



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21c/2021/04.08.12.56-TDI

MAPEAMENTO E ANÁLISE DOS PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DO FOGO NA FRONTEIRA AMAZÔNICA ENTRE BRASIL, PERU E BOLÍVIA

Cândida Caroline Souza de Santana Leite

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pela Dra. Liana Oighenstein
Anderson, aprovada em 01 de abril
de 2021.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/44FCBJE>>

INPE
São José dos Campos
2021

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Coordenação de Ensino, Pesquisa e Extensão (COEPE)
Divisão de Biblioteca (DIBIB)
CEP 12.227-010
São José dos Campos - SP - Brasil
Tel.:(012) 3208-6923/7348
E-mail: pubtc@inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE - CEPPII (PORTARIA N° 176/2018/SEI-INPE):

Presidente:

Dra. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Coordenação-Geral de Ciências da Terra (CGCT)

Membros:

Dra. Ieda Del Arco Sanches - Conselho de Pós-Graduação (CPG)
Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação-Geral de Engenharia, Tecnologia e Ciência Espaciais (CGCE)
Dr. Rafael Duarte Coelho dos Santos - Coordenação-Geral de Infraestrutura e Pesquisas Aplicadas (CGIP)
Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon
Clayton Martins Pereira - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Divisão de Biblioteca (DIBIB)
André Luis Dias Fernandes - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Ivone Martins - Divisão de Biblioteca (DIBIB)
André Luis Dias Fernandes - Divisão de Biblioteca (DIBIB)



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21c/2021/04.08.12.56-TDI

MAPEAMENTO E ANÁLISE DOS PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DO FOGO NA FRONTEIRA AMAZÔNICA ENTRE BRASIL, PERU E BOLÍVIA

Cândida Caroline Souza de Santana Leite

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pela Dra. Liana Oighenstein
Anderson, aprovada em 01 de abril
de 2021.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/44FCBJE>>

INPE
São José dos Campos
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Leite, Cândida Caroline Souza de Santana.

L536m Mapeamento e análise dos padrões espaço-temporais do fogo na fronteira Amazônica entre Brasil, Peru e Bolívia / Cândida Caroline Souza de Santana Leite. – São José dos Campos : INPE, 2021.

xxiv + 73 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21c/2021/04.08.12.56-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2021.

Orientadora : Dra. Liana Oighenstein Anderson.

1. Incêndios florestais. 2. Desmatamento. 3. Algoritmo de área queimada. I.Título.

CDU 630*43:528.8(8)



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS
Serviço de Pós-Graduação - SEPGR

DEFESA FINAL DE DISSERTAÇÃO DE CÂNDIDA CAROLINE SOUZA DE SANTANA LEITE
BANCA Nº 056/2021, REG 148716/2019

No dia 01 de abril de 2021, as 14h, por via remota, o(a) aluno(a) mencionado(a) acima defendeu seu trabalho final (apresentação oral seguida de arguição) perante uma Banca Examinadora, cujos membros estão listados abaixo. O(A) aluno(a) foi APROVADO(A) pela Banca Examinadora, por unanimidade, em cumprimento ao requisito exigido para obtenção do Título de Mestre em Sensoriamento Remoto. O trabalho precisa da incorporação das correções sugeridas pela Banca Examinadora e revisão final pelo(s) orientador(es).

Título: "MAPEAMENTO E ANÁLISE DOS PADRÕES ESPACO-TEMPORAIS DO FOGO NA FRONTEIRA AMAZÔNICA ENTRE BRASIL, PERU E BOLÍVIA"

Eu, Yosio Edemir Shimabukuro, como Presidente da Banca Examinadora, assino esta ATA em nome de todos os membros, com o consentimento dos mesmos.

Membros da banca

Dr. Yosio Edemir Shimabukuro - Presidente - INPE
Dra. Liana O. Anderson - Orientadora - CEMADEN
Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão - Membro Interno - INPE
Dr. Fabiano Morelli - Membro Interno - INPE
Dra. Sonaira Souza da Silva - Membro Externo - UFAC
Dra. Gália Selaya - Membro Externo - ECOSCONSULT



Documento assinado eletronicamente por **Yosio Edemir Shimabukuro, Pesquisador**, em 07/04/2021, às 08:57 (horário oficial de Brasília), com fundamento no art. 6º do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <http://sei.mctic.gov.br/verifica.html>, informando o código verificador **6892134** e o código CRC **239C962D**.

Referência: Processo nº 01340.001910/2021-54

“You can do anything you want to, but you have to work at it.”

Annie Easley

À minha mãe, Val, aos meus pais, Elvânio e Alvimar, às minhas irmãs e irmãos, as minhas avós Baica e Aurelina (in memoriam) e meu avô Filhinho Pedro (in memoriam).

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar a Deus, ao meu anjo guardião e a todos os bons espíritos que sempre estiveram ao meu lado, me inspirando e acalmando em momentos de ansiedade e desespero.

À minha mãe e meus dois pais, um agradecimento carinhoso e especial, por todo apoio desde os meus primeiros passos até hoje. Aos meus irmãos e irmãs, Brisa, Lívia, João, Ícaro, Marcela, Maria Eduarda, Arthur e Nikola, minhas tias e minha avó, pessoas que foram aconchego, colo, porto seguro e, principalmente, puxões de orelha quando necessário.

