas regionais do uso da terra, também influenciam essa dinâmica.

Um estudo realizado em 2019 na região da Amazônia analisou a relação entre desmatamento e queimadas, evidenciando que, entre janeiro de 2019 e abril de 2020, aproximadamente 4.509 km² de áreas desmatadas estavam suscetíveis a incêndios. O estudo indicou que uma grande parte do desmatamento ocorrido nesse período foi seguida de queimadas, com destaque para os estados do Pará, Mato Grosso, Rondônia e Amazonas, que concentraram a maior parte da área desmatada e queimada (ALENCAR et al., 2020).

Em 2024, a Amazônia Legal tornou-se o bioma brasileiro com a maior área queimada, totalizando 17,9 milhões de hectares, o que representa 58% de toda a área queimada no país naquele ano (BRASIL.MAPBIOMAS.ORG, 2024). Esse aumento expressivo reflete uma combinação tanto da continuidade da seca extrema exacerbada pelo fenômeno El Niño quanto da intensificação das atividades humanas, como desmatamento e uso inadequado do fogo para manejo agrícola e expansão de áreas de pastagem.

Os resultados apresentados corroboram com a análise de Marengo, que aponta a seca extrema iniciada no verão austral de 2022-2023 e prolongada até 2024 como um fator-chave para

o agravamento das condições ambientais na Amazônia. O estudo destaca que o forte El Niño de 2023, aliado a temperaturas anormalmente elevadas no Oceano Atlântico Norte tropical, contribuiu para uma significativa redução das chuvas, atrasando o início da estação chuvosa e prolongando a estação seca. Esse cenário resultou em déficits hídricos expressivos, afetando a umidade do solo, a evapotranspiração e, consequentemente, aumentando o risco de incêndios florestais.

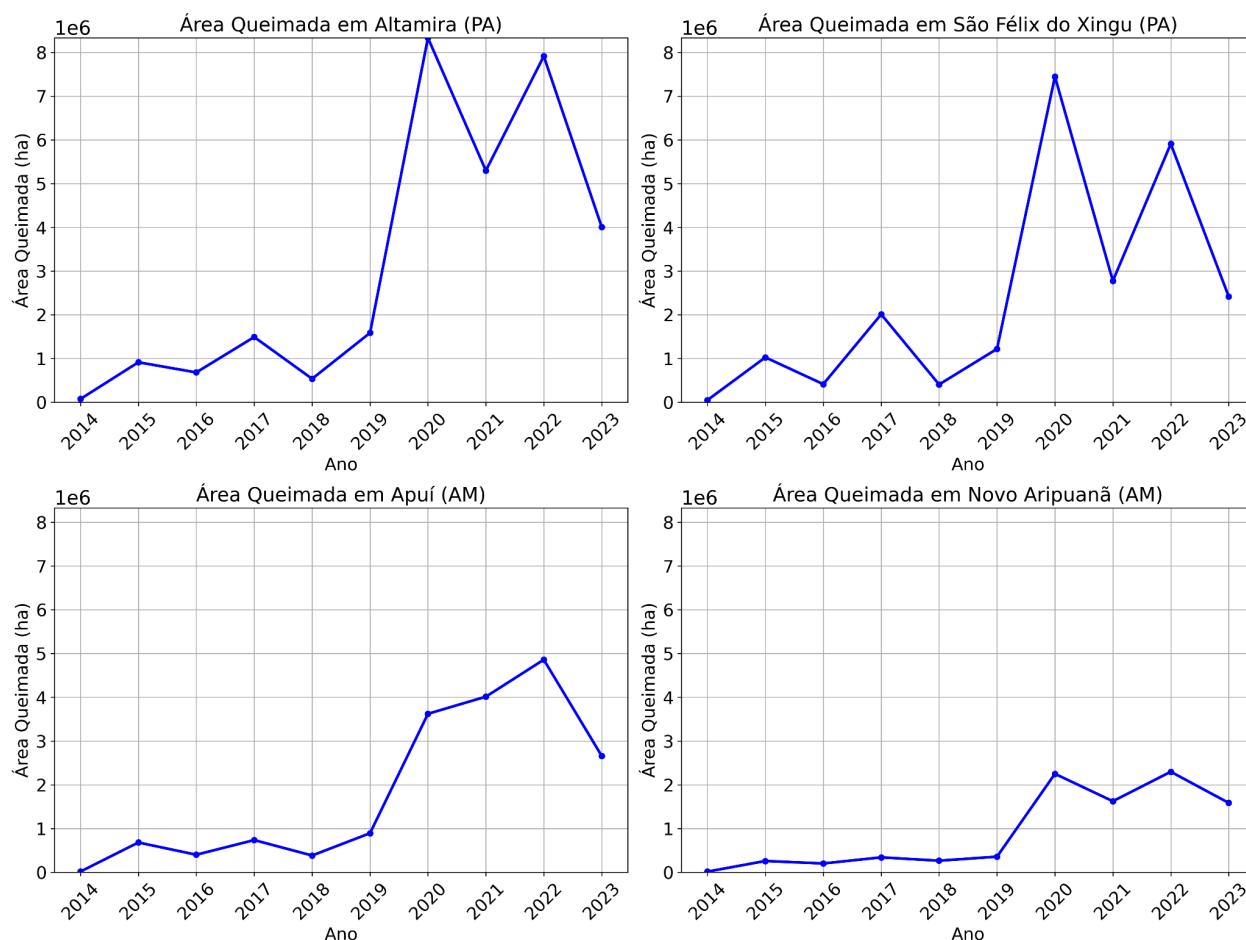


Figura 24 - Evolução da área queimada no período de 2012 – 2023 durante os meses de julho a dezembro nas microrregiões. Fonte: autora (2025).

A Figura 25 mostra a evolução da área queimada entre os meses de janeiro a junho em alguns municípios de Roraima. Diferentemente da Figura 24, o pico da área queimada nesse período ocorreu em 2019 na maioria dos municípios, com aproximadamente 500 mil hectares em Caracaraí (RR), 300 mil hectares em Mucajaí (RR) e 100 mil hectares em Alto Alegre (RR). A

exceção foi o município de Rorainópolis (RR), onde o maior pico foi registrado em 2020, atingindo cerca de 300 mil hectares.

É possível notar que houve um aumento da área queimada em 2023 em todos os municípios do estado de Roraima, apresentados na figura. Segundo dados do MapBiomas, o Bioma do Cerrado foi o mais afetado por incêndios em 2023, superando a área queimada na Amazônia Legal (BRASIL.MAPBIOMAS.ORG, 2024), porém a figura 25 mostra que os municípios analisados do estado de Roraima registraram aumentos expressivos no ano de 2023.

Durante os anos de 2020 a 2022 houveram registros de La Niña, onde é possível notar essa redução da área queimada quando comparado com o ano anterior (Figura 25), com exceção do município de Rorainópolis, que registrou um pico de área queimada em 2020.

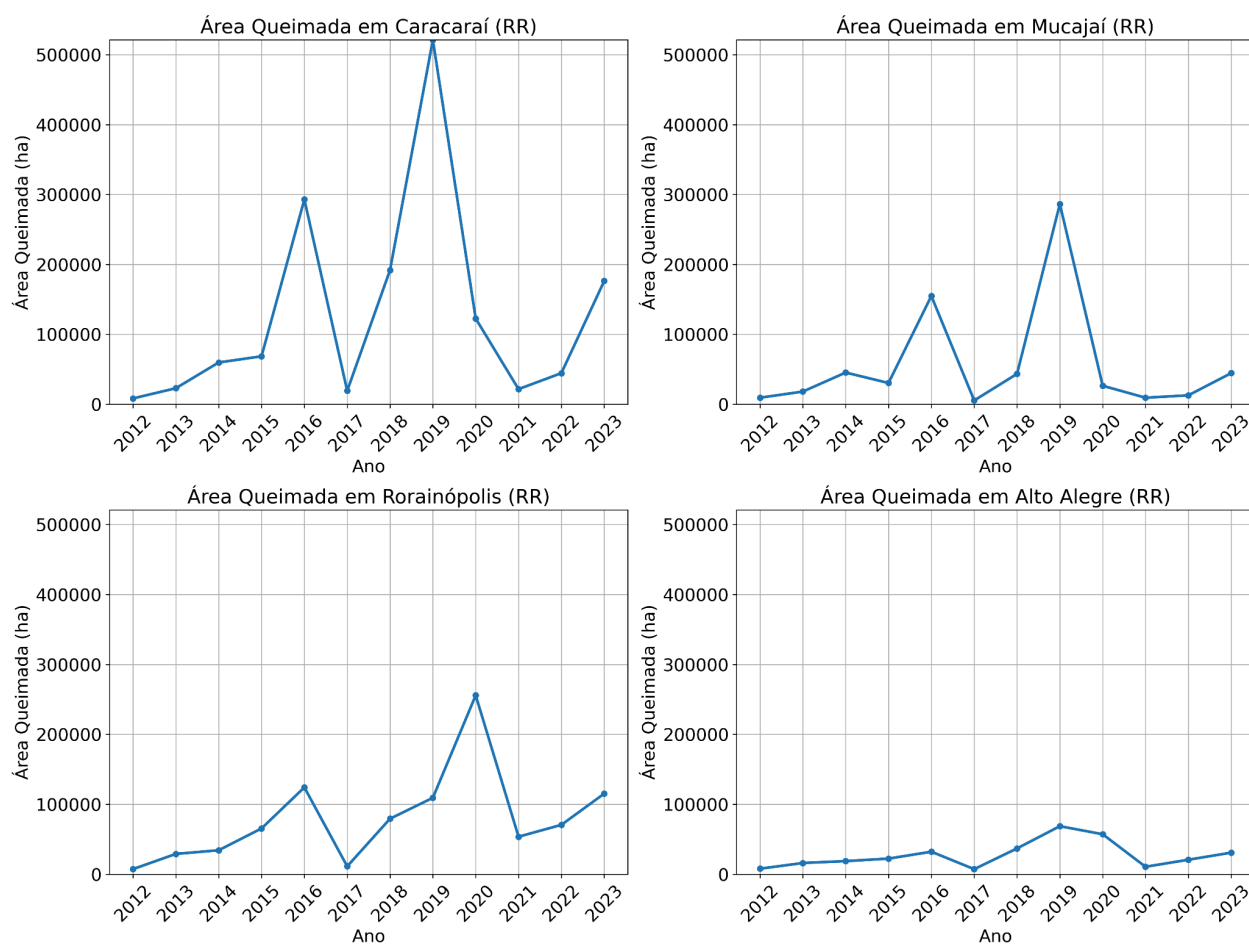


Figura 25 - Evolução da área queimada no período de 2012 – 2023 durante os meses de janeiro a junho nas microrregiões. Fonte: autora (2025).

6.3 Distribuição do FRP

A figura 26 mostra a distribuição do FRP durante a estação seca (julho a dezembro) e chuvosa (janeiro a junho) em alguns municípios do Amazonas (AM) e Pará (PA). Nota-se grande variabilidade na estação seca (julho-dezembro) em todos os municípios dos municípios apresentados na Figura. O município de Apuí (AM) apresentou os maiores picos de FRP, principalmente de 2020 a 2023, com picos isolados em grande parte dos anos, incluindo 2023, que apresentou o maior pico isolado (~1500 MW/h). Em Novo Aripuanã (AM), os últimos 4 anos também apresentaram os maiores picos de FRP, com o máximo ocorrendo em 2022 (~1250 MW/h). Em Altamira (PA) os maiores picos ocorreram também nos últimos 4 anos, com os maiores sendo registrados em 2021 e em 2022, ambos apresentando ~1000 MW/h. Em São Félix do Xingu (PA) o maior pico foi registrado no ano de 2023 (pico isolado), apresentando ~1500 MW/h, seguido pelo ano de 2017 (~1000 MW/h) e em 2020 (~750 MW/h). Na estação chuvosa, a variação do FRP é significativamente menor quando comparada a estação seca, onde picos significativos podem ser observados em Altamira (PA) no ano de 2015 (~250 MW/h), 2023 e em 2022, abaixo de 250 MW/h. Em São Félix do Xingu (PA), pode-se observar pequenos picos ao longo dos anos, com o maior tendo ocorrido em 2022 (~250 MW/h).

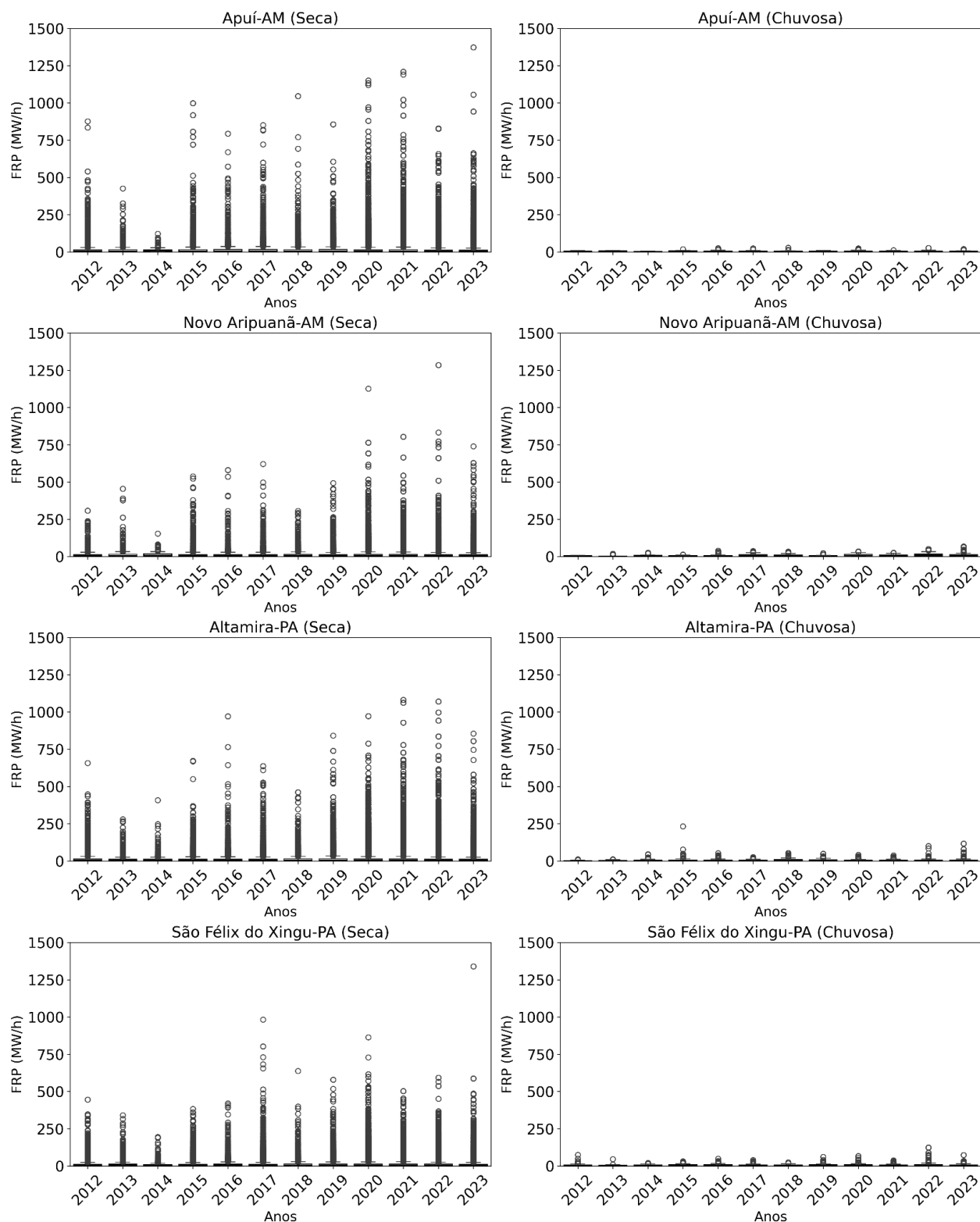


Figura 26 - Distribuição do FRP nos municípios do AM e PA ao longo das estações seca e chuvosa. Fonte: autora (2025).

A Figura 27 apresenta a distribuição do FRP em alguns municípios do estado de Roraima durante as estações seca e chuvosa. Observa-se que, na estação chuvosa (aqui definida de modo geral para toda a Amazônia Legal de janeiro a junho), a variabilidade do FRP é maior.

Em Caracaraí (RR), os maiores picos de FRP foram registrados em 2018 e 2019, atingindo aproximadamente 600 MW/h. No entanto, houve uma redução significativa em 2021, com valores inferiores a 200 MW/h, quando comparado aos últimos seis anos. Assim como em Caracaraí, todos os municípios analisados apresentaram queda expressiva no FRP durante a estação chuvosa de 2021 (aqui definida de julho a dezembro para toda a Amazônia Legal), com exceção de Rorainópolis, que registrou um pico isolado de cerca de 500 MW/h. Apesar de julho a dezembro ser considerado o período seco para grande parte da Amazônia Legal, em Roraima esse período corresponde à estação chuvosa. Esse fator pode justificar a redução do FRP na região, uma vez que o aumento da umidade e das precipitações tende a inibir a propagação do fogo.