À Ana Larissa, minha querida amiga, minha parceira e irmã desde o resultado da seleção. Aos colegas da turma 2019 pela companhia em momentos tão incríveis, pelos churrascos, pizzas e passeio na praia inesquecíveis ao lado deles.

À professora Dra Liana Anderson, minha orientadora e inspiração como grande cientista, por todos os ensinamentos, toda paciência e disponibilidade. Por ter me dado a oportunidade de fazer esse curso sob a sua supervisão e adquirir tanto conhecimento. E principalmente, por sempre me mostrar que eu poderia fazer melhor, olhar mais afundo e ir mais longe em cada teste desta dissertação, garantindo os melhores resultados e me ensinando a ter boas ideias, sou muito grata.

Aos colegas e pesquisadores do TREES, por tantas discussões engrandecedoras, tantos trabalhos incríveis apresentados nas reuniões que, a cada terça-feira, me traziam um novo aprendizado.

A todos os professores das disciplinas cursadas no INPE, que souberam transmitir conhecimentos tão avançados em tão pouco tempo e com tanta dedicação, o meu muito obrigada por fazerem de mim uma cientista mais capacitada.

À minha psicóloga, Aline de Paula que tem me feito descobrir prazeres e ressignificar traumas, tornando a vida mais tranquila, as percepções mais maduras e o processo de

autodescobrimento menos doloroso. Gratidão também pelo incentivo à escrita, que por tantos dias tem me feito leve e feliz.

Ao meu querido namorado e companheiro de vida, Dênis, por compartilhar essa trajetória comigo e fazer dela a mais suave possível com seu amor dedicado a mim. E aos nossos filhos de quatro patas que nos trouxeram tanta alegria e carinho, Sol meu filho mais velho, fiel companheiro desde a primeira semana aqui e aos outros quatro que vieram em seguida: Pantera e Cristal (*in memoriam*), Pretinho e Filé.

Por último, mas não menos importante, agradeço ao projeto MAP-Fire pela oportunidade de trabalhar, aprender e contribuir com a pesquisa por ele desenvolvida. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Processo - 88887.334465/2019-00) pelo apoio financeiro ao longo desses dois anos, o qual sem ele, não seria possível a conclusão deste mestrado.

Finalizo esses agradecimentos com a esperança de dias melhores para o nosso país e para a ciência que aqui desenvolvemos, com mais bolsas, mais oportunidades de pesquisa e maior valorização do jovem pesquisador. Obrigada.

RESUMO

A tríplice fronteira amazônica composta por Madre de Dios-Peru, Acre-Brasil e Pando-Bolívia (MAP) é constituída por aproximadamente 91% de florestas. No entanto, inúmeros problemas causados pelo incremento progressivo do desmatamento, seguido da utilização do fogo, se apresentam de maneira bastante ostensiva na região. Somente em 2018 foram detectados quase 40 mil focos de calor em todo o MAP, um aumento de aproximadamente 49% em relação aos 4 anos anteriores. Dessa forma, entende-se que o monitoramento e a identificação precoce desses episódios e dos locais mais afetados, compõem variáveis-chave para conhecer e gerenciar ações de mitigação. Portanto, essa pesquisa teve como objetivo analisar os padrões espaço-temporais ocasionados pela prática do uso do fogo na região supracitada em uma série temporal de 16 anos, entre 2003 e 2019, de modo a: i) Desenvolver um algoritmo automático para detecção de queimadas e incêndios, a fim de identificar as cicatrizes de área queimada em cada ano do período estudado na região; ii) Caracterizar e quantificar as classes de uso e cobertura da terra afetadas pelo fogo; iii) Analisar a recorrência da queima na vegetação e nos diferentes tipos de uso e cobertura da terra, e iv) Diagnosticar o padrão temporal da queima nas diferentes idades de Vegetação Secundária. Dessa forma, foi desenvolvido o algoritmo de detecção de área queimada através da utilização dos índices espectrais *NDVI*, como forma de separar imagens sem evidências de queima, e *NBR*, tanto para identificar as imagens com ocorrência de queima, como para detectar as cicatrizes de queimadas e incêndios juntamente com a banda *NIR* e suas respectivas diferenças temporais. Os resultados da classificação foram testados, inspecionados e comparados com outros produtos. Ao final, essa metodologia resultou em um produto automático satisfatório, o qual foi denominado de Fire MAP. Em seguida, esses dados foram integrados com mapas de uso e cobertura da terra, para caracterizar o padrão de ocorrência da queima através das diferentes coberturas atingidas e quantificar a extensão alcançada pelos eventos. Os resultados mostram um acumulado de 3,832 milhões de hectares queimados na área de estudo ao longo dos 16 anos analisados, sendo que sete desses apresentaram extensão queimada acima da média dos períodos relacionados ao desmatamento na região. Do total queimado, 2,744 milhões de hectares decorreram de áreas de uso agropecuário, o equivalente a 71% em média na série analisada, enquanto as áreas de florestas contribuíram com 22,7%. Além disso, as maiores taxas de recorrência do fogo também aconteceram em áreas de uso agropecuário, sendo que 26% das áreas queimadas nessa classe, ocorreram de três a 16 ocasiões, enquanto as áreas de florestas somente 7% foram tiveram mais de duas recorrências. Outra evidência relacionada a origem do fogo se encontra no tamanho médio das cicatrizes de área queimada da região, de modo que, cicatrizes pequenas (0,5 a 50 ha) contribuem com cerca de 67 a 86% do total, uma vez que esse tamanho de polígonos comumente está relacionado ao preparo agrícola da terra. Os resultados também demonstraram que 48,2% da queima em vegetação secundária ocorre entre um a três anos de regeneração e, em anos de seca ocorre um aumento de cerca de 2% na queima da vegetação com dois anos em relação a de um ano. Dessa forma, concluiu-se que o presente estudo permitiu identificar áreas mais propensas a ocorrência e recorrência de queimadas e incêndios florestais, e, potencialmente, podem auxiliar nas ações de planejamento para mitigação desses eventos, subsidiando a tomada de decisões referente à atenuação e controle dos episódios de queima descontrolada.