O ano de 2019 foi marcado pelos maiores picos de FRP na maioria dos municípios de Roraima, com exceção de Rorainópolis, onde o valor mais elevado foi registrado em 2020, atingindo cerca de 600 MW/h. Ainda em 2019, Mucajaí apresentou aproximadamente 600 MW/h, enquanto Alto Alegre registrou cerca de 300 MW/h.

Na estação seca, houve menor variabilidade quando comparado com a estação chuvosa, apresentando picos de FRP durante o ano de 2023 em todos os municípios de Roraima, onde Caracaraí apresentou ~400 MW/h, Mucajaí e Alto Alegre apresentando ~200 MW/h, Rorainópolis com pico isolado ~1200 MW/h.

Os resultados analisados mostram diferenças significativas entre os municípios em relação à área queimada e ao FRP ao longo das estações seca e chuvosa. Durante a estação seca, municípios como Altamira e São Félix do Xingu, no Pará, apresentaram os maiores registros de área queimada, seguidos por Apuí e Aripuanã, no Amazonas. Em Roraima, a área queimada foi mais expressiva nos municípios de Caracaraí e Mucajaí. Quanto ao FRP, Apuí e São Félix do Xingu se destacaram com os maiores picos durante a estação seca, enquanto Altamira e São Félix do Xingu tiveram menor variação na estação chuvosa. Em Roraima, o FRP apresentou

maior variabilidade na estação chuvosa, com os maiores picos ocorrendo em 2018 e 2019 na grande maioria dos municípios.

A maior variabilidade do FRP na estação chuvosa em Roraima, com picos mais elevados em 2018 e 2019, pode estar associada às particularidades climáticas da região. Diferentemente de grande parte da Amazônia Legal, onde a estação seca ocorre entre junho e novembro, em Roraima o período seco concentra-se no primeiro semestre do ano, enquanto a estação chuvosa ocorre de julho a dezembro. No entanto, anos como 2018 e 2019 foram marcados por anomalias climáticas, incluindo padrões irregulares de precipitação e possíveis déficits hídricos em determinados períodos da estação chuvosa, favorecendo a ocorrência e a propagação do fogo. Além disso, fatores como a influência do fenômeno El Niño, que pode reduzir a umidade e retardar o início das chuvas, podem ter contribuído para os altos valores de FRP observados nesses anos (INSTITUTO PIATAN, 2022).

A menor intensidade de FRP observada em Roraima, comparada a outros estados da Amazônia Legal, pode ser atribuída a diversos fatores. Primeiramente, a região possui uma estação chuvosa distinta, que ocorre de julho a dezembro, contrastando com a estação seca predominante em outros estados entre junho e novembro. Essa particularidade climática pode influenciar a ocorrência e a propagação de incêndios. Além disso, embora Roraima seja suscetível a incêndios devido a fatores como mudanças climáticas e atividades humanas, a frequência e intensidade desses eventos podem ser menores em comparação com outras regiões da Amazônia, pois a vegetação da região é predominantemente mais protegida e as práticas de uso da terra, como o desmatamento, ocorrem de forma mais controlada em relação a estados como Pará e Mato Grosso. A combinação desses fatores contribui para os padrões observados de FRP no estado (INSTITUTO PIATAN, 2022).

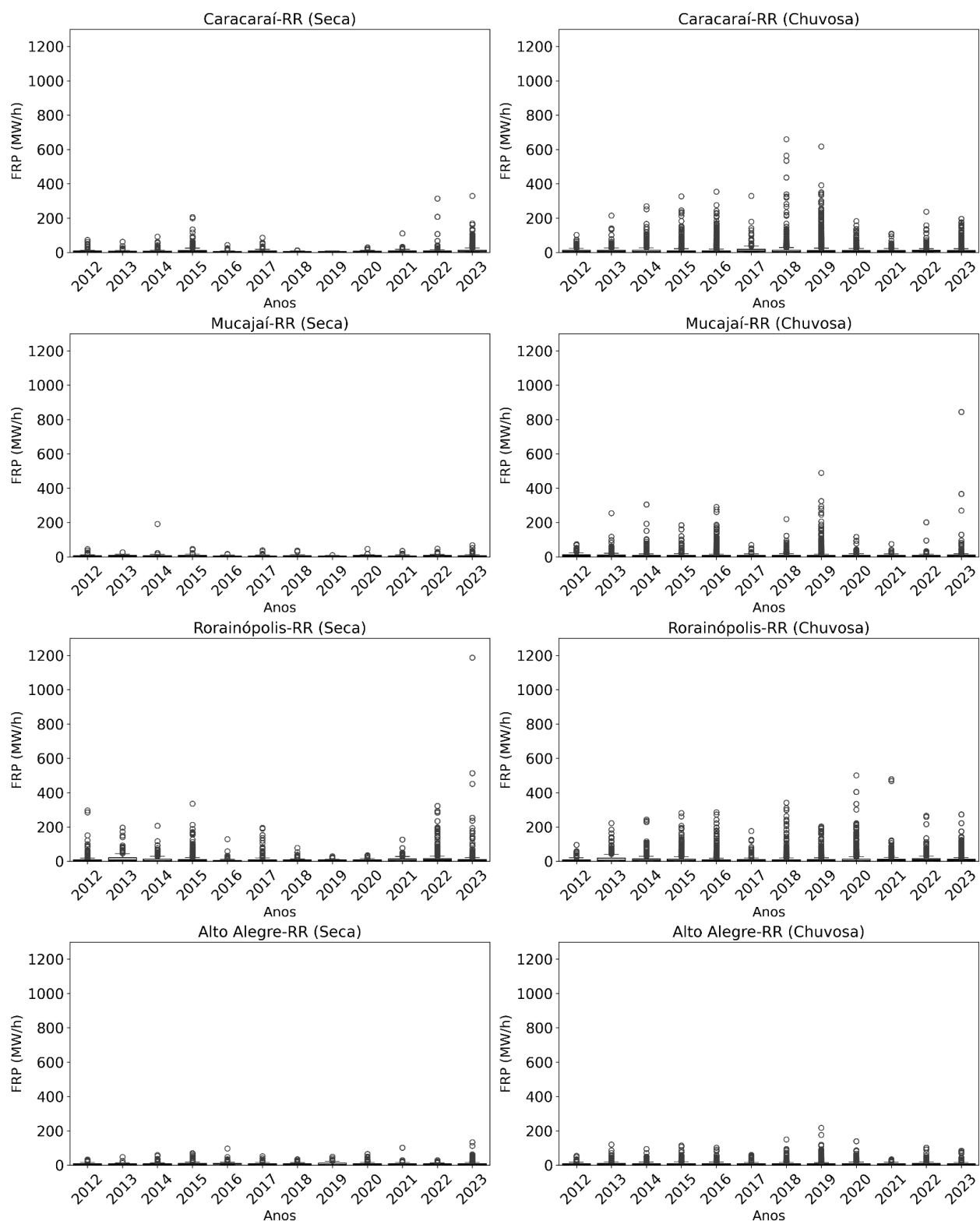


Figura 27 - Distribuição do FRP nos municípios de Caracarái, Mucajaí e Alto Alegre no estado de Roraima durante a estação seca e chuvosa. Fonte: autora (2025).

6.3 Comportamento das variáveis meteorológicas X média mensal do NDVI ao longo do ano de 2019 durante a estação seca do estudo de caso

A Figura 28 mostra a média mensal da variável de Temperatura a 2 metros no ano de 2019 durante os meses de julho a dezembro em diferentes horários UTC. Nota-se que a temperatura é mais alta nos meses de julho a setembro na maior parte da área analisada, com anomalia de temperatura mais significativa nos três primeiros meses, principalmente em setembro. A partir de outubro a temperatura começa a diminuir, apresentando menor intensidade no mês de dezembro.

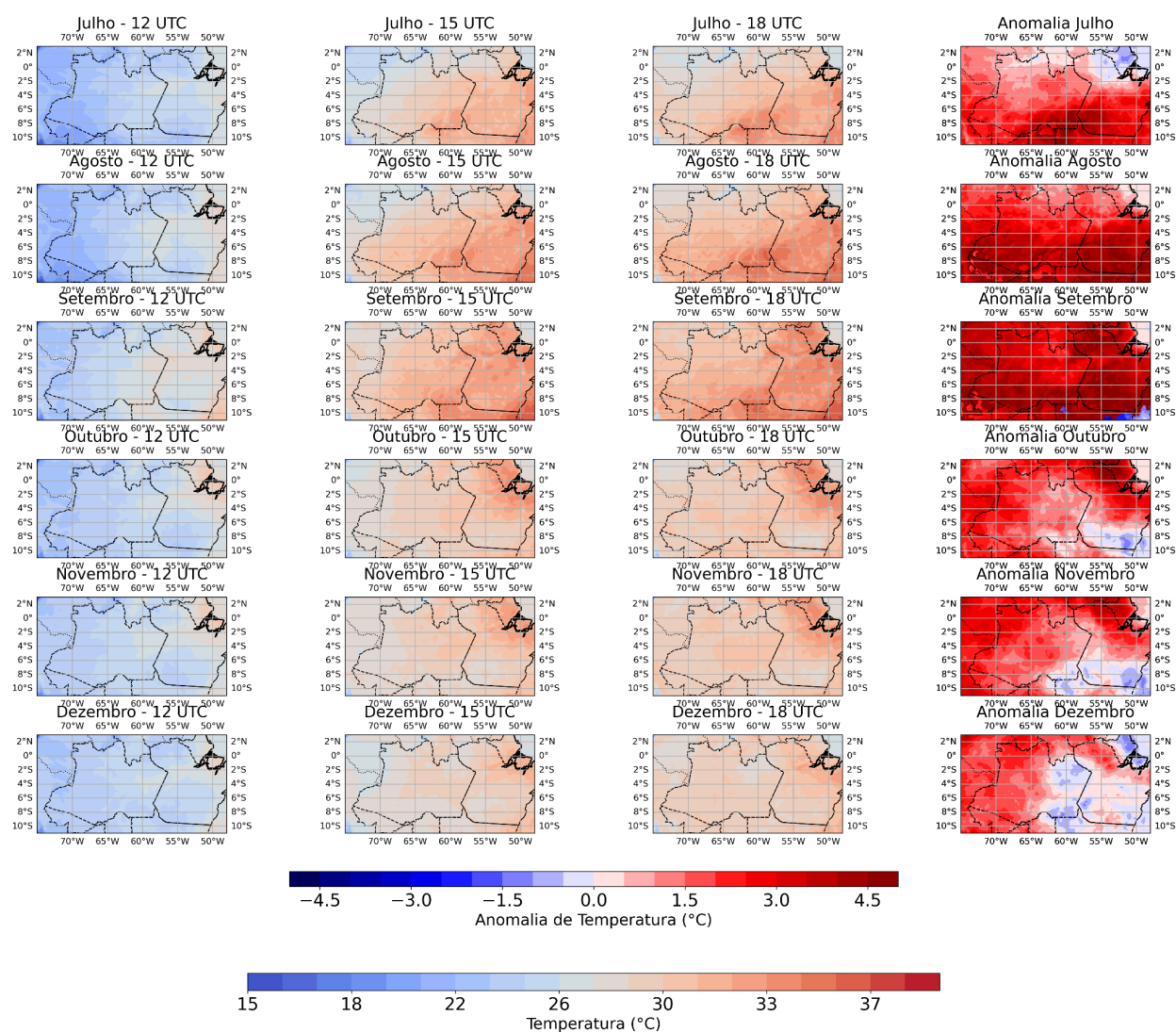


Figura 28 - Média mensal de temperatura a 2 metros ($^{\circ}\text{C}$) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante os meses de julho e dezembro de 2019, com dados de reanálise do ERA5. Fonte: Autora (2025).

A Figura 29 mostra a umidade relativa (%) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante os meses de julho a dezembro de 2019. Nota-se que a umidade relativa é maior nos primeiros horários, diminuindo ao longo dos horários, principalmente de julho a outubro, onde os registros de anomalia de umidade relativa foram mais baixos principalmente de julho a setembro, sendo o mês de agosto, o mês que apresentou as mais baixas anomalias de umidade relativa. A partir de outubro a umidade aumenta em algumas áreas dos mapas, mais precisamente no sul dos municípios do estudo de caso, onde no mês de dezembro é registrado o maior aumento da umidade relativa nos municípios analisados.

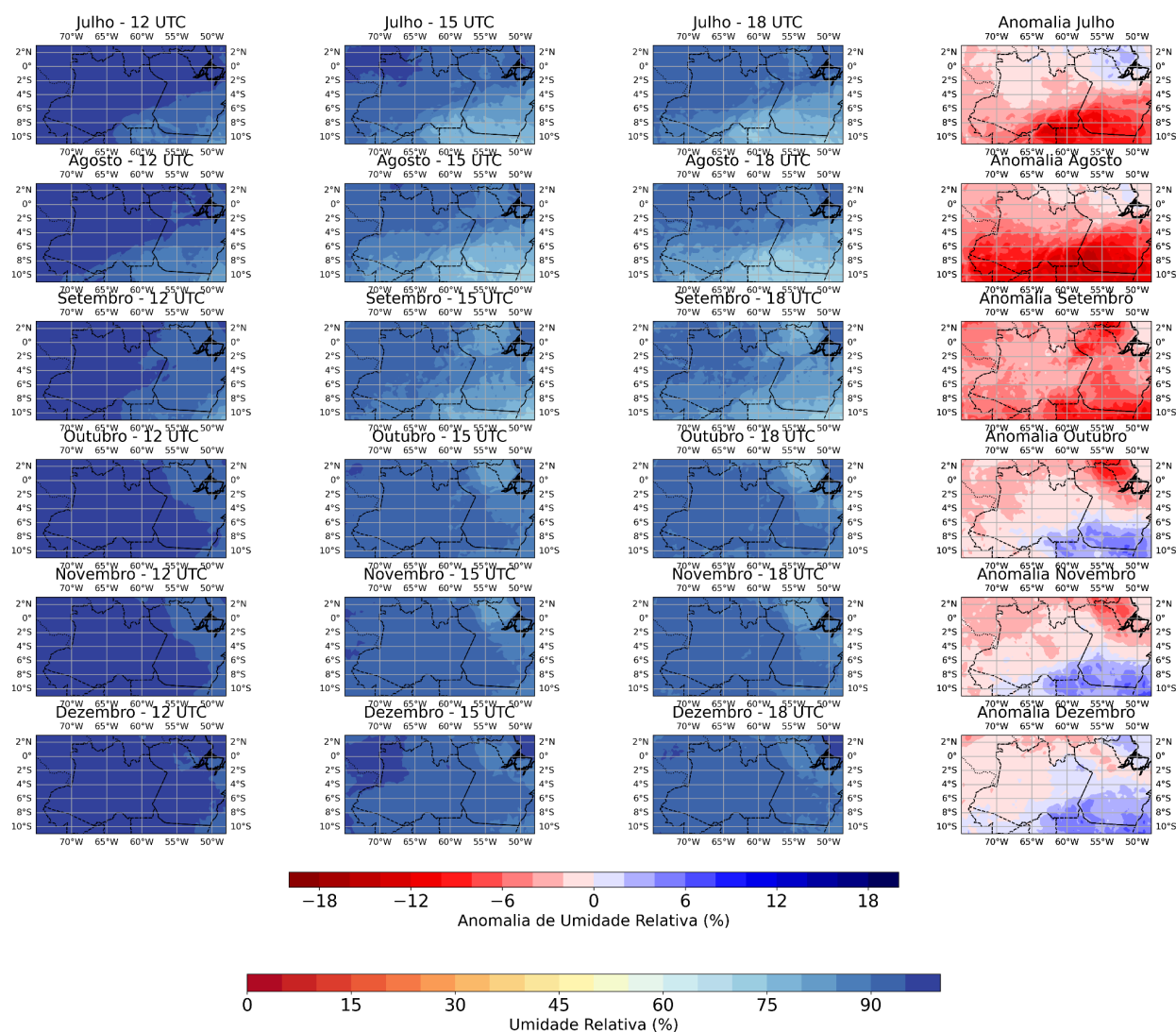


Figura 29 - Média mensal da umidade relativa do ar (%) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante julho a dezembro de 2019. A umidade relativa foi calculada a partir da temperatura do ar (t2m) e da temperatura do ponto de orvalho (d2m) com dados de reanálise do ERA5. Fonte: Autora (2025).