Palavras-chave: Incêndios florestais; Desmatamento; Algoritmo de área queimada.

MAPPING AND ANALYSIS OF THE SPACE-TEMPORAL PATTERNS OF FIRE ON THE AMAZON BORDER BETWEEN BRAZIL, PERU AND BOLIVIA

ABSTRACT

The triple Amazonian border has approximately 91% of forests and is composed of Madre de Dios-Peru, Acre-Brazil, and Pando-Bolivia (MAP). However, countless problems caused by the progressive increase in deforestation, followed by the fire use, present themselves quite ostensibly in the region. Only in 2018, almost 40 thousand hot spots were detected across the MAP area, representing an increase of approximately 49% compared to the previous four years. Thus, monitoring and early identification of these episodes and the most sensitive locations make up key variables for implementing mitigation actions. Therefore, this research aimed to analyze the spatio-temporal patterns caused by the fire use practices in the MAP region in a 16-year time series, between 2003 and 2019 in order to (i) Develop an automatic algorithm for detecting burnings and fires to identify the scars of the burned area in each year of the studied period in the region; (ii) Characterize and quantify the classes of land use and cover affected by fire; (iii) Analyze the recurrence of burning in the vegetation and the different types of land use and land cover, and (iv) Diagnose the temporal pattern of the burning in the different ages of Secondary Vegetation. Hence, the burned area detection algorithm was developed using the spectral indices NDVI, as an alternative to separate images with no evidence of burning, and NBR, both to identify the images with burning occurrence, and to detect the scars of burning and fires together with the NIR band and their respective temporal differences. The classification results were tested, inspected, and compared with other products. In the end, this methodology yielded a satisfactory automated product, named Fire MAP. These data were then integrated with land use and land cover maps to characterize the pattern of burning occurrence through the different covers affected and to quantify the extent reached by the events. The results show an accumulated 3,832 million hectares burned in the MAP region over the 16 years analyzed, seven of which presented a burned extension above the average of the periods related to deforestation in the region. Of the total burned, 2,744 million hectares refer to areas of agricultural and

livestock use, equivalent to 71% on average in the analyzed series, while forest areas contributed with 22.7%. In addition, the highest recurrence rates of fire also happened in areas of agricultural use, with 26% of the burned areas in this class occurring from three to sixteen times, with just 7% of the forest areas having more than two recurrences. Another evidence regarding the fire origin lies in the average size of burned area scars in the region, so that small scars (0.5. to 50 ha) contribute with about 67 to 86% of the total since this size of polygons is commonly related to agricultural land preparation. The results also showed that 48.2% of secondary vegetation burning occurs between one and three years of regeneration, and in drought years there is an increase of about 2% in the burning of two-year-old vegetation compared to the one-year-old one. To conclude, this study allowed the identification of areas more prone to the occurrence and recurrence of burnings and forest fires, and, potentially, can assist in planning actions for mitigation of these events, supporting decision making concerning the reduction and control of uncontrolled burning episodes.

Keywords: Forest Fires; Deforestation; Burning Area Algorithm.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Dinâmica de ocorrência do desmatamento em cada localidade da região MAP, no período de 2003 a 2019.	9
Figura 2.2. Área queimada detectada pelo sensor MODIS, extraídas do produto MDC64A1 através do banco de imagens do Google Earth Engine, ao longo da série entre 2003 e 2019 na região MAP.	10
Figura 3.1. Mapa de localização da área de estudo.	17
Figura 3.2. Fluxogramas resumidos demonstrando os produtos elaborados nesse trabalho, a partir de: a) identificação de área queimada, através do algoritmo Fire MAP e b) da associação dos dados de uso e cobertura da terra e área queimada. Ao todo, essas análises resultaram em 6 diferentes produtos.	20
Figura 3.3. Distribuição dos valores dos índices espectrais e banda <i>NIR</i> encontrados em áreas queimadas e não queimadas na área de estudo.	27
Figura 3.4. Fluxograma metodológico dos procedimentos realizados na elaboração do algoritmo de detecção automática de cicatrizes de queimadas e incêndios.	25
Figura 3.5. Inspeção dos resultados através da identificação de cicatrizes compatíveis com focos de calor.	29
Figura 3.6. Comparação entre as áreas queimadas detectadas pelos produtos globais e locais entre abril e novembro de 2019.	30
Figura 3.7. Distribuição mensal da disponibilidade de pixels livres de nuvem entre 2013 e 2019 para a área de estudo.	22
Figura 3.8. Detecção de área queimada de acordo com a janela temporal adotada para o ano de 2019.	23
Figura 3.9. Validação do produto de área queimada Fire MAP com o mapeamento de cicatrizes do LABGAMA para 2019.	32
Figura 3.10. Variação da quantidade de pixels cobertos por nuvens ao longo dos anos 2003 a 2019, na região de estudo.	33

Figura 3.11. Metodologia aplicada para o cálculo de recorrência da queima na vegetação.....	34
Figura 3.12. Esquema de identificação das idades de Vegetação Secundária.....	36
Figura 3.13. Esquema metodológico representando a etapa de identificação do padrão temporal da ocorrência de queima nas diferentes idades de Vegetação Secundária.	37
Figura 3.14. Esquema metodológico representando a etapa de identificação do padrão temporal da queima nas diferentes classes de uso e cobertura da terra.	39
Figura 4.1. Evolução histórica da extensão de área queimada no MAP.	40
Figura 4.2. Anomalias de fogo e chuva identificadas na região MAP entre o período de 2003 a 2019	42
Figura 4.3 Extensão de área queimada em cada classe ao longo do recorte temporal analisado na região MAP.....	43
Figura 4.4. Contribuição de área queimada por intervalos de tamanhos de polígonos ..	45
Figura 4.5. Percentual de contribuição de área queimada por intervalo de tamanhos de polígonos.	46
Figura 4.6. Detalhe da recorrência de queimadas e incêndios nas três localidades	48
Figura 4.7. Recorrência do fogo em áreas consolidadas de Formações Florestal e Não Florestal e Uso Agropecuário.	49
Figura 4.8. Área ocupada por vegetação secundária, de acordo com as suas idades, ao longo do período analisado.....	50
Figura 4.9. Proporção de vegetação secundária queimada em relação a não queimada, ao longo do período estudado.....	51
Figura 4.10. Proporção de vegetação secundária queimada em relação a classe de formação florestal queimada.	52
Figura 4.11. Percentual de vegetação secundária queimada, de acordo com as suas idades, ao longo do período estudado.	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Análise para definição da Janela Temporal, a partir de informações extraídas das imagens Landsat utilizadas no algoritmo Fire MAP.....	23
---	----

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1. Dados utilizados no desenvolvimento da pesquisa.	18
Quadro 3.2. Seleção de amostras para análise dos limiares de alcance dos índices e seus respectivos graus de separabilidade espectral entre áreas queimadas e não queimadas. 26	
Quadro 3.3. Reclassificação binária para identificação de Vegetação Secundária através das classes de uso e cobertura da terra do MapBiomas Amazônia [2].....	35
Quadro 3.4. Reclassificação das classes de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomas Amazônia [2] para utilização na identificação do padrão temporal da queima em relação a esta variável.	38

LISTA DE SIGLAS

AMO	Atlantic Multidecadal Oscillation
CHIRPS	Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPMIF	Comitê de Prevenção e mitigação de incêndios florestais
GABAM	Global Annual Burned Area Mapping Based
GEE	Google Earth Engine
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IS	Índice de Similaridade
JT	Janela temporal
LABGAMA	Laboratório de Geoprocessamento Aplicado ao Meio Ambiente
MAPBIOMAS	Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil
MAP	Madre de Dios, Acre e Pando
MCK	Map Comparison Kit 3
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MIRBI	Mid-Infrared Burn Index
NBR	Normalized Burn Ratio
NBR2	Normalized Burn Ratio 2
NDVI	Normalize Difference Vegetation Index
NIR	Near Infrared
OMS	Organização Mundial da Saúde
OLI	Operational Terra Imager
PPCDAm	Plano de Ação para a Prevenção do Desmatamento da Amazônia Legal
PPCDQ	Planos de Prevenção e Controle do Desmatamento e Queimadas
PRODES	Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite
RF	Recorrência do fogo
SR	Sensoriamento Remoto
SWIR	Short Wave Infrared

TM	Thematic Mapper
TREES	Tropical Ecosystems and Environmental Sciences (TREES) Lab
UFAC	Universidade Federal do Acre
USGS	United States Geological Survey
VS	Vegetação Secundária
ZCAS	Zona de Convergência do Atlântico Sul
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

SUMÁRIO

	Pág.
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Problemas e objetivos	6
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	7
2.1. A região MAP	7
2.2. As queimadas e os incêndios no MAP	9
2.3. A importância de se estudar as queimadas e incêndios florestais.....	11
2.4. Índices espectrais na detecção de área queimada	12
3. METODOLOGIA DE TRABALHO	17
3.1 Área de estudo	17
3.2. Dados utilizados e descrição geral da metodologia	18
3.2.1. Índices espectrais aplicados à caracterização das áreas afetadas por queimadas e incêndios	21
3.3. Integração dos dados.....	33
4. RESULTADOS	40
4.1. Quais foram as extensões alcançadas pelo fogo ao longo do período estudado e que tipo de uso e coberturas da terra foram afetados na área de estudo?	40
4.2. Como os diferentes tamanhos de cicatrizes contribuem para o total de área queimada?.....	43
4.3. Qual é a frequência em que as queimadas e incêndios atingem os mesmos locais?.....	47
4.4. Como o fogo se relaciona e se comporta em áreas de Vegetação Secundária?.....	49
5. DISCUSSÕES	54
6. CONCLUSÕES.....	60
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62

1. INTRODUÇÃO

Em todo o planeta tem sido observado uma tendência de aumento na ocorrência de queimadas e incêndios florestais na última década (EARL; SIMMONDS, 2018; LIZUNDIA-LOIOLA; PETTINARI; CHUVIECO, 2020). Ocorrem continuamente episódios de grandes proporções que, chamam a atenção da mídia internacional e expõem a magnitude do problema, destacando a necessidade de ações efetivas a fim de minimizar os prejuízos relacionados a perdas humanas, sociais, econômicas e ambientais.