A Figura 30 mostra a média da velocidade do vento em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) ao longo dos meses de julho a dezembro de 2019. Observa-se que a velocidade do vento é maior, principalmente no estado do Pará, com uma redução ao longo dos horários de UTC. Essa diminuição pode ser explicada pela dinâmica da camada limite planetária, que é uma camada da atmosfera próxima à superfície da Terra, influenciada por fatores como temperatura, umidade e relevo. Durante o dia, a camada limite tende a se tornar mais profunda devido ao aquecimento da superfície, o que favorece um aumento na velocidade do vento. Já à medida que o dia avança, a camada limite se estabiliza e se torna mais rasa, resultando em uma redução na velocidade do vento (Stull, 1988). Além disso, outros estudos, como o de Holton (2004), indicam que a dinâmica da camada limite é particularmente sensível a variações de temperatura e umidade, com implicações diretas na direção e intensidade do vento, especialmente em regiões tropicais como a Amazônia.

Portanto, a redução observada na velocidade do vento ao longo do dia pode estar associada à interação entre as condições atmosféricas locais e a estrutura da camada limite, fenômeno frequentemente observado em estudos de dinâmica atmosférica na região amazônica.

Observa-se também, o aumento da velocidade do vento nos mapas de anomalia nos municípios analisados, principalmente no estado do Pará durante os meses de julho a setembro, sendo agosto o mês que apresentou ventos mais fortes. No norte e oeste do Amazonas os ventos foram mais fracos, principalmente nos meses de julho a setembro.

A partir de outubro a velocidade do vento começa a diminuir nas microrregiões analisadas e a aumentar, principalmente no estado do Amazonas. Em novembro e em dezembro a velocidade tornou a aumentar nas microrregiões analisadas quando comparadas com o mês de outubro.

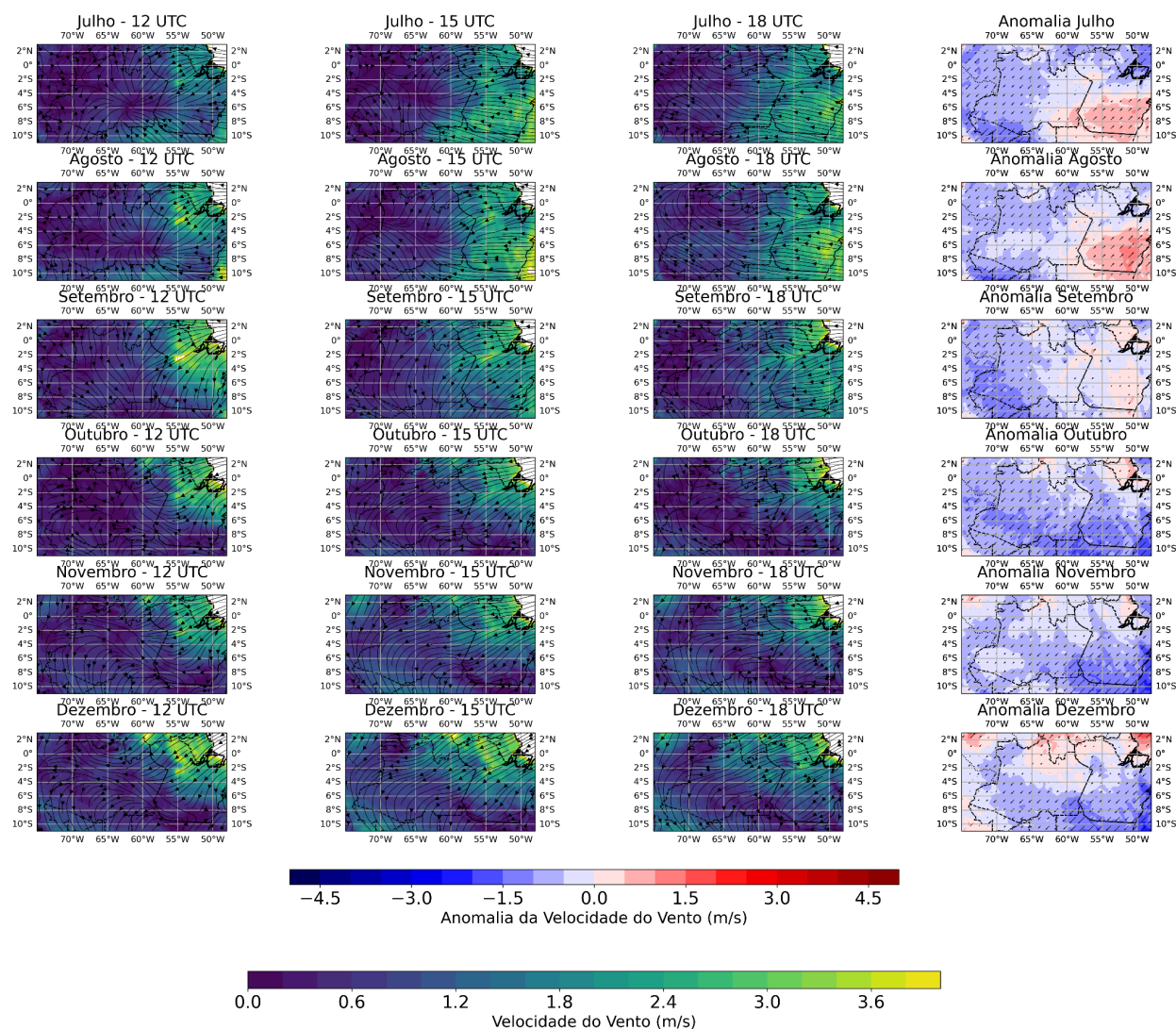


Figura 30 - Média mensal da velocidade do vento (m/s) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante julho a dezembro de 2019. A velocidade do vento foi calculada a partir das componentes u e v com dados de reanálise do ERA5. Fonte: Autora (2025).

A Figura 31 mostra a média mensal do NDVI no ano de 2019 nos meses de julho a dezembro nas microrregiões analisadas. A diminuição do NDVI ao longo dos meses de agosto a dezembro, como mostrado na figura 31, indica um enfraquecimento na vegetação, com os valores caindo de ~0.50 em agosto para ~0.32 em dezembro. Essa diminuição pode ser atribuída, em parte, ao aumento das condições de estresse térmico e à variação da umidade no ambiente. Como a temperatura observada na Figura 28 foi mais intensa nos meses de julho a setembro, com um pico significativo em setembro, isso pode ter aumentado o estresse na vegetação,

resultando na redução da cobertura vegetal medida pelo NDVI. A anomalia de temperatura, que foi mais significativa nos meses de julho a setembro, sugere que as temperaturas mais altas contribuíram para um maior déficit hídrico e possíveis danos à vegetação, esse fator provavelmente se associou ao declínio do NDVI.

Além disso, a umidade relativa, mostrada na Figura 29, teve um comportamento importante nesse contexto. Nos meses de julho a setembro, a umidade relativa foi mais baixa, especialmente em agosto, quando se observaram as mínimas anomalias de umidade. A menor umidade do ar pode ter intensificado a perda de água pela vegetação, agravando o impacto da seca nas microrregiões analisadas e contribuindo para a diminuição do NDVI. Em outubro, quando a umidade relativa aumentou, especialmente no sul dos municípios analisados, observou-se uma recuperação parcial, refletida em um possível aumento da vegetação, ainda que o NDVI continuasse a declinar, embora com uma taxa mais moderada.

A velocidade do vento, conforme mostrado na Figura 30, também apresenta um comportamento significativo. Nos meses de julho a setembro, os ventos foram mais fortes no estado do Pará, e em agosto, os ventos mais intensos poderiam ter contribuído para a evaporação acelerada e, conseqüentemente, agravado o estresse hídrico na vegetação. Essa maior intensidade do vento, aliada a uma umidade relativa mais baixa, provavelmente exacerbou as condições de seca e impactou negativamente a vegetação, conforme refletido pela diminuição do NDVI. A redução da velocidade do vento a partir de outubro pode ter proporcionado condições um pouco mais favoráveis para a vegetação, mas o efeito da temperatura elevada e da umidade relativa ainda provavelmente manteve os valores do NDVI em níveis baixos.

Em resumo, a combinação entre a temperatura elevada, a umidade relativa baixa e os ventos mais fortes nos meses iniciais de análise corroboram com a hipótese de causa de estresse na vegetação, refletido em uma diminuição contínua do NDVI. Embora a recuperação parcial da umidade relativa a partir de outubro possa ter aliviado essas condições, os efeitos prolongados da seca e do estresse térmico mantiveram os valores do NDVI em níveis mais baixos, com uma ligeira recuperação em algumas áreas no final do período. Esses resultados destacam a sensibilidade da vegetação às condições climáticas adversas, como altas temperaturas e baixa umidade, que podem acelerar a degradação da cobertura vegetal na região.

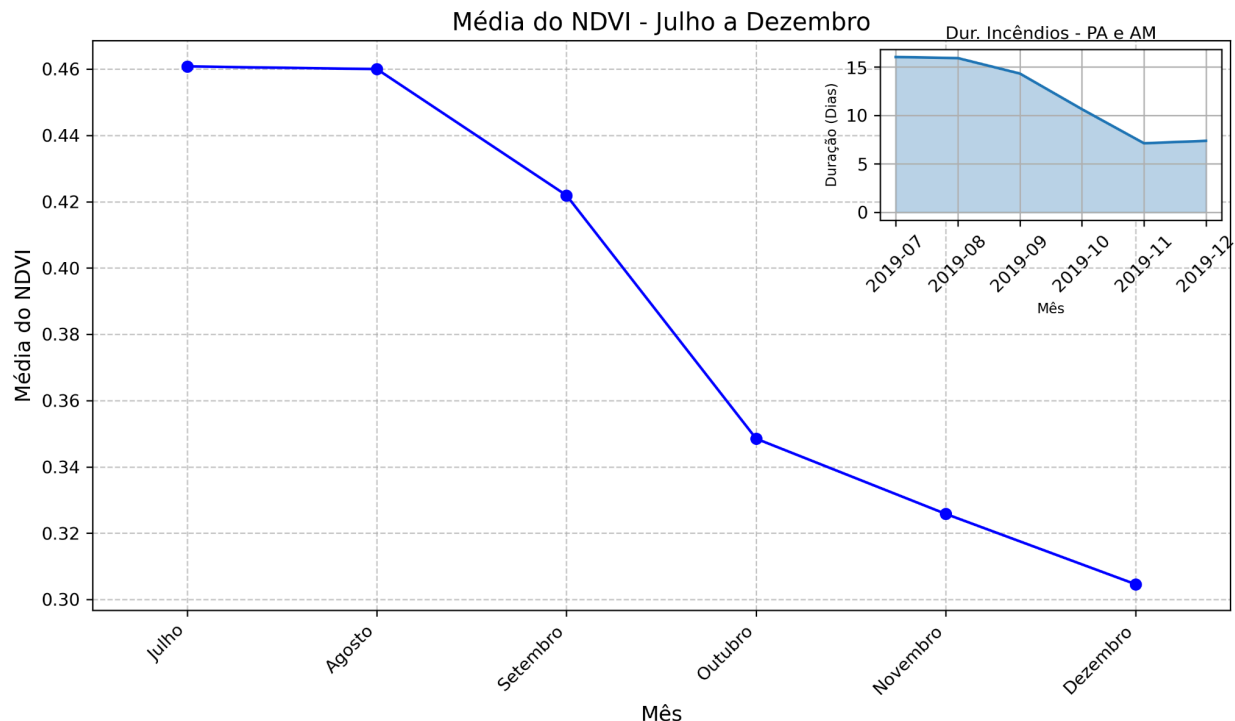


Figura 31- Média mensal do NDVI para as microrregiões do estudo de caso durante os meses de julho a dezembro de 2019. Fonte: autora (2025).

6.4 Comportamento das variáveis meteorológicas X média mensal do NDVI ao longo do ano de 2019 durante a estação chuvosa do estudo de caso

A Figura 32 mostra a média mensal da variável de Temperatura a 2 metros no ano de 2019 durante os meses de janeiro a junho em diferentes horários UTC. Nota-se que a temperatura é mais alta nos meses de janeiro a abril em praticamente todo o estado de Roraima, principalmente na microrregião de análise, com anomalia de temperatura mais significativa nos quatro primeiros meses, principalmente em fevereiro e março. A partir de maio a temperatura começa a diminuir, apresentando menor intensidade no mês de junho.

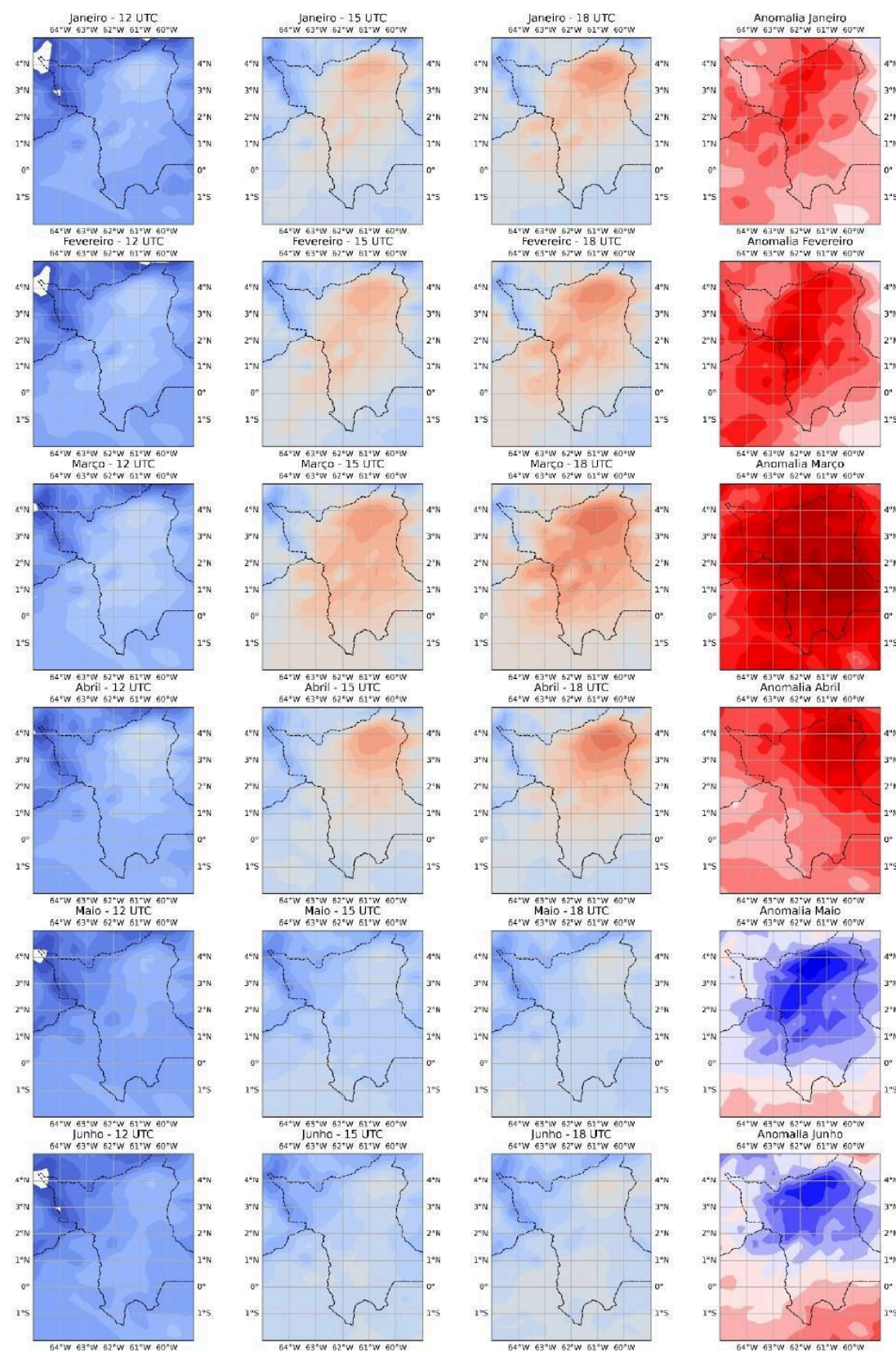
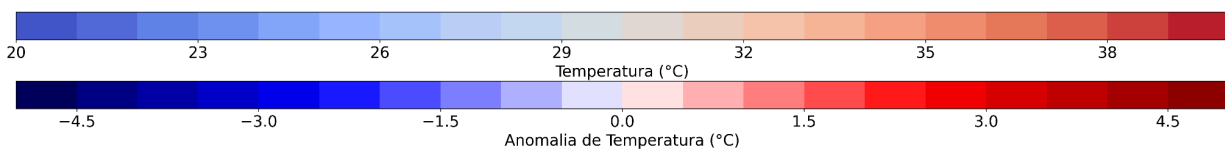


Figura 32 - Média mensal de temperatura a 2 metros (°C) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante os meses de janeiro a junho de 2019, com dados de reanálise do ERA5. Fonte: Autora (2025).

A Figura 33 apresenta a umidade relativa (%) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e respectivas anomalias durante os meses de janeiro a junho de 2019. Observa-se que a umidade relativa é mais alta no primeiro horário (12 UTC), diminuindo progressivamente nos horários de 15 e 18 UTC, especialmente entre janeiro e abril. Essa variação horária da umidade pode ser explicada pela dinâmica da atmosfera durante o ciclo diário de aquecimento e resfriamento, que influencia a evaporação e a capacidade de retenção de umidade na superfície.