Entre 1983 e 2020 eventos extremos de queima atingiram pelo menos 8,6 milhões de hectares em inúmeros países, dentre eles a Austrália, a qual foi responsável por mais de 67% da área total queimada nesses anos com os incêndios que ocorreram entre 2019 e 2020 (RIBEIRO et al., 2019; LINDENMAYER et al., 2020).

Os incêndios na Amazônia, em particular, trazem bastante preocupação. As mudanças que ocorrem na maior floresta tropical do mundo refletem direta e indiretamente na dinâmica da atmosfera e clima global. Projeções acerca da probabilidade relativa do fogo demonstram que, no melhor cenário, a ocorrência tenha um incremento de aproximadamente 11% até 2100 (FONSECA et al., 2019). Além disso, os autores afirmam que a vegetação secundária apresenta alta contribuição na performance de predição, indicando importante relação entre o desmatamento e a queima da vegetação em regeneração.

Dessa forma, associados ao desmatamento, a ampliação do acesso e o aumento das bordas florestais contribuem significativamente para a predisposição ao escape do fogo utilizado como ferramenta agrícola em áreas de uso agropecuário, levando a um ciclo de causas e efeitos, em sua maioria, catastróficos para o ecossistema (COCHRANE, 2001; COE et al., 2013, SILVA JUNIOR et al., 2018).

No processo de modificação do uso da terra existem áreas que queimam anualmente, seja para manutenção da pastagem ou na etapa de pousio agrícola para renovação do solo e outras que, após a queima, desenvolvem vegetação secundária, com subsequente corte e queima após alguns anos. Nos casos de corte raso seguido da queima da vegetação primária ou secundária ocorrem a perda de estoque de carbono em diferentes níveis, uma vez que, o potencial de sequestro desse elemento está diretamente ligado com a

preservação e regeneração da cobertura vegetal (LENNOX et al., 2018). Já nas áreas agrícolas a queima repetida ocasiona grande perda de nutrientes do solo (JACQUES, 2003).

A nível local, o fogo na Amazônia traz consequências a curto prazo. Nogueira et al. (2019) observaram uma perda de $-5,39 \pm 2,45$ Mg por hectare a cada ano da biomassa acima do solo nas florestas queimadas analisadas por eles, efeito este que foi ainda mais severo nas matas ciliares queimadas ($-6,27 \pm 2,59$ Mg). Balch et al. (2011) também perceberam que caules pequenos são altamente vulneráveis ao fogo, de modo que queimadas de baixa intensidade mataram mais do que 50% das hastes < 10 cm em um ano.

As secas ocasionadas por diferentes fenômenos naturais, como o El Niño/La Niña e as anomalias de temperatura do Atlântico e do Pacífico influenciam de forma direta na propagação do fogo e acentuam seus impactos negativos (SILVA JUNIOR et al., 2019). Entre 2015 e 2016, por exemplo, os autores encontraram pico de anomalia positiva de fogo alcançando desvio padrão no valor de 17, mesma época em que foram identificados altos índices de oscilação decadal e multidecadal do Pacífico e do Atlântico e anomalias negativas de precipitação, chegando a -4 de desvio padrão.

Entre julho a setembro de 2010 observou-se alta correlação entre as secas na Amazônia e a ocorrência de queimadas. Nesse período Silva Júnior et al. (2019) relatam extensas áreas com anomalias significativas de precipitação negativa e, ao mesmo tempo, um pico na área queimada equivalente a cerca de 8% de todo o bioma amazônico.

Além disso, a seca contribui para o escape do fogo em áreas de florestas, como o que aconteceu no El Niño de 1997/98, no qual cerca de 550 milhões de hectares da Amazônia brasileira se tornaram inflamáveis, sendo que 3,9 milhões destes foram de florestas que realmente queimaram, liberando imediatamente cerca de 200 a 600 Tg de carbono na atmosfera (COPERTINO et al., 2019).

Dessa forma, percebe-se que com a grande quantidade de material combustível disponível, o corte raso da floresta seguido da utilização do fogo para remoção da biomassa aumenta significativamente a emissão de carbono (ARAGÃO et al., 2018). Além disso, entre 2016 e 2019 o material particulado, emitido através da fumaça da

queima, foi responsável por cerca de 35 mil mortes prematuras, ocasionadas pelo efeito de exposição a longo prazo a esse poluente (NAWAZ; HENZE, 2020).

Apesar do fogo ser um distúrbio natural que ocorre na maior parte dos ecossistemas terrestres, essa dinâmica vem apresentando alterações ao longo dos anos. Modelos demonstram que a temporada de incêndios tendem a ampliar na maior parte do globo com latitudes maiores que 20° N e em toda região patagônica a partir da segunda metade do século (FLANNIGAN et al., 2013). Para a Amazônia, considerando um cenário de fragmentação da paisagem, Fonseca et al. (2019) prevê uma mudança na probabilidade relativa do fogo maior que 0,1 e 0,3 em 53% e 20% da Amazônia, respectivamente.

As condições climáticas naturais na Amazônia não favorecem esses eventos (SILVA et al., 2017), no entanto, autores como Do Carmo e Do Carmo (2019) já falam de uma possível “savanização” de 30% de sua extensão, referindo-se a alterações que podem ocorrer na estrutura da floresta caso as atividades antrópicas de modificação da paisagem associadas ao fogo e o desmatamento não sejam reduzidas. A utilização da queima da vegetação como ferramenta de manejo se torna cada vez mais comum na medida em que se aumenta o processo de ocupação e, conseqüentemente, de uso da terra (ARAÚJO, 2019).

Outro problema consiste na propensão da reincidência dos incêndios na floresta já queimada. Morton et al. (2013) demonstram que os incêndios repetidos na região de Pando e Acre consistem variam em torno de 10 e 21% das ocorrências em anos de normal climatológica, enquanto no Mato Grosso o fogo recorrente representa 24% de todo incêndio de sub-bosque entre 2001 e 2010, com uma frequência máxima de 5 queimas ao longo de 12 anos de análise. A recorrência desses eventos contribuem para um processo cíclico, no qual ocorre o aumento da mortalidade dos indivíduos, da emissão de gases poluentes e, conseqüentemente, estimula a intensificação do processo de mudança climática (VEDOVATO, 2016; DA SILVA et al., 2018).

A fronteira amazônica trinacional composta por Madre de Díos - Peru, Acre - Brasil e Pando – Bolívia, conhecida como região MAP, possui alta diversidade cultural e biológica, com cerca de 29 milhões de hectares de cobertura florestal preservada (GLOBAL FOREST WATCH, 2020). No entanto, apresenta inúmeros problemas

ambientais relacionados ao crescente desmatamento e uso do fogo (ANDERSON et al., 2018).

Esse processo implica diretamente na rotina e saúde da população residente, a exemplo da emissão de fumaça ocasionada pela queima de biomassa em 2005 que, apenas no mês de setembro, excedeu o limite de qualidade do ar com taxas nove vezes maiores do que o permitido pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (MASCARENHAS et al., 2008; SMITH et al., 2014). Os autores demonstram que durante este período observou-se um aumento significativo de internações e mortalidade relacionadas a asma e outras doenças respiratórias.

Nota-se na região uma forte relação entre as administrações políticas que incentivam a expansão agrícola e o avanço do desmatamento. Entre 2001 e 2018 foi perdida em torno de 1,62 milhões de hectares de floresta, o equivalente a uma redução de 5,5% do total de floresta desse período, principalmente no estado do Acre, onde ocorrem as maiores taxas de mudanças do MAP (CHAVEZ, 2014; GLOBAL FOREST WATCH, 2020; SEYMOUR; HARRIS, 2019). Essa relação também foi observada no Departamento de Madre de Díos com a pavimentação da rodovia interoceânica e as modificações originadas por ela (CHAVEZ, 2014).

Para auxiliar na gestão de risco e tomadas de decisões direcionadas para a prevenção e mitigação dos das queimadas e incêndios florestais, é necessário entender a dinâmica do perigo iminente, no caso o fogo, a exposição das comunidades, ou seja, os locais que poderão ser mais afetados pelos impactos negativos, e a sensibilidade destes quanto a esse problema (FISCHER et al., 2013; BIRKMANN, 2006, CARDONA, 1990 e WHITE, 1973 *apud* CARDONA; MAARTEN, 2012).

De acordo com Cardona e Maarten (2012), a intensidade e recorrência dos eventos de perigo, como as queimadas e incêndios florestais, podem ser parcialmente determinadas pela degradação do ambiente e a intervenção humana nos ecossistemas naturais. A associação entre a sensibilidade e a exposição das comunidades e ecossistemas resultam no impacto potencial. Assim, é fundamental conhecer as forças condicionantes e os atores envolvidos na dinâmica do fogo, uma vez que estes podem auxiliar na discriminação de áreas prioritárias para o monitoramento e ações mitigatórias.

O Sensoriamento Remoto (SR) é uma ferramenta de grande importância à detecção e monitoramento do fogo. Os dados derivados de satélites apresentam-se hoje de fácil acesso, baixo custo, e recobrimento de grandes extensões territoriais. Estudos utilizando dados satelitais para o entendimento da dinâmica do fogo incluem detecção da extensão de áreas afetadas pelo fogo (PESSÔA et al., 2020), estratificação do tipo de uso impactados (SILVA JUNIOR et al., 2019), perdas socioeconômicas (CAMPANHARO et al., 2019b) e mesmo cenários futuros e modelos de predição (PEREIRA et al. 1987; BETANCURT e SANTOS, 1981 *in* SAUSEN & LACRUZ, 2015).