Durante as primeiras horas da manhã (12 UTC), a temperatura ainda está relativamente baixa, permitindo que a umidade relativa seja mais alta, pois a capacidade do ar de reter vapor de água é menor. À medida que o dia avança e a radiação solar aquece a superfície, ocorre uma maior evaporação, o que reduz a umidade relativa do ar. Esse efeito é mais notável entre os meses de janeiro e abril, quando as condições climáticas são mais secas, e o impacto da radiação solar é mais forte. A redução da umidade relativa ao longo do dia é um fenômeno bem descrito na literatura, como destacado por Stull (1988) e Holton (2004), que explicam a interação entre a radiação solar, a temperatura e a umidade relativa na dinâmica da camada limite atmosférica.

Durante este período, os registros de anomalia de umidade relativa foram mais baixos, com destaque para março, quando a anomalia foi particularmente reduzida. A partir de abril, começa a ser observada uma tendência de aumento da umidade em algumas áreas, especialmente na região leste. Em maio, a umidade relativa aumenta significativamente em relação aos meses anteriores, refletindo um comportamento mais favorável em termos de umidade. Já em junho, a umidade relativa diminui em algumas regiões, como no norte, enquanto áreas ao sul do estado de Roraima apresentaram redução da anomalia de umidade relativa.

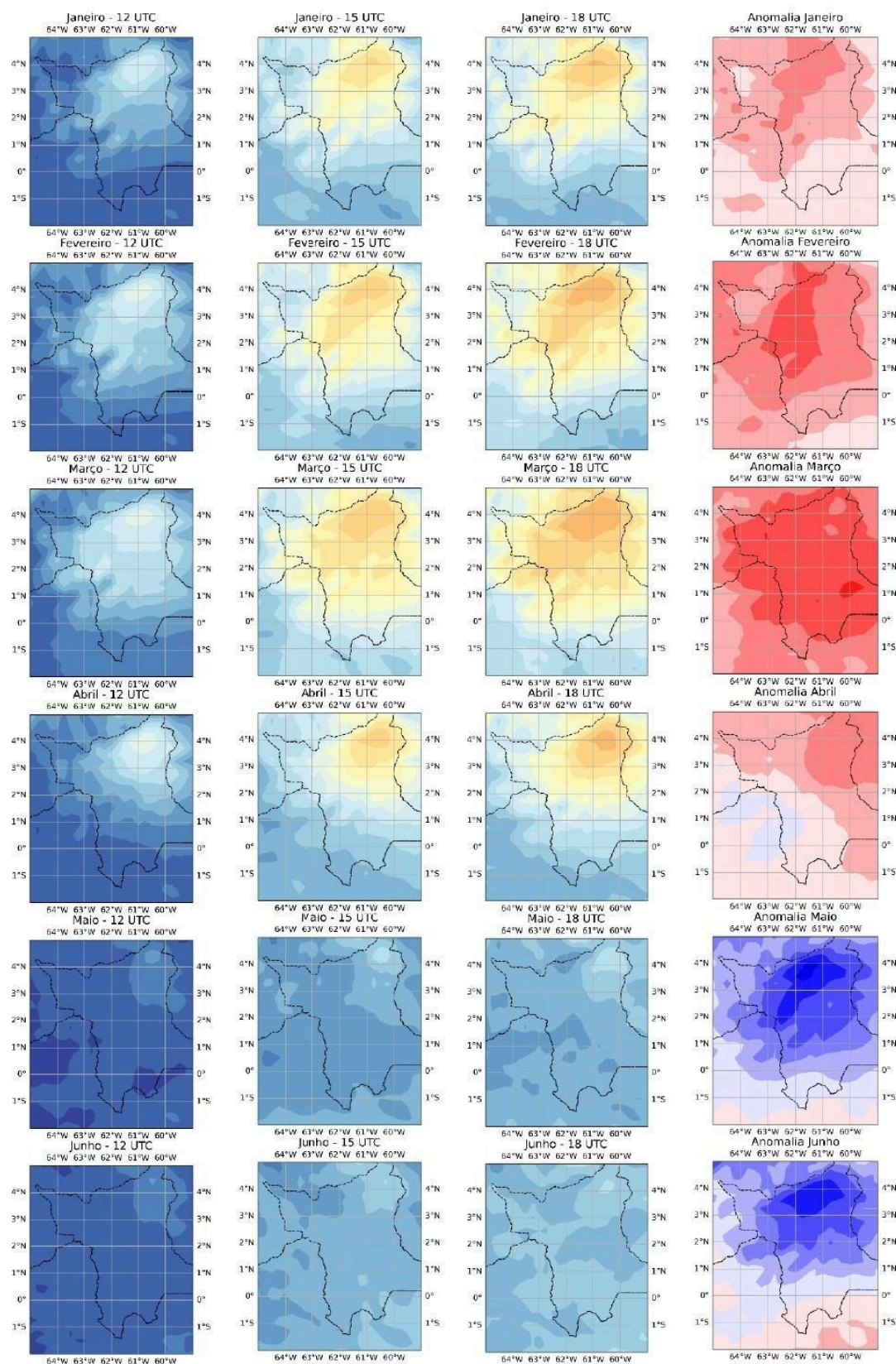
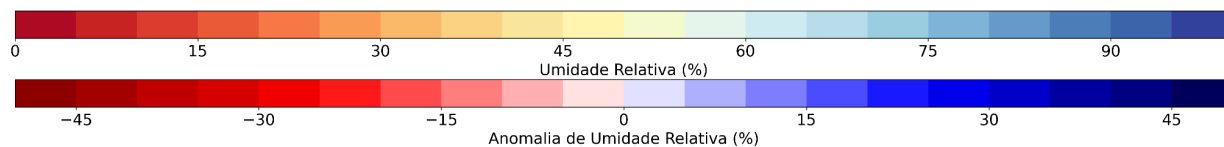


Figura 33 - Média mensal da umidade relativa (%) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante janeiro a junho de 2019. A umidade relativa foi calculada a partir da temperatura do ar (t2m) e da temperatura do ponto de orvalho (d2m) com dados de reanálise do ERA5. Fonte: Autora (2025).

A Figura 34 mostra a média da velocidade do vento em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e ao longo dos meses de janeiro a junho de 2019. Nota-se que a velocidade do vento é mais intensa principalmente na região da costa sentido centro do estado de Roraima. Observa-se também, o aumento da velocidade do vento nos mapas de anomalia no estado de Roraima durante os meses de janeiro a março, apresentando maior intensidade em fevereiro.

A partir de abril, a anomalia do vento no estado de Roraima apresentou uma diminuição significativa, quando comparada aos meses anteriores, com uma redução mais acentuada em maio, especialmente nas áreas costeiras em direção ao centro do estado. Esse padrão pode ser relacionado às mudanças sazonais no clima da região, em que a transição para a estação chuvosa altera as condições de pressão atmosférica e os fluxos de vento. Em uma dinâmica climática típica, espera-se que a intensidade do vento diminua durante o período de maior umidade, associado à chegada das chuvas, devido ao enfraquecimento das correntes de ar e ao aumento da estabilidade atmosférica.

No entanto, o mês de junho apresentou uma situação atípica para a região. Embora normalmente se observe uma redução generalizada da velocidade do vento, algumas áreas de Roraima experimentaram um pequeno aumento na velocidade do vento. Esse comportamento pode ser explicado por fenômenos locais, como variações na pressão atmosférica associadas à aproximação de sistemas frontais ou a circulação de ventos em níveis mais baixos da atmosfera, que poderiam ter influenciado a dinâmica local de ventos. Além disso, é possível que fatores climáticos mais amplos, como as anomalias associadas ao El Niño, tenham modificado as condições normais de circulação atmosférica, afetando o padrão esperado de ventos. Esse comportamento anômalo no vento pode ter implicações no comportamento do fogo, já que ventos mais fortes podem intensificar a propagação do fogo, especialmente em um período de baixa umidade relativa, como o observado em junho (STULL, 1988; HOLTON, 2004).

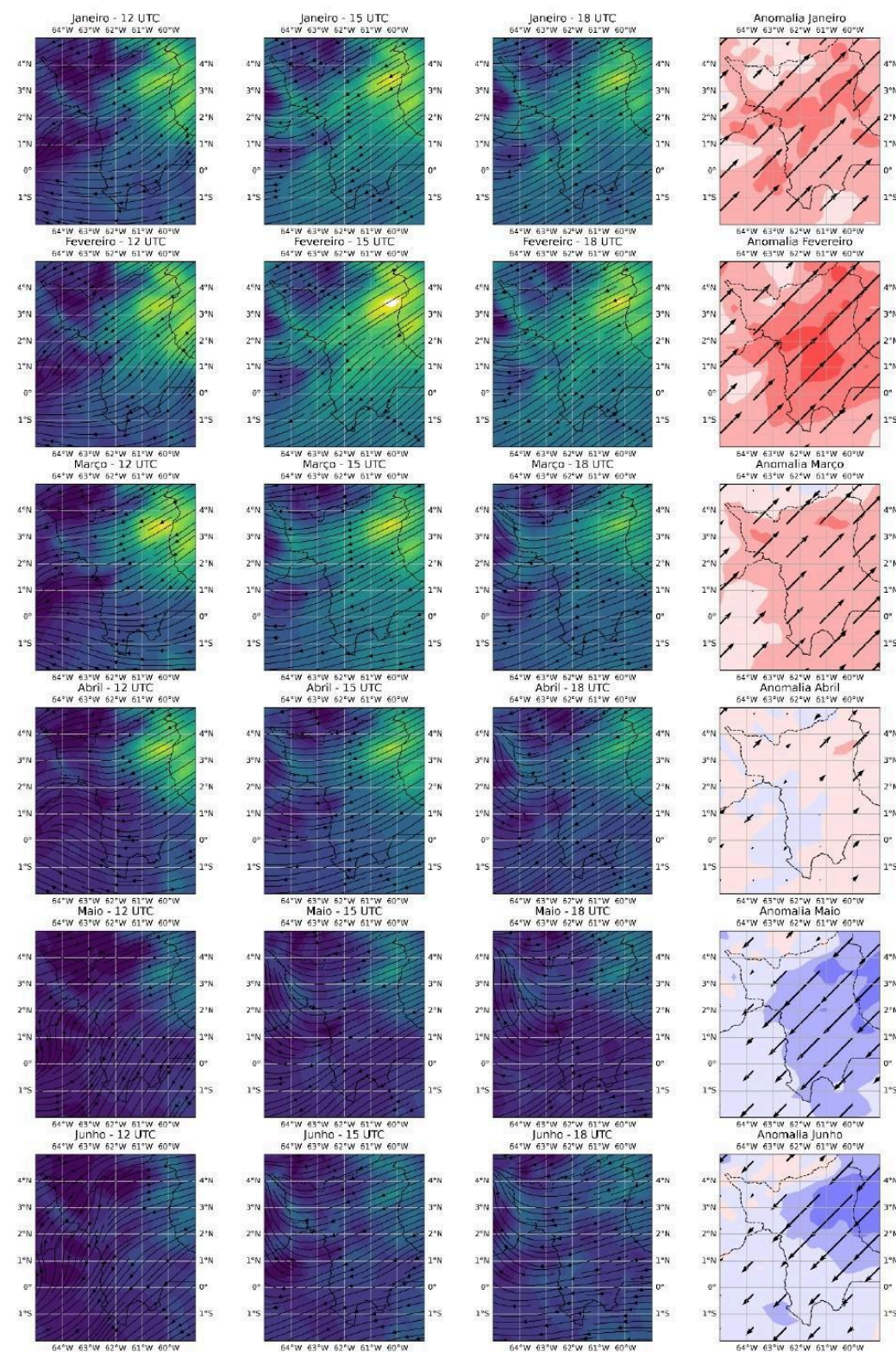
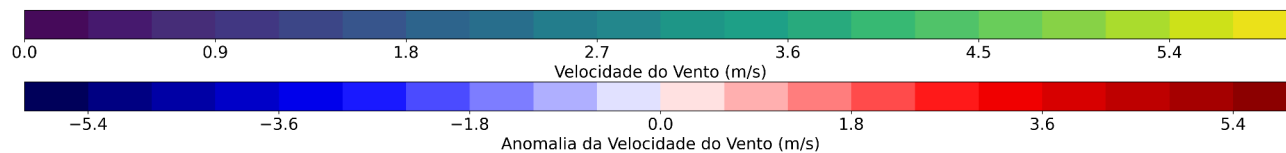


Figura 34 - Média mensal da velocidade do vento (m/s) em diferentes horários (12, 15 e 18 UTC) e anomalia durante janeiro a junho de 2019. A velocidade do vento foi calculada a partir das componentes u e v com dados de reanálise do ERA5. Fonte: Autora (2025).

A Figura 35 mostra a média do NDVI ao longo dos meses de janeiro a junho, ressalta-se que não havia dados para os meses de janeiro a março. Na Figura 35 o mês de abril apresentou média de ~ 0.28 , maio de ~ 0.26 e junho de ~ 0.32 .

Os resultados do NDVI, apresentados na Figura 35, revelam variações ao longo dos meses de abril a junho, com valores médios de aproximadamente 0.28 em abril, 0.26 em maio e 0.32 em junho. Essas variações na vegetação podem ser associadas às variáveis meteorológicas analisadas, uma vez que fatores como temperatura, umidade relativa e velocidade do vento exercem influência sobre o comportamento do fogo e consequentemente na vegetação.

A temperatura, conforme indicado na Figura 32, apresenta uma tendência de aumento até o mês de abril, com anomalias mais intensas em fevereiro e março. Esse aumento na temperatura pode ter aumentado o estresse hídrico na vegetação, o que, em muitos casos, resulta na redução do valor do NDVI. Em junho, com a diminuição das temperaturas, o valor do NDVI mostrou uma considerável recuperação, registrando o maior valor do NDVI (~ 0.32). A correlação entre a queda da temperatura e o aumento do NDVI sugere que, sob condições térmicas mais amenas, a vegetação pode ter se recuperado parcialmente do estresse anterior.

A umidade relativa, conforme ilustrado na Figura 33, apresentou anomalias negativas entre janeiro e abril, com destaque para março, quando os valores de umidade relativa foram especialmente baixos. A partir de abril, observa-se um aumento na umidade relativa, especialmente em maio, mas, paradoxalmente, nesse mês o NDVI apresentou o menor valor. Esse comportamento pode estar relacionado a outros fatores que influenciam a vegetação, como a temperatura, que ainda estava relativamente alta. Já em junho, quando o NDVI apresentou um leve aumento, as condições mais favoráveis de umidade podem ter contribuído para uma recuperação da vegetação, mesmo que em níveis ainda moderados. Estudos anteriores sugerem que a umidade relativa do ar desempenha um papel essencial na regulação da atividade fotossintética e no balanço hídrico da vegetação (CHURKINA & RUNNUNG, 1998; XU et al., 2011).

No entanto, a resposta da vegetação ao aumento da umidade pode não ser imediata, sendo modulada por outros fatores, como a temperatura e a disponibilidade de nutrientes no solo (HUETE et al., 2002).

A velocidade do vento, apresentada na Figura 34, também desempenha um papel importante no comportamento do NDVI. Durante o mês de abril, com a diminuição da velocidade do vento, especialmente em maio, as condições favoráveis de umidade relativa do ar melhoraram na vegetação, mas, apesar disso, o mês de maio apresentou o menor valor de NDVI. Esse resultado sugere que, além da velocidade do vento, outros fatores, como a temperatura elevada, podem ter influenciado negativamente o comportamento da vegetação em maio, impedindo a recuperação esperada.

Em resumo, os resultados indicam que o NDVI está correlacionado com o comportamento das variáveis meteorológicas. A relação entre o índice de vegetação e as variáveis de temperatura, umidade relativa e vento sugere que períodos de altas temperaturas e baixa umidade reduzem a capacidade de vegetação, enquanto condições mais amenas e úmidas favorecem a recuperação e o crescimento vegetativo.