Atualmente existem inúmeros bancos de imagens que disponibilizam de forma gratuita produtos de SR provenientes de diferentes sensores, com características distintas. Produtos globais como o MCD64A1, GABAM, Fire cci e regional como o TREES demonstram grande divergência nos resultados de área total queimada, além de apresentarem problemas na detecção de cicatrizes para a América do Sul e, principalmente, para o oeste da Amazônia (PESSÔA et al., 2020). Dessa forma, ainda há grande carência em termos de produtos de área queimada de média resolução espacial, para estudos regionais e locais.

Os problemas supracitados e a importância de minimizar os efeitos refletidos demonstram a necessidade do desenvolvimento de algoritmos de detecção de área queimada específicos para áreas de média e pequena escala, de modo a reduzir possíveis erros de detecção. Análises conjuntas com a espacialização da ocorrência do fogo e diferentes tipos de dados, como as coberturas da terra atingidas, são indispensáveis na coleta de informações e uma caracterização mais precisa. Isso pode auxiliar na ampliação de estudos para o delineamento de estratégias que visem a implementação de planos de contingência, mitigação de impactos e prevenção à ocorrência de queimadas e incêndios florestais.

Esta pesquisa se norteia através do questionamento sobre como o uso do fogo na região MAP, comumente aplicado na prática de mudança da cobertura da terra, tem influenciado no processo de modificação da paisagem em decorrência da queima e conversão da vegetação, durante o período de 2003 a 2019?

1.1. Problemas e objetivos

O objetivo geral do estudo foi analisar os padrões espaço-temporais ocasionados pela prática do uso do fogo na região composta por Madre de Dios-PE, Acre-BR e Pando-BO. Para isso foi levado em conta a dinâmica de ocorrência dos episódios de queimadas e incêndios e o padrão observado em uma série temporal de 16 anos, entre 2003 e 2019, a fim de compreender o processo de queima na região desde o início do século XXI até o ano de início dessa pesquisa. Definiram-se os seguintes objetivos específicos (OE):

- **OE.01.** Desenvolver um algoritmo automático para detecção de queimadas e incêndios, a fim de identificar as cicatrizes de área queimada em cada ano do período estudado na região;
- **OE.02.** Caracterizar e quantificar as classes de uso e cobertura da terra afetadas pelo fogo;
- **OE.03.** Analisar a recorrência da queima na vegetação e nos diferentes tipos de uso e cobertura da terra;
- **OE.04.** Diagnosticar o padrão temporal da queima nas diferentes idades de Vegetação Secundária.

Este documento encontra-se dividido em cinco capítulos, a começar pela introdução e, em sequência, apresenta-se a fundamentação teórica. No terceiro capítulo é apresentada a metodologia de trabalho, seguida dos resultados e discussões, respectivamente, no quarto e quinto capítulos. Finalmente, no capítulo seis são apresentadas as conclusões desta pesquisa.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A fundamentação teórica se divide em cinco partes, as quais trazem uma revisão da literatura sobre o estado da arte dos temas e métodos em que esta pesquisa se baseia. A primeira aborda um pouco sobre a história e consolidação da área de estudo como região. Na sequência é trazido o histórico de ocorrência de queimadas e incêndios florestais e a importância desses eventos serem estudados.

A quarta parte, por sua vez, refere-se aos índices espectrais utilizados no desenvolvimento dessa pesquisa e suas aplicações e, por último, o quinto tópico trata sobre a plataforma Google Earth Engine e os avanços possibilitados por ela.

2.1. A região MAP

Com o avanço do processo de industrialização no século XIX, a região composta hoje por Madre de Dios – Peru, Acre – Brasil e Pando – Bolívia era conhecida como “tierras non descubierta”, e passou a ser explorada pela Inglaterra e Estados Unidos (BALLIVIÁN et al., 2015). Os autores indicam que essas grandes potências, a fim de consolidarem o sistema de extração nos seringais, exterminaram grande parte dos indígenas na porção brasileira da região, o que causou a eclosão de novas lutas e disputas diplomáticas por definições de territórios nacionais e culminou no surgimento das três unidades administrativas no início do século XX.

A denominação MAP surgiu em 1999 através de uma iniciativa da sociedade civil, a princípio, com acadêmicos e pesquisadores das três localidades (BALLIVIÁN, 2005). O objetivo consistia em uma integração político-administrativa entre as unidades fronteiriças, a fim de visualizar e construir alternativas de conservação ambiental, desenvolvimento econômico sustentável e equidade social para a região (BALLIVIÁN et al., 2015). Dessa forma, foram estabelecidas reuniões anuais, realizadas de maneira rotativa, cada ano em um dos três países (CHÁVES; JORDÁN; BERROCAL, 2005).

De acordo com Pimentel, Brown e Ferreira (2020) a região sofreu uma sequência de eventos extremos de secas em 2005, 2010 e 2016 e inundações em 2012, 2014 e 2015. Aragão et al. (2018) relatam o aumento na incidência de incêndios florestais, nos anos de seca extrema, os quais em muitas vezes são decorrentes dos escapes do fogo aplicado a agricultura. Na seca de 2005, por exemplo, foi observado por Aragão et al. (2007) que mesmo com anomalias de seca semelhantes, a incidência de incêndios foi muito maior no

Acre e no norte da Bolívia, locais com maiores ocorrências de mudanças no uso da terra, do que no sudeste do Peru. Essa dinâmica provavelmente seria diferente atualmente, uma vez que, esse tipo de mudanças, apesar de em escalas diferentes, estão mais homogêneas na região MAP.

Sendo assim, o vínculo trinacional se fortaleceu, gradativamente, na medida em que ocorreu o aumento da expansão da ocupação principalmente por parte do estado brasileiro. Esse crescimento se deu também em razão do desenvolvimento de fronteiras econômicas e interesses capitalistas no final do século XX (SILVA, 2015), o que também trouxe o incremento do desmatamento como resposta a este processo (VASCONCELOS; BROWN, 2007).

Além disso, a fronteira se consolidou com o compartilhamento econômico e social, representado pelas fortes relações comerciais e a oferta de serviços de saúde e educação, a princípio, entre Cobija, capital de Pando, e os municípios fronteiriços do Acre, seguido da mestiçagem entre os povos das três localidades (SILVA, 2015).

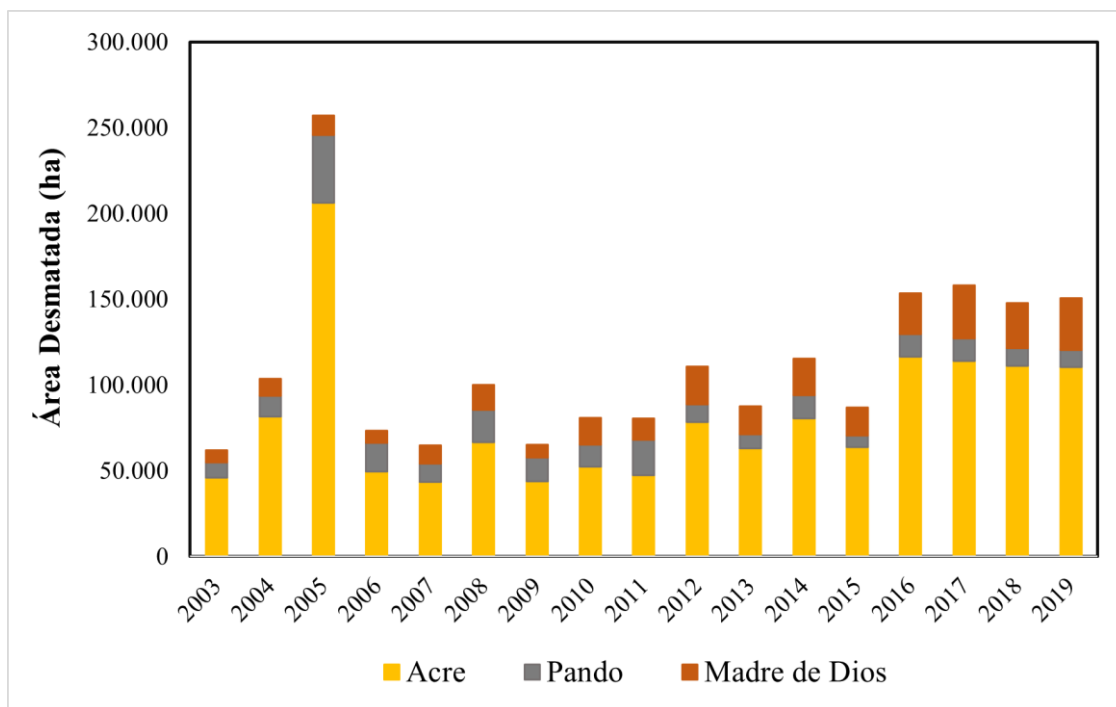
Embora toda a área seja composta de uma paisagem constituída por planícies úmidas, cobertas por uso agropecuário e extração de madeira, apresenta também grandes discrepâncias na dinâmica do desmatamento, políticas públicas e desenvolvimento socioeconômico (DUCHELLE et al., 2010; SILVA, 2015).

Dessa forma, a região MAP consiste em uma localização estratégica para a integração continental entre os três países, a qual se institui a partir dos anseios do poder público destes, buscando o desenvolvimento socioeconômico para ambos (LIMA, 2018). As comunidades locais são responsáveis por gerenciar cerca de um terço das florestas da região, baseando seu meio de subsistência na extração da chamada Castanha-do-Brasil (ZEE, 2006; INRA, 2009).

No entanto, desastres socioambientais relacionados à ocorrência de incêndios e queimadas se apresentam particularmente críticos na região e constantemente, ocorrem repetidas queimas em extensas áreas (ANDERSON et al., 2018). Apesar de ainda ser composta por 89% de sua floresta natural conservada, os cenários nas três localidades se mostram de maneira diferente. Isso é perceptível principalmente quando se observa dados de perda florestal, no qual o Acre lidera as taxas anuais da região, seguido por Madre de

Dios. Pando, por sua vez possui a menor taxa entre eles, como se observa na Figura 2.1 (SOUTHWORTH et al., 2011).

Figura 2.1. Dinâmica de ocorrência do desmatamento em cada localidade da região MAP – Madre de Dios, Acre e Pando, no período de 2003 a 2019.



Fonte: Hansen et al. (2013).

A multiplicidade na realidade observada na região também é resultado das mudanças políticas em nível