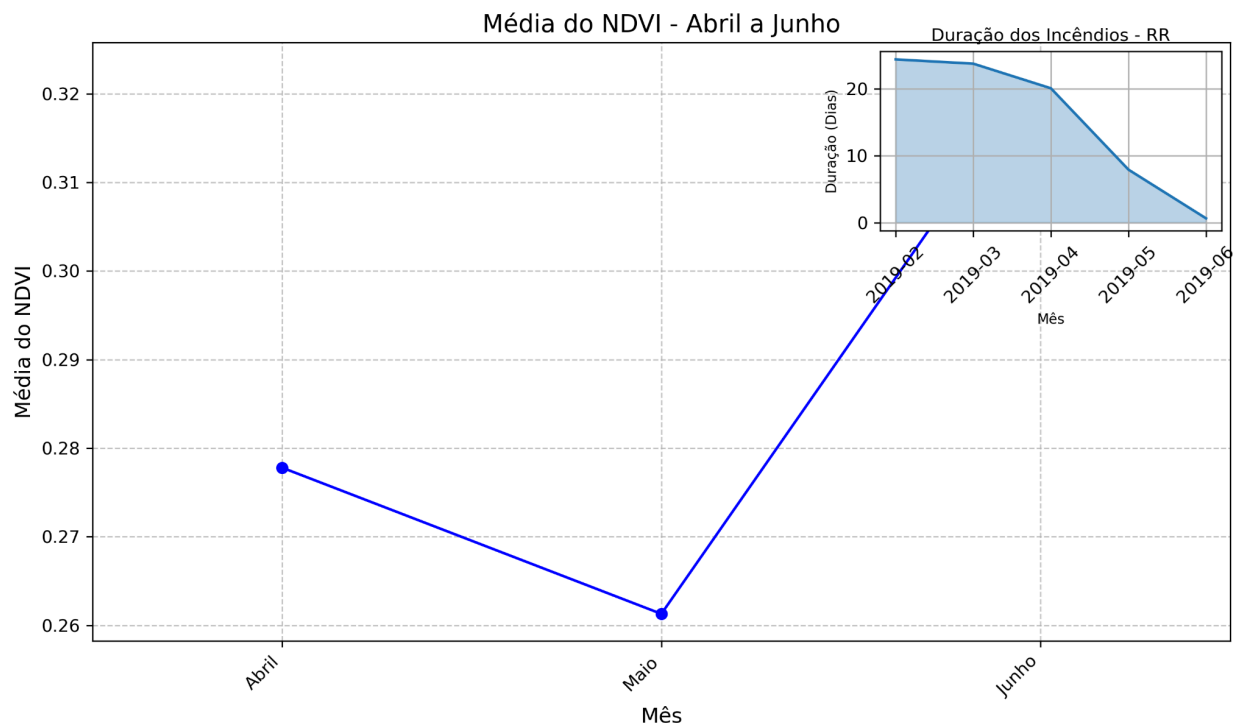


Figura 35 - Média mensal do NDVI para as microrregiões do estudo de caso durante os meses de janeiro a junho de 2019. Fonte: autora (2025).

6.5 Origem dos *fires*

A Figura 36 apresenta um mapa espacial da frequência dos *fire_id*, destacando que as maiores ocorrências foram registradas nas microrregiões de estudo, especialmente no estado do Pará. Nessas mesmas microrregiões, conforme ilustrado pela Figura 22, observam-se também as maiores durações dos eventos a partir de 2019.

A Figura 37, por sua vez, fornece um panorama da área queimada acumulada de origem antropogênica entre 2012 e 2023, segundo dados do Mapbioma (MAPBIOMA, 2024). A distribuição espacial das áreas queimadas acumuladas mostra uma forte concentração no sul do Pará, região que faz parte do presente estudo. Esse padrão espacial coincide com as áreas de maior frequência de *fire_id*, reforçando a hipótese de que as queimadas nessa região são predominantemente causadas por atividades humanas, como a expansão agropecuária e o desmatamento ilegal (MAPBIOMA, 2024).

Ademais, o gráfico de barras presente na Figura 37 ilustra um aumento progressivo da área queimada anual ao longo dos anos de origem antropogênica, o que pode ser explicado por vários fatores. O avanço do desmatamento, aliado a períodos de estiagem mais severos, pode estar contribuindo para a propagação e manutenção das queimadas por períodos mais longos. Estudos anteriores (MAPBIOMA, 2024) apontam que mais de 90% das queimadas na Amazônia são resultado da ação humana, e os dados analisados neste estudo corroboram essa tendência.

Além disso, o aumento do FRP, principalmente no período de julho a dezembro, também é uma característica das queimadas provocadas por atividades humanas. A intensidade do fogo está diretamente relacionada à quantidade de biomassa disponível para combustão. Em áreas recentemente desmatadas, embora parte da vegetação tenha sido removida, ainda há uma grande quantidade de material combustível residual, como galhos, troncos e serapilheira, que se acumulam e tornam essas áreas mais propensas a queimadas intensas (ARAGÃO et al., 2014). Por outro lado, em áreas já convertidas para pastagem ou agricultura, a disponibilidade de biomassa pode ser menor, resultando em incêndios de menor intensidade. O FRP elevado implica

não apenas uma maior destruição da vegetação, mas também a liberação de grandes quantidades de carbono, contribuindo para o aquecimento global (GIGLIO et al., 2013).

O impacto no NDVI é igualmente preocupante. A redução do índice é uma evidência da perda de vegetação e da degradação dos ecossistemas. As áreas afetadas por queimadas de longa duração apresentam uma diminuição no NDVI, indicando a destruição da cobertura verde (GIGLIO et al., 2013). Em muitas dessas áreas, a regeneração da vegetação é lenta e incompleta, resultando em uma perda contínua de biodiversidade (PEREIRA et al., 2014). O efeito de longo prazo sobre o NDVI pode comprometer a resiliência da floresta, dificultando a recuperação das funções ecossistêmicas e a capacidade de absorção de carbono (COCHRANE et al., 2009).

Número de Fires por Município na Amazônia Legal

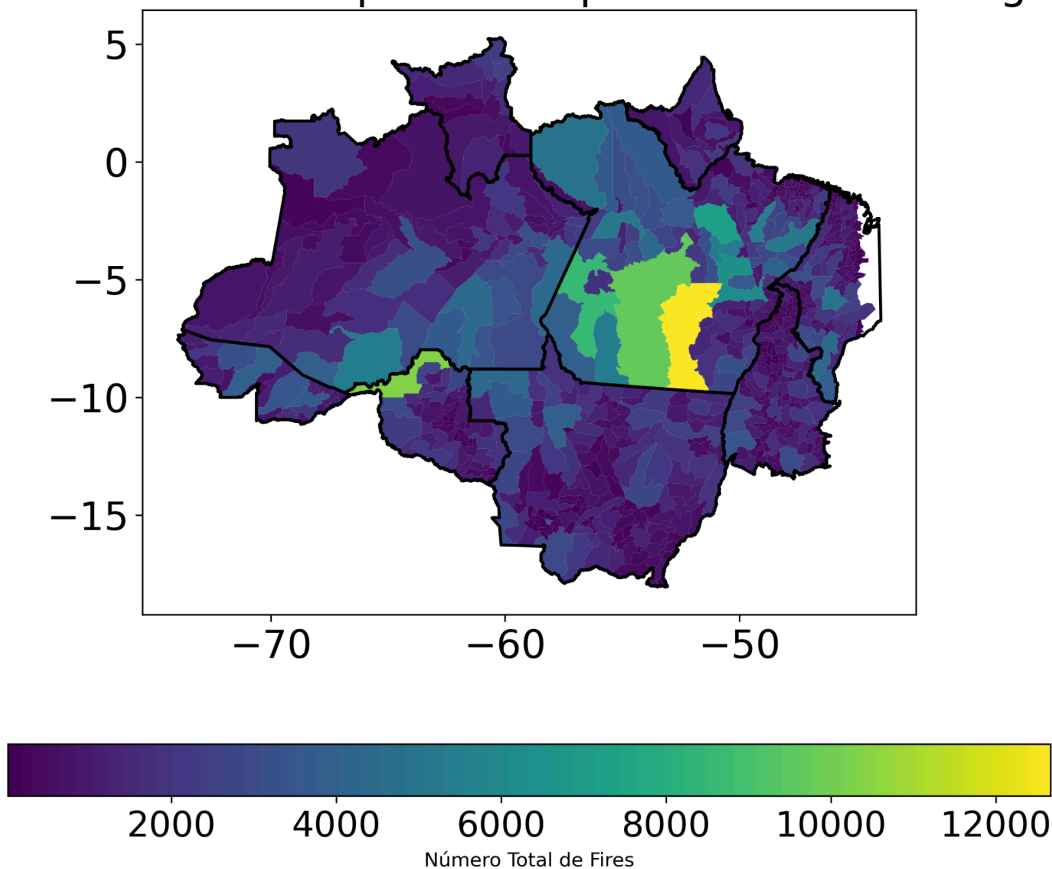


Figura 36 - Frequência dos *Fire_id* ao longo do período de 2012 a 2023. Fonte: autora (2025).

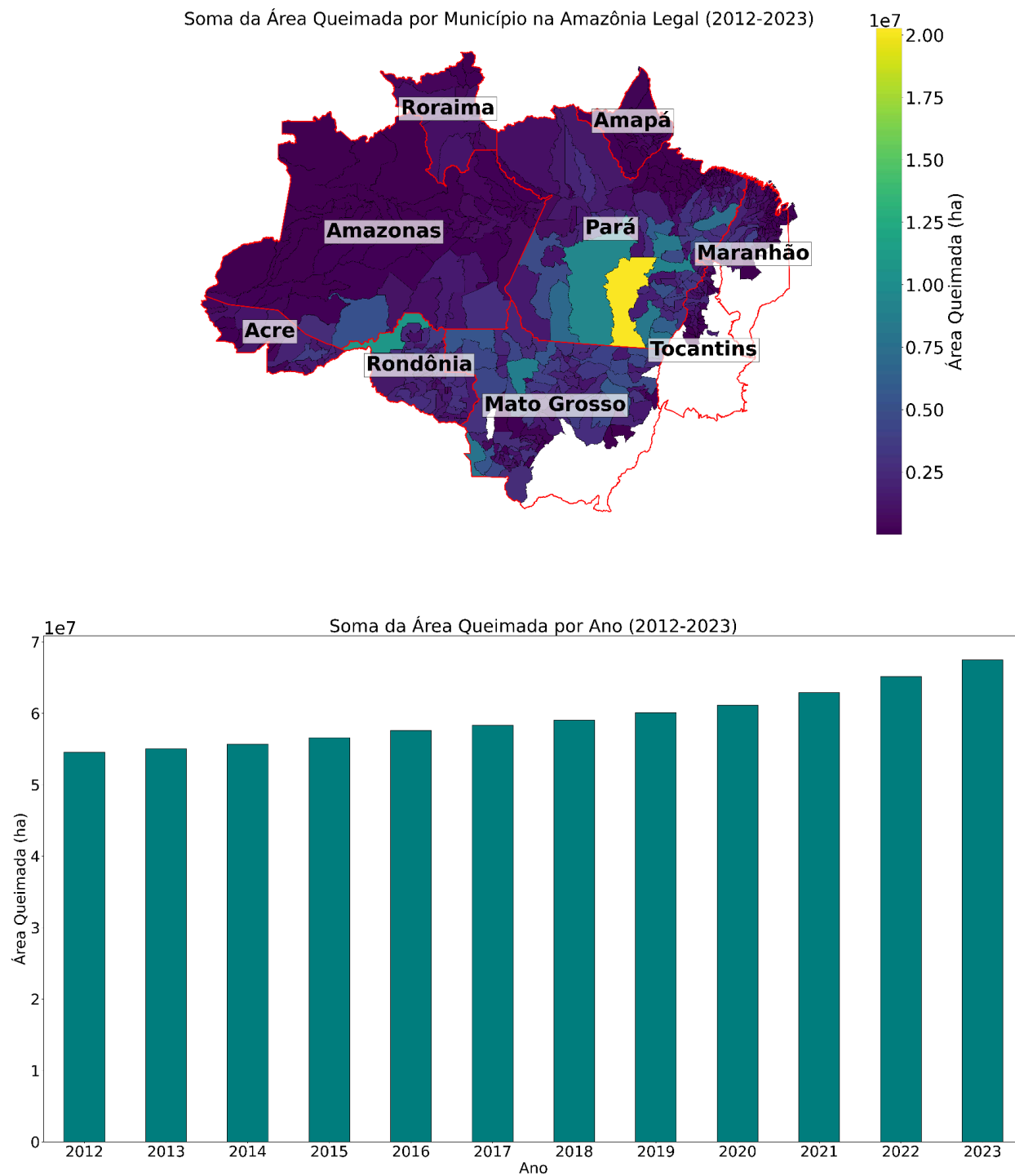


Figura 37 - Área queimada acumulada de origem antropogênica ao longo de 2012 a 2023. Dados: MapBioma. Fonte: autora (2025).

7. CONCLUSÃO

A dinâmica dos incêndios na região da Amazônia Legal apresentou maior variabilidade nos dados do FRP ao longo da estação seca, em quase todos os municípios analisados, com exceção do estado de Roraima que apresentou maior variabilidade nos dados de FRP durante a estação chuvosa.

Durante a estação seca, a climatologia do FRP apresentou as maiores médias em agosto (~15 MJ/h), setembro (~12.5 MJ/h) e julho (~12 MJ/h), respectivamente. Durante os meses de janeiro a junho as maiores médias foram registradas em junho (~10 MJ/h), maio (~8 MJ/h) e março (~8 MJ/h), respectivamente.

A partir do ano de 2020 houve os maiores registros de *fires*, principalmente durante os meses de agosto a outubro, com a maior frequência de dias ocorrendo nos meses de agosto, setembro e outubro.

Em 2023 houve registro de redução da área queimada na Amazônia Legal, porém o estado de Roraima apresentou aumento de área queimada nesse ano, provavelmente intensificado pela seca que afetou a Amazônia em 2023 e em 2024. Contudo, nos demais municípios da Amazônia Legal, observou-se um aumento nos picos de FRP nos últimos quatro anos, incluindo 2023, apesar da diminuição da área queimada nesse ano para o bioma da Amazônia Legal.

As maiores durações dos fires durante a estação seca ocorreram principalmente a partir de 2017, principalmente nos estados do Pará, Amazonas, Acre e Mato Grosso, onde as maiores durações ocorreram não somente em anos de El Niño (como em 2019), mas principalmente em anos de La Niña, como em 2017, 2021 e 2022.

Em 2020 houve o maior pico de área queimadas nas microrregiões analisadas durante a estação seca, registrando aproximadamente 8 milhões de hectares em Altamira (PA), seguido por São Félix do Xingu (PA), com cerca de 7 milhões de hectares, Apuí (AM), com aproximadamente 5 milhões de hectares, e Aripuanã (AM), com cerca de 2 milhões de hectares. Na maioria dos municípios, houve uma redução da área queimada em 2021, seguida de um novo aumento em 2022 e uma diminuição novamente em 2023.

Durante a estação chuvosa, o pico da área queimada ocorreu em 2019, na maioria dos municípios, com aproximadamente 500 mil hectares em Caracaraí (RR), 300 mil hectares em Mucajaí (RR) e 100 mil hectares em Alto Alegre (RR). A exceção foi o município de

Rorainópolis (RR), onde o maior pico foi registrado em 2020, atingindo cerca de 300 mil hectares.

A combinação entre temperaturas elevadas, umidade relativa baixa e ventos mais fortes nos meses iniciais da estação seca causou baixos registros na média do NDVI. Embora o aumento da umidade relativa a partir de outubro possa ter aliviado essa condição, os efeitos do comportamento das variáveis meteorológicas principalmente no início da estação seca mantiveram os valores do NDVI em níveis mais baixos, com uma ligeira recuperação em algumas áreas. Esses resultados destacam a sensibilidade da vegetação às condições climáticas adversas, como altas temperaturas e baixa umidade, que podem acelerar a degradação da cobertura vegetal na região.

A sazonalidade das queimadas na Amazônia Legal está diretamente relacionada à dinâmica da Monção da América do Sul (MAS), que regula a entrada de umidade na região e influencia os padrões de precipitação ao longo do ano. O avanço da monção a partir de meados do ano está associado ao aumento da umidade e ao deslocamento da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), que intensifica as chuvas e reduz a propagação do fogo (Marengo et al., 2012; Espinoza et al., 2019). No entanto, em anos de El Niño, a monção pode ser enfraquecida, resultando em uma estação seca mais intensa e prolongada, como observado em 2019 (Jiménez-Muñoz et al., 2016). Por outro lado, anos de La Niña podem intensificar a monção, aumentando a precipitação e reduzindo o risco de incêndios (Moura et al., 2020). A variabilidade da monção também explica as diferenças regionais no comportamento das queimadas, especialmente em Roraima, onde a sazonalidade climática difere do restante da Amazônia Legal.

Os resultados apresentados indicam uma forte correlação entre a frequência dos fire_id, a duração dos eventos de queimada com a origem antropogênica. A concentração dessas ocorrências principalmente no sul do Pará sugere que as queimadas na região são em sua grande maioria de origem antropogênica, impulsionadas pelo avanço do desmatamento e da agropecuária.

Assim, a principal contribuição deste estudo está na identificação de padrões na variabilidade espaço-temporal dos incêndios na Amazônia Legal, revelando como a variabilidade dos dados de FRP e a área queimada se distribuem ao longo do tempo e das regiões, destacando a influência da ação antrópica e a resposta prolongada da vegetação no comportamento das variáveis meteorológicas. A distinção do comportamento do estado de Roraima em relação ao

restante da região, a intensificação da duração dos incêndios a partir de 2017, mesmo em anos de La Niña, e a forte correlação entre desmatamento, agropecuária e queimadas reforçam a necessidade de estratégias adaptativas de manejo do fogo. Além disso, a consideração da dinâmica da monção e suas interações com eventos climáticos extremos, como El Niño e La Niña, é fundamental para compreender e prever a variabilidade das queimadas na Amazônia.

8. TRABALHOS FUTUROS

- Analisar o impacto das queimadas na qualidade do ar através das emissões de poluentes atmosféricos, como CO₂ e Carbono Negro.
- Aplicar a metodologia para os demais biomas do Brasil a fim de comparar as emissões e os impactos da queimada.
- Realizar uma análise detalhada do fuel loading desses biomas, juntamente com o uso de imagens de satélite (Sentinel-2, GOES).
- Utilizar o WRF-Fire para realizar simulações a partir de uma queimada existente.
- Desenvolver um índice que estime a propagação e o comportamento do fogo com base nas condições atmosféricas e ambientais.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agarwal, T., & Bucheli, T. D. (2011). Is black carbon a better predictor of polycyclic aromatic hydrocarbon distribution in soils than total organic carbon?. *Environmental Pollution*, 159(1), 64-70.

Akagi, S.K., Yokelson, R.J., Wiedinmyer, C., Alvarado, M.J., Reid, J.S., Karl, T., Crounse, J.D., Wennberg, P.O., 2011. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. *Atmos. Chem. Phys.* <https://doi.org/10.5194/acp-11-4039-2011>. Chem. Phys. 11, 4039–4072.

Alves, Lincoln Muniz, et al. “Sensibilidade do clima regional da Amazônia ao desmatamento.” *Jornal Americano de Mudanças Climáticas* 6.1 (2017): 75-98.

Andela, N.; Morton, D.C.; Giglio, L.; Chen, Y.; van der Werf, G.R.; Kasibhatla, P.S.; Bachelet, D. A human-driven decline in global burned area. *Science* 2017, 356, 1356–1362.

Anderson, Liana Oighenstein, et al. ‘Unravelling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought.’ *Global Biogeochemical Cycles* 29.10 (2015): 1739-1753.

Andreae, M. O. (1995). Climatic effects of changing atmospheric aerosol levels. *World survey of climatology*, 16(06), 347-398.

Andreae, M. O. (2019). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning –an updated assessment. *Atmos Chem Phys* 19(13):8523–8546. <https://doi.org/10.5194/acp-19-8523-2019>

Andreae, MO (1991). Queima de biomassa – Sua história, uso e distribuição e seu impacto na qualidade ambiental e no clima global. Em *Queima global de biomassa - Implicações atmosféricas, climáticas e biosféricas* .

Andreae, MO e Merlet, P. (2001). Emissão de gases traço e aerossóis provenientes da queima de biomassa. *biogeoquímicos globais* <https://doi.org/10.1029/2000GB001382> , 15 (4), 955-966.

Andreae, MO e Rosenfeld, DJESR (2008). Interações aerossol-nuvem-precipitação. Parte 1. A natureza e as fontes dos aerossóis ativos nas nuvens. *Revisões de Ciências da Terra*, 89 (1-2), 13-41.. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2008.03.001>

Apte, JS, Brauer, M., Cohen, AJ, Ezzati, M., e Papa III, CA (2018). Ambiente PM_{2.5} reduz a esperança de vida global e regional. *Cartas de Ciência e Tecnologia Ambiental*, 5 (9), 546-551. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00360>

Aragão, L.E.O.C., et al., 2018. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature Communications*, 9, 536. Available at: <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y> [Accessed 19 Feb. 2025].

Aragão, LEO, Malhi, Y., Barbier, N., Lima, A., Shimabukuro, Y., Anderson, L., & Saatchi, S. (2008). Interações entre chuvas, desmatamento e queimadas nos últimos anos na Amazônia brasileira. *Transações Filosóficas da Royal Society B: Ciências Biológicas*, 363 (1498), 1779-1785.

Ayanlade, A., 2017. Use of NDVI in assessing vegetation and biomass dynamics in African ecosystems. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 11, pp. 209-220.

Baeza, A. and Paruelo, J.M., 2020. Changes in land cover and vegetation structure in the southern Andes based on NDVI analysis. *Ecological Applications*, 30, pp. 5-15.

Barroso, L. R., & Mello, P. P. C. (2021). In defense of the Amazon Forest: The role of law and courts. BARROSO, Luís Roberto, 1.

Bergeron, Y.; GAUTHIER, S.; KAFKA, V.; LEFORT, P.; LESIEUR, D. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: Consequences for sustainable forestry. *Can. J. For. Res.* 2001, p. 384–391.

Bowman, D. M. J. S. et al. Human exposure and sensitivity to globally extreme wildfire events. *Nat. Publ. Gr.* 1, 1–6 (2017).

Brady, NC. (1996) Alternatives to slash-and-burn: a global imperative. *Agric Ecosyst Environ*, 58, 3–11.

Bray, C. D., Battye, W. H., Aneja, V. P., & Schlesinger, W. H. (2020). Global emissions of NH₃, NO_x, and N₂O from biomass burning and the impact of climate change. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 71(1), 102-114.

Bray, C.; Kanakidou, M.; Stohl, A.; Dentener, F.; Grassi, G.; Meyer; Torseth, K.; Edwards, D.; Thompson, AM.; Lohmann, U.; Burrows, J. (2012) Fire in the Air: Biomass Burning Impacts in a Changing Climate. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(1), 40–83. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.604248>

Cançado, J. E., Saldiva, P. H., Pereira, L. A., Lara, L. B., Artaxo, P., Martinelli, L. A., ... & Braga, A. L. (2006). The impact of sugar cane–burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. *Environmental health perspectives*, 114(5), 725-729.

Chen, Y.; van derWerf, G.R.; Kasibhatla, P.S.; Bachelet, D. A human-driven decline in global burned area. *Science* 2017, 356, 1356–1362. [CrossRef]

Churkina, G., & Running, S. W. (1998). Contrasting climatic controls on the estimated productivity of global terrestrial biomes. *Ecosystems*, 1(2), 206–215.

Crutzen, P. J. e Andreae, M. O.: Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles, *Science*, 250, 1669-1678, 10.1126/science.250.4988.1669, 1990

De Oliveira Alves, N., Vessoni, A. T., Quinet, A., Fortunato, R. S., Kajitani, G. S., Peixoto, M. S., ... & Batistuzzo de Medeiros, S. R. (2017). Biomass burning in the Amazon region causes DNA damage and cell death in human lung cells. *Scientific reports*, 7(1), 10937.

Deng, Q., Zhou, C. and Wang, L., 2018. NDVI-based analysis of vegetation dynamics in relation to hydrothermal variations. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123, pp. 1123-1136. dos Santos Silva, F. D., da Costa, C. P. W.,

dos Santos Franco, V., Gomes, H. B., da Silva, M. C. L., dos Santos Vanderlei, M. H. G., ... & da Silva Ferreira, D. B. (2023). Intercomparison of Different Sources of Precipitation Data in the Brazilian Legal Amazon. *Climate*, 11(12), 241.

Dubey, A. K., Kumar, P., Saharwardi, M. S., & Javed, A. (2021). Understanding the hot season dynamics and variability across India. *Weather and Climate Extremes*, 32, 100317. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100317>

Erickson, C. L. (2008). Amazonia: the historical ecology of a domesticated landscape. In *The handbook of South American archaeology* (pp. 157-183). New York, NY: Springer New York.

Espinoza, J. C., Jimenez, J. C., Marengo, J. A., Schongart, J., Ronchail, J., Lavado-Casimiro, W., & Ribeiro, J. V. M. (2024). The new record of drought and warmth in the Amazon in 2023 related to regional and global climatic features. *Scientific Reports*, 14(1), 8107.

Espinoza, J.C., et al., 2019. Contrasting North–South changes in Amazon wet-day and dry-day frequency and related atmospheric features (1981–2017). *Climate Dynamics*, 52(9-10), pp. 5413-5430. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4462-2> [Accessed 19 Feb. 2025].

Ester, M., KRIEGEL, H. P., SANDER, J., & XU, X. (1996, August). A density-based algorithm for discovering clusters in large spatial databases with noise. In *kdd* (Vol. 96, No. 34, pp. 226-231).

Espinoza, J. C., Marengo, J. A., Ronchail, J., Molina-Carpio, J., Noriega, M., & Gutierrez-Cori, O. (2019). The role of the Amazonian monsoon system in the hydrological variability of the Amazon basin. *Climate Dynamics*, 53, 1067-1082.

Feldpausch, T. R., Carvalho, L., Macario, K. D., Ascough, P. L., Flores, C. F., Coronado, E. N. H., et al. (2022). Forest fire history in Amazonia inferred from intensive soil charcoal sampling and radiocarbon dating. *Front. For. Glob. Change* 5:815438. doi: 10.3389/ffgc.2022.815438

Freitas, S. R. et al. Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. *Environmental Fluid Mechanics*, v. 5, n. 1–2, p. 135–167, 2005.

Fujisaka, S.; Bell, W.; Thomas, N.; Hurtado, L.; Crawford, E. (1996) Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon colonies. *Agric Ecosyst Environ*, 59(1–2), 115–130. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(96\)01015-8](https://doi.org/10.1016/0167-8809(96)01015-8)

Giglio, L., et al. (2006). "The MODIS fire products." *Remote Sensing of Environment*, 102(3-4), 303-312. Giglio, L., Schroeder, W. & Justice, C. O. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. *Remote Sens. Environ.* 178, 31–41 (2017).

Goodman, S.J., Ginsburg, A. and Lynch, A.A., 2012. The GOES-16 Advanced Baseline Imager (ABI): Overview and calibration. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 29(8), pp. 1234-1245.

Goulart, A. C., Macario, K. D., Scheel-Ybert, R., Alves, E. Q., Bachelet, C., Pereira, B. B., et al. (2017). Charcoal chronology of the Amazon forest: A record of biodiversity preserved by ancient fires. *Quat. Geochronol.* 41, 180–186. doi: 10.1016/j.quageo.2017.04. 005

Heil, A.; Goldammer, JG. (2001) Smoke-haze pollution: a review of the 1997 episode in Southeast Asia. *Regional Environmental Change*.

HILLGER, D. et al. First-light imagery from Suomi NPP VIIRS. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 94, n. 7, p. 1019–1029, 2013.

Hoesly, Rachel M., et al. "Emissões antropogênicas históricas (1750–2014) de gases reativos e aerossóis do Sistema Comunitário de Dados de Emissões (CEDS)." *Desenvolvimento de Modelo Geocientífico* 11.1 (2018): 369-408.

Holton, J. R. (2004). *An Introduction to Dynamic Meteorology* (4th ed.). Academic Press. Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2), 195–213.

Huete, A., Jackson, R.D. and Post, D.F., 2002. Application of vegetation indices to meteorological and agronomic applications. *Agricultural and Forest Meteorology*, 17(3), pp. 153-179.

Hughes, T. P., Kerry, J. T., Álvarez-Noriega, M., Álvarez-Romero, J. G., Anderson, K. D., Baird, A. H., et al. (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, 543(7645), 373–377. doi: 10.1038/nature21707

IBGE. (2020). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Produção agrícola e desmatamento na Amazônia. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>

INPE (2021). Database of wildfires detected by satellites. São José dos Campos: INPE. IPCC (2006). “Chapter 4 forest land,” in IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, eds H. S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe.

IPCC. 2023. Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press

Instituto Piatan. (2022). Clima e os impactos na região de Roraima. Recuperado de <https://zee-rr.institutopiatam.org.br/wp-content/uploads/2022/03/Clima.pdf>

Jain, P. & Flannigan, M. The relationship between the polar jet stream and extreme wildfire events in North America. *J. Clim.* 34, 6247–6265 (2021).

Jiménez-Muñoz, J.C., et al., 2016. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. *Scientific Reports*, 6, 33130. Available at: <https://doi.org/10.1038/srep33130> [Accessed 19 Feb. 2025].

Kale MP, Ramachandran RM, Pardeshi SN, Chavan M, Joshi PK, Pai DS, Bhavani P, Ashok K, Roy PS (2017) Are climate extremities changing forest fire regimes in India? An analysis using MODIS fire locations during 2003–2013 and gridded climate data of India Meteorological Department. *Proc Nat Acad Sci India Sect A: Phys Sci* 87(4):827–843. <https://doi.org/10.1007/s40010-017-0452-8>

Kalashnikov, D. A., Abatzoglou, J. T., Loikith, P. C., Nauslar, N. J., Bekris, Y., & Singh, D. (2023). Lightning-ignited wildfires in the western United States: Ignition precipitation and associated environmental conditions. *Geophysical Research Letters*, 50(16), e2023GL103785.

Karanasiou, A.; Alastuey, A.; Amato, F.; Renzi, M.; Staffoggia, M.; Tobias, A.; Reche, C.; Forastiere, F.; Gumy, S.; Mudu, P.; Querol, X. (2021) Short term health effects from outdoor exposure to biomass burning emissions: a review. *Science of the Total Environment*, 781, 146739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146739>

Keywood M, Kanakidou M, Stohl A, Dentener F, Grassi G, Meyer CP, Torseth K, Edwards D, Thompson AM, Lohmann U, Burrows J (2012). Fire in the Air: Biomass Burning Impacts in a Changing Climate, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43:1, 40–83. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.604248>

Lawrence, M.G. The relationship between relative humidity and the dewpoint temperature in moist air: A simple conversion and applications. *B. Am. Meteorol. Soc.* 2005, 86, 225–234.

Libonati, R., Pereira, J. M. C., Da Camara, C. C., Peres, L. F., Oom, D., Rodrigues, J. A., ... & Silva, J. M. N. (2021). Twenty-first century droughts have not increasingly exacerbated fire season severity in the Brazilian Amazon. *Sci Rep* 11: 4400.

Liu, Y., Goodall, J. L., & Wotton, B. M. (2013). Development and application of a fire weather index system in Canada. *Environment*

LONGO, K. et al. Transport of Biomass Burning Products in Southeastern South America and its relationship with the South American Low Level Jet east of the Andes. *Proceedings of 8 ICSHMO, Anais...Foz do Iguaçu: INPE, 2009*

Lopes, F. J. S., Mariano, G. L., Landulfo, E., & Mariano, E. V. C. (2012). Impacts of biomass burning in the atmosphere of the southeastern region of Brazil using remote sensing systems. *Atmospheric Aerosols—Regional Characteristics—Chemistry and Physics*, 978-953. MapBiomas. (2020).

MapBiomas – Plataforma de mapeamento de uso e cobertura do solo. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>

MapBiomas. Fogo – Coleção 3.1. 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 01 jan. 2025. Marengo, J. A., Cunha, A. P., Espinoza, J. C., Fu, R., Schöngart, J., Jimenez, J. C., ... & Zhao, S. (2024). The drought of Amazonia in 2023-2024. *American Journal of Climate Change*, 13(03), 567-597.

Marengo, J.A., Cunha, A.P. and Alves, L.M., 2018. A seca de 2010 na Amazônia: um breve retrospecto. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 33(3), pp. 405-420. Available at: <https://doi.org/10.1590/0102-778633320170096> [Accessed 04 Feb. 2025].

Marengo, J.A., et al., 2017. On the hydrological cycle of the Amazon Basin: A historical review and current state of the art. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(3), pp. 1625-1652. Available at: <https://doi.org/10.5194/hess-21-1625-2017> [Accessed 04 Feb. 2025].

Marengo, J. A., Soares, W. R., Saulo, C., & Nicolini, M. (2012). Climates of South America. In *State of the Climate in 2011* (Vol. 93, No. 7, pp. S168-S171). American Meteorological Society.

Marengo, J.A.; Espinoza, J.C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: Causes, trends and impacts. *Int. J. Clim.* 2016, 36, 1033–1050.

Marle, M. V., Kloster, S., Magi, B. I., Marlon, J. R., Daniau, A. L., Field, R. D., ... & Werf, G. R. V. D. (2017). Historic global biomass burning emissions for CMIP6 (BB4CMIP) based on merging satellite observations with proxies and fire models (1750–2015). *Geosci. Model Dev.*, 10, 3329-3357.

Melo, F., Souza, E.A. and Borges, S.A., 2019. O uso do NDVI para análise temporal da cobertura vegetal na Amazônia. *Revista Brasileira de Geociências*, 49, pp. 85-102.

Melo, F., Souza, E.A. and Oliveira, A.T., 2011. Utilização do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) na análise da vegetação. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 26, pp. 123-135.

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

Morello, TF.; Ramos, RM.; Anderson, LO.; Owen, N.; Rosan, TM.; Steil, L. (2020) Predicting fires for policy making: Improving accuracy of fire brigade allocation in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, 169, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106501>

Moritz, M. A., Morais, M. E., & Mistry, M. (2010). Spatial variation in extreme winds predicts large wildfire locations in chaparral ecosystems. *Geophysical Research Letters*, 37(7), L07402. <https://doi.org/10.1029/2009GL041735>

Morton, D. C. et al. Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia. *Glob. Chang. Biol.* 14, 2262–2275 (2006).

Mouillot, F. and Field, C.B., 2005. Effects of fire on the structure and function of ecosystems. *Global Change Biology*, 11, pp. 1084-1099.

Moura, Y. M., Mota, B. G., dos Santos, C. A. C., & da Silva, J. L. (2020). Amazonian monsoon and its influence on the regional climate of South America. *Meteorological Applications*, 27(1), e1862.

Nascimento J P., Banducci, A. L., Romero. J. A., Youn. S., LI. H., Grell. G., Vara-vela. A.L., Benavente. N. A And Schell. J (in prep). Machine Learning Model for Forecasting Hourly Fire Radiative Power and Improving Biomass Burning Emissions in Air Quality Forecast Models.

NEL, A. Air Pollution – Related Illness : Effects of Particles. *Science*, v. 308, n. August, p. 804–806, 2005.

Page, Y. L.; Morton, D.; Hartin, C.; Bond-Lamberty, B.; Pereira, J. M. C.; Hurtt, G.; Asrar, G. Synergy between land use and climate change increases future fire risk in Amazon forests. *Earth System Dynamics*, v. 8, p. 1237-1246, 2017. <https://doi.org/10.5194/esd-8-1237-2017>

Paiva, Paula Fernanda Pinheiro Ribeiro, et al. "Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity." *Biodiversity and Conservation* 29 (2020): 19-38. Palacios-Orueta A, Chuvieco E, Parra A, Carmona-Moreno C (2005) Biomass burning emissions: a review of models using remote sensing data. *Environ Monit Assess* 104(1–3):189–209. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-1611-y>.

Penha, Thales Vaz, et al. "Burned area detection in the Brazilian Amazon using spectral indices and GEOBIA." *Revista Brasileira de Cartografia* 72.2 (2020): 253-269. <http://dx.doi.org/10.14393/rbcv72n2-48726>

Pérez-Ramírez, Daniel, et al. "Caracterização plurianual de aerossóis nos Andes tropicais e na Amazônia adjacente usando medições AERONET." *Ambiente Atmosférico* 166 (2017): 412-432.

Ponzoni, F.J. and Shimabukuro, Y.E., 2010. Biomass estimation and vegetation analysis using NDVI: A case study in Amazon rainforest. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12, pp. 87-99.

POPE III, C. A. et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of the American Medical Association*, v. 287, n. 9, p. 1132–1141, 2002.

Prasad, V. Krishna, M. Lata e KVS Badarinath. "Rastrear as emissões de gases provenientes da queima de biomassa na região nordeste da Índia - estimativas de dados de sensoriamento remoto por e GIS." 23 (2003): 229-236. *Ambientalista*
<https://doi.org/10.1023/B:ENVR.0000017376.69456.b8>

Ratnam JV, Behera SK, Ratna SB, Rajeevan M, Yamagata T (2016) Anatomy of Indian heatwaves. *Sci Rep* 6(1):24395. <https://doi.org/10.1038/srep24395>

Richards, P. W. (1973). The tropical rain forest. *Sci. Am.* 229, 58–68. doi: 10.1038/scientificamerican1273-58

Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A. and Deering, D.W., 1973. Estimating the vegetation indices from satellite observations. *Proceedings of the 3rd Annual Remote Sensing of Environment Symposium*.

Sanford, R. L. Jr., Saldarriaga, J., Clark, K. E., Uhl, C., and Herrera, R. (1985). Amazon rain-forest fires. *Science* 227, 53–55. doi: 10.1126/science.227.4682.53

Santos, G. M., Gomes, P. R. S., Anjos, R. M., Cordeiro, R. C., Turcq, B. J., Sifeddine, A., et al. (2000). ¹⁴C AMS dating of fires in the central Amazon rain forest. *Nuclear Instr. Methods Phys. Res. Sec. B* 172, 761–766. doi: 10.1016/S0168-583X(00)00234-2

Sarigiannis, D. A.; Karakitsios, S. P.; Kermenidou, M. V. Health impact and monetary cost of exposure to particulate matter emitted from biomass burning in large cities. *Science of the Total Environment*, v. 524–525, p. 319–330, 2015.

Schmit, T.J., Kelly, M.C. and Downs, A.C., 2017. The Advanced Baseline Imager (ABI) on the GOES-16 satellite. *Geophysical Research Letters*, 44, pp. 1255-1262.

Schroeder, W., Oliva, P., Giglio, L., & Csiszar, I. A. (2014). The New VIIRS 375 m active fire detection data product: Algorithm description and initial assessment. *Remote Sensing of Environment*, 143, 85-96.

Shahriyari, H. A., Nikmanesh, Y., Jalali, S., Tahery, N., Zhiani Fard, A., Hatamzadeh, N., ... & Mohammadi, M. J. (2022). Air pollution and human health risks: mechanisms and clinical manifestations of cardiovascular and respiratory diseases. *Toxin Reviews*, 41(2), 606-617.

Shi, X., Dong, Z., Huang, C., Shi, X., Ma, W., Liu, K., ... & Vallyathan, V. (1999). The role of hydroxyl radical as a messenger in the activation of nuclear transcription factor NF- κ B. *Molecular and cellular biochemistry*, 194, 63-70.

Sigsgaard, T. et al. Health impacts of anthropogenic biomass burning in the developed world. *European Respiratory Journal*, v. 46, n. 6, p. 1577–1588, 2015.

Silva, RA and Fearnside, PM (2023). The 2023 drought in the Amazon will have a lot of damage to deal with. *Amazônia Real*.

Silva, S.S., Paca, V.H.C. and Paca, D.M., 2020. Impacto das mudanças no uso da terra na temperatura da superfície terrestre na Amazônia. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13(3), pp. 1152-1168. Available at: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.3.p1152-1168>

Stull, R. B. (1988). *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Kluwer Academic Publishers. Smith, W. L., Rao, P. K., Koffler, R., & Curtis, W. R. (1970). The determination of sea-surface temperature from satellite high resolution infrared window radiation measurements. *Monthly Weather Review*, 98(8), 604-611.

Targino, Admir Créso, et al. "Surface ozone climatology of South Eastern Brazil and the impact of biomass burning events." *Journal of environmental management* 252 (2019): 109645.

Ten Hoeve, JE, et al. "Recent change of fires in forests for savannas in the Amazon basin observed by satellite." *Cartas de Pesquisa Ambiental* 7.2 (2012): 024020.

Tucker, C.J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8, pp. 127-150.

- Vadrevu, K. P., Lasko, K., Giglio, L., Schroeder, W., Biswas, S., & Justice, C. (2019). Trends in vegetation fires in south and southeast Asian countries. *Scientific reports*, 9(1), 7422. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43940-x>
- Valente, F., & Laurini, M. (2023). A spatio-temporal analysis of fire occurrence patterns in the Brazilian Amazon. *Scientific Reports*, 13(1), 12727.
- Van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Collatz, G. J., Mu, M., Kasibhatla, P. S., ... & van Leeuwen, T. T. (2010). Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). *Atmospheric chemistry and physics*, 10(23), 11707-11735.
- Van Wagner C E (1987) The development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. Canadian Forest Service, Petawawa National Forestry Institute, Forestry Technical Report FTR-35 Chalk River.
- Wolfe, R.E., Lin, G., Nishihama, M., Tewari, K.P., Tilton, J.C., and Isaacman, A.R. (2013). Suomi NPP VIIRS prelaunch and on-orbit geometric calibration and characterization. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118, doi:10.1002/jgrd.50873.
- Wooster, M. J., et al. (2003). "Fire radiative energy for the assessment of fire behavior and biomass burning: A review." *International Journal of Wildland Fire*, 12(2), 177-188.
- Wooster, M.J.; Roberts, G.; Perry, G.; Kaufman, Y.J. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release. *J. Geophys. Res. Space Phys.* 2005, 110.
- Wotton B M 2009 Interpreting and using outputs from the Canadian forest fire danger rating system in research applications *Environ. Ecol. Stat.* 16 107–3.
- Wu, H., Liu, X. and Zhu, Q., 2017. Phenological changes and vegetation dynamics derived from NDVI data: A case study in China. *International Journal of Remote Sensing*, 38(10), pp. 2924-2939.

Xue, Y. and Su, B., 2017. The use of NDVI for monitoring global vegetation dynamics and biomass. *Remote Sensing of Environment*, 191, pp. 256-263.

Xu, L., Samanta, A., Costa, M. H., Ganguly, S., Nemani, R. R., & Myneni, R. B. (2011). Widespread decline in greenness of Amazonian vegetation due to the 2010 drought. *Geophysical Research Letters*, 38(7).

Wang, S., Huang, X., Chen, H., & Liu, N. (2016). Interaction between flaming and smouldering in hot-particle ignition of forest fuels and effects of moisture and wind. *International Journal of Wildland Fire*, 26(1), 71-81.

Yanosky, A. A., & Paraguay, D. G. (2012). Seguimiento a los cambios de uso de la tierra en el Gran Chaco: implicancias para el Pantanal. *Anais 4to Simpósio de Geotecnologias no Pantanal*, 1239-1247. Nascimento, Janaina P., et al. "Major regional-scale production of O₃ and secondary organic aerosol in remote Amazon regions from the dynamics and photochemistry of urban and forest emissions." *Environmental Science & Technology* 56.14 (2022): 9924-9935.

Wang, S., Huang, X., Chen, H., & Liu, N. (2015). Interaction between flaming and smouldering in hot-particle ignition of forest fuels and effects of moisture and wind. *International Journal of Wildland Fire*, 26(1), 71-81. <https://doi.org/10.1071/WF16096>

8. ANEXOS

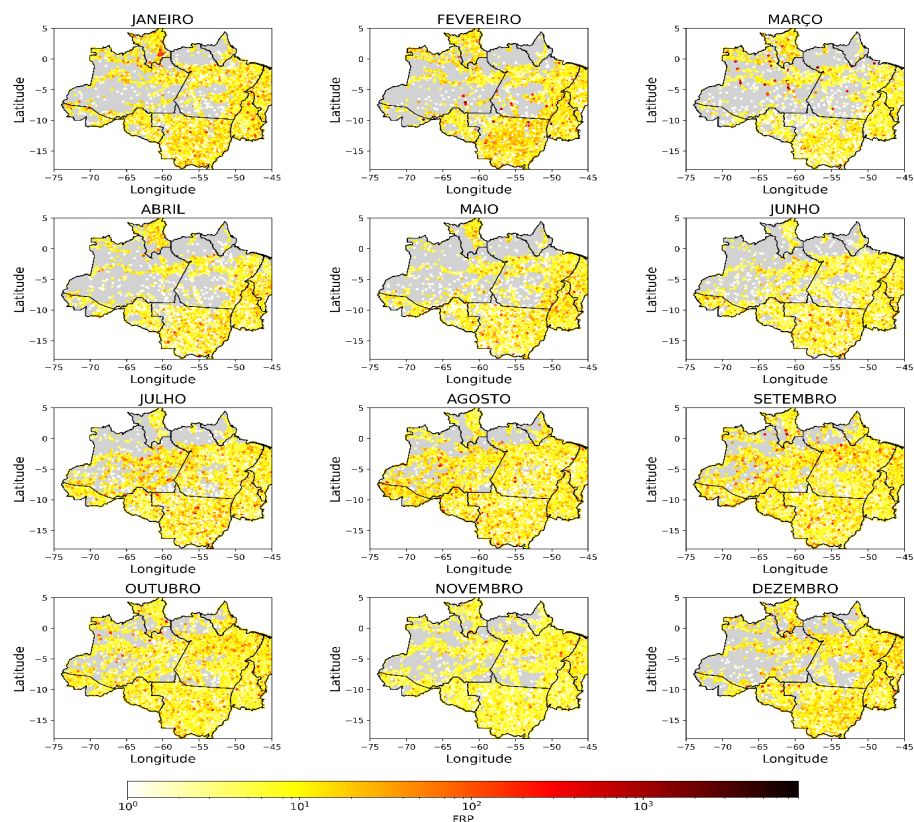


Figura 38 - Distribuição dos dados absolutos do FRP ao longo dos meses durante o período de 2012-2023 a fim de mostrar as áreas de maior intensidade desse dado na Amazônia Legal. Unidade: MW/h. Fonte: autora (2024).

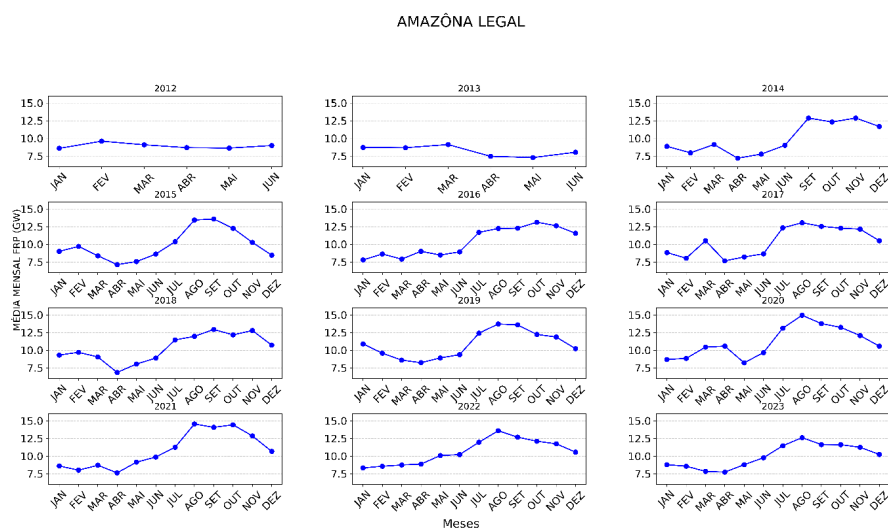


Figura 39 - Média Mensal do FRP por ano a fim de observar padrões do FRP ao longo dos meses de cada ano do período de estudo. Unidade: HW/h. Fonte: autora (2024).



Figura 40: Distribuição dos dados absolutos do FRE ao longo dos meses de cada ano do período de estudo, a fim de analisar os anos com maiores FRE e os meses em que houveram esses aumentos. Unidade: MJ. Fonte: autora (2024).

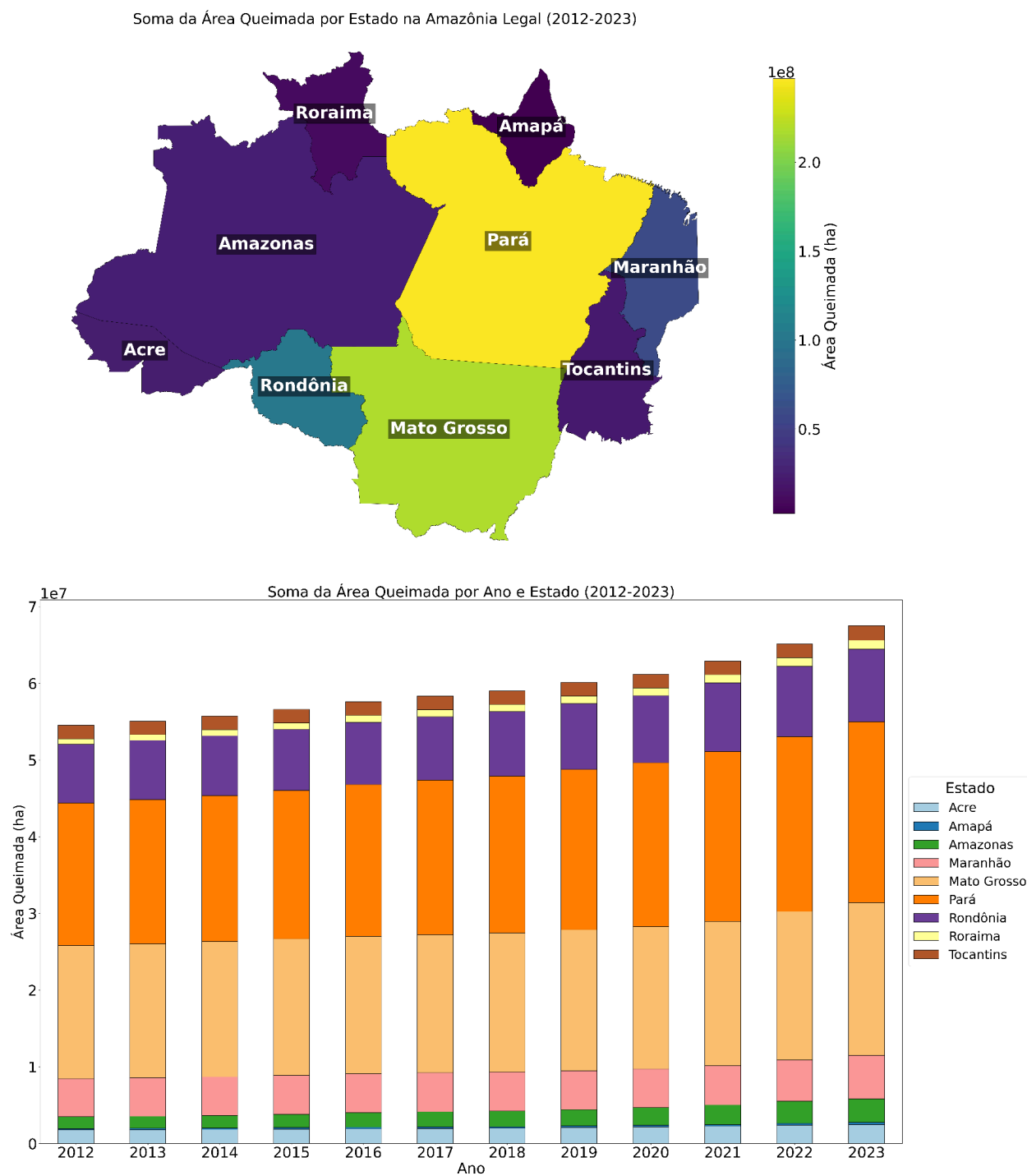


Figura 41: Soma da área queimada por estado de origem antropogênica durante os anos de 2012 a 2023. Dados: Mapbioma. Fonte: autora (2025).

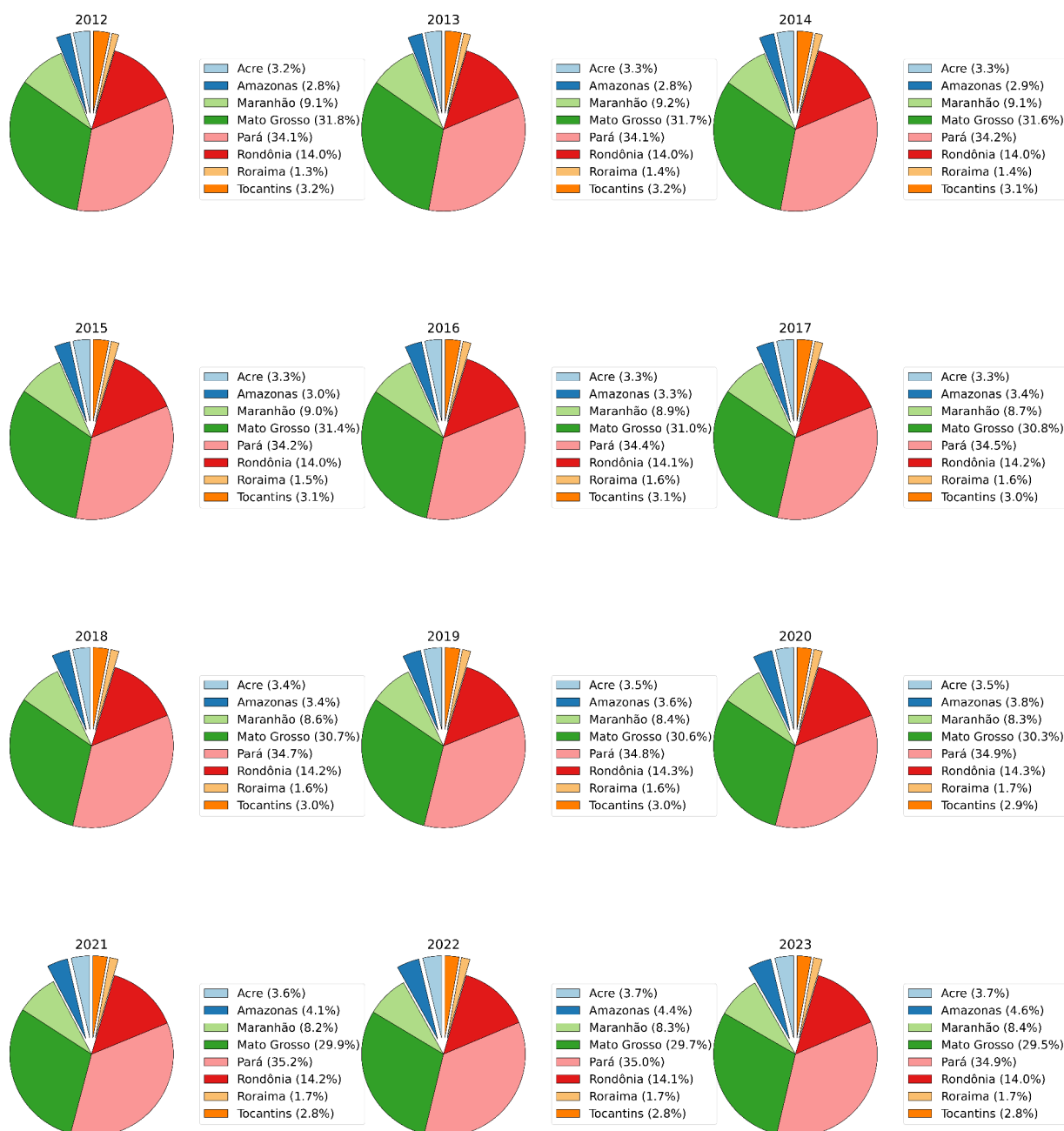


Figura 42: Taxa percentual da área queimada de origem antropogênica por estado durante os anos de 2012-2023. Dados: MapBioma. Fonte: autora (2025).

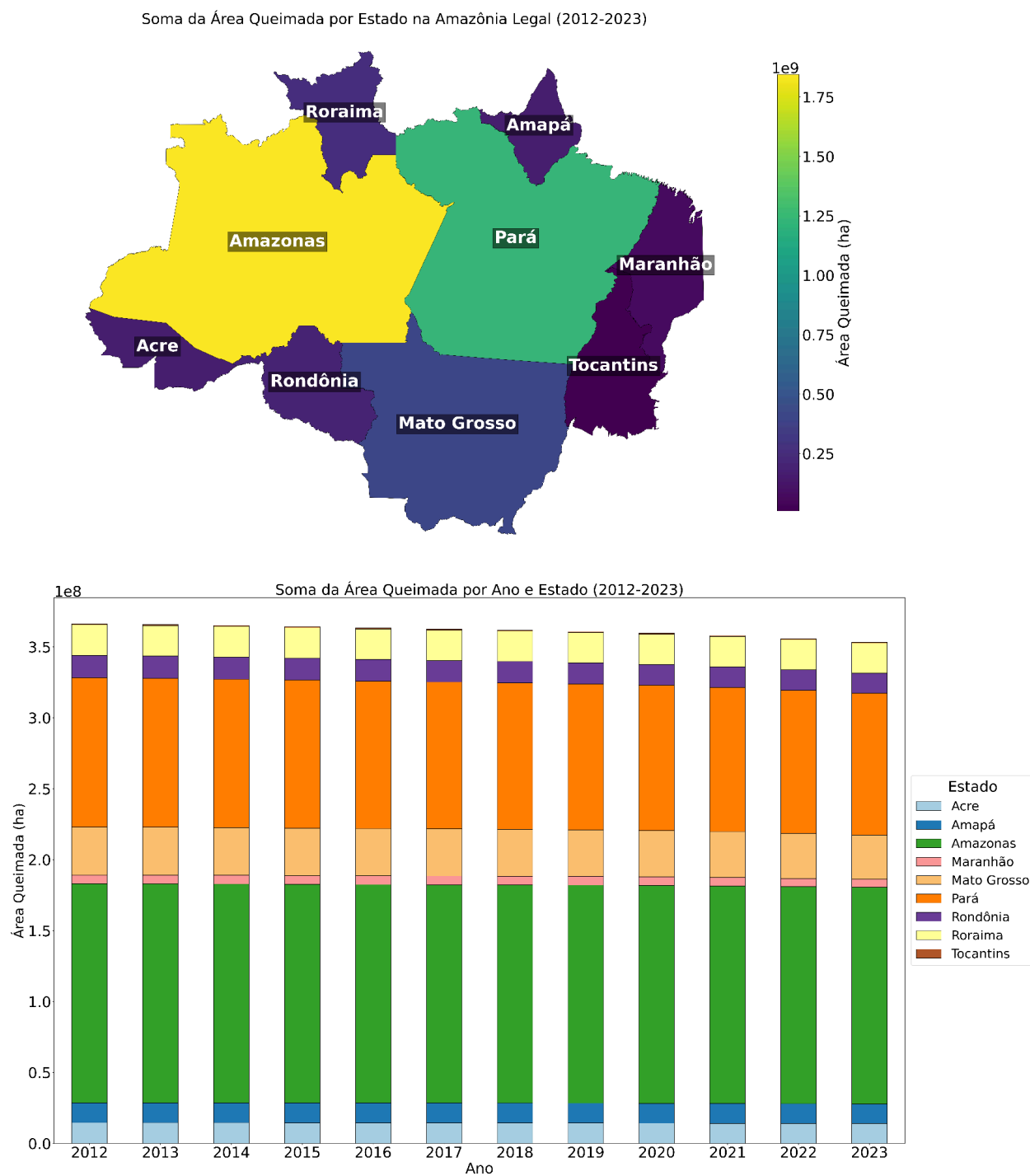


Figura 43: Soma da área queimada por estado de origem natural durante os anos de 2012 a 2023. Dados: Mapbioma. Fonte: autora (2025).

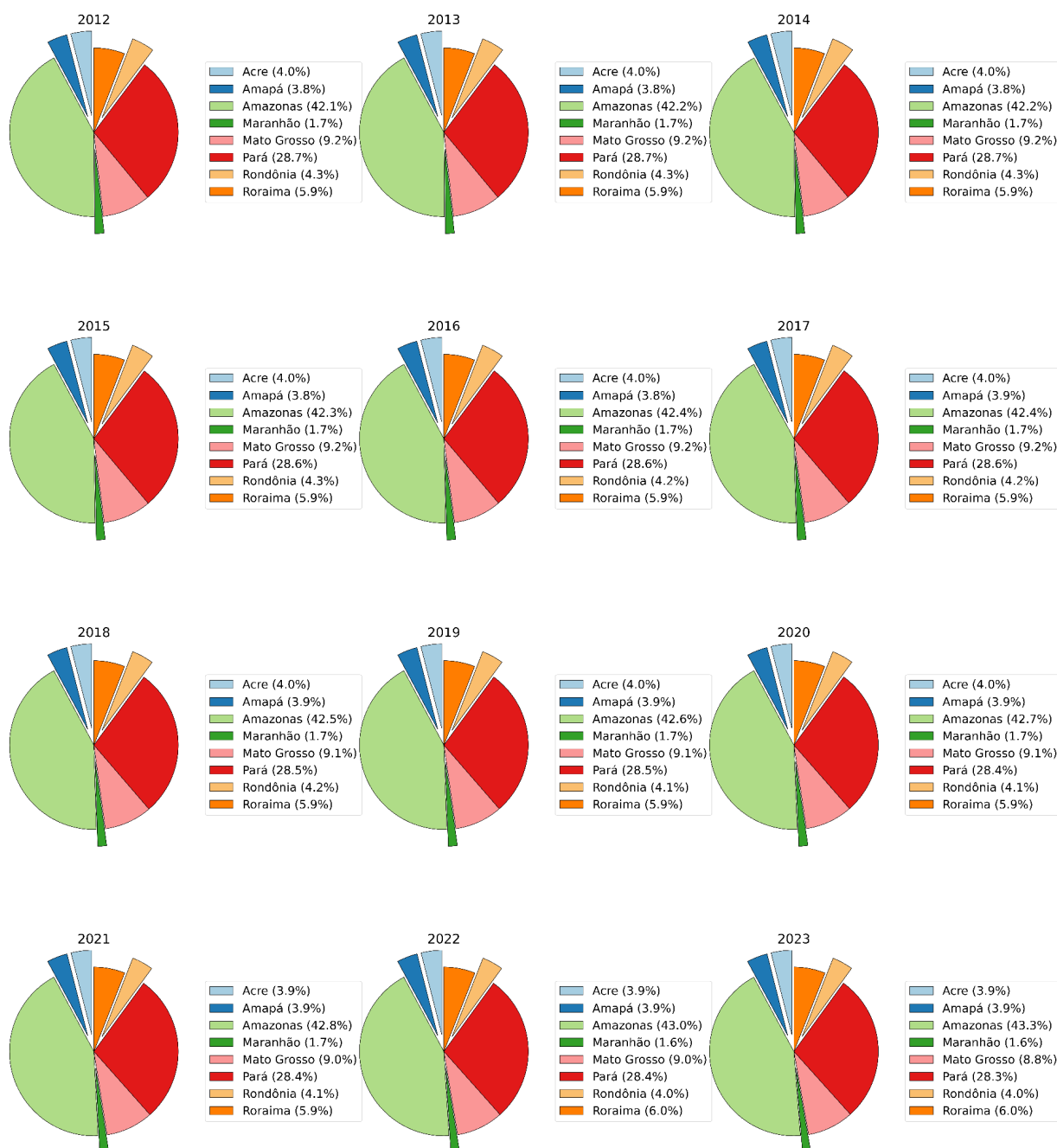


Figura 44: Taxa percentual da área queimada de origem natural por estado durante os anos de 2012-2023. Dados: MapBioma. Fonte: autora (2025).

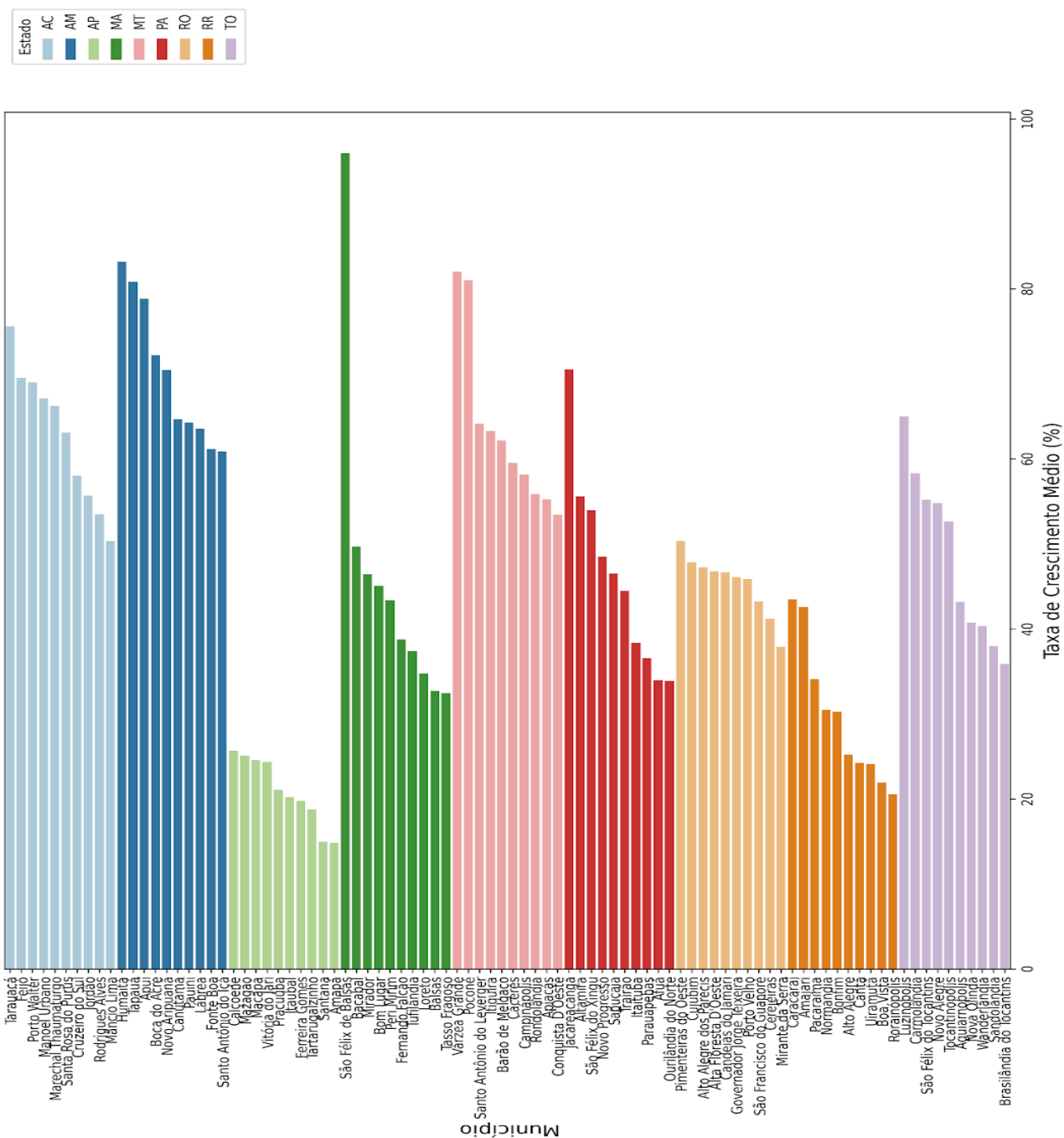


Figura 45: Ranking dos 10 municípios por estado que apresentaram maiores taxas de crescimento. Fonte: autora (2024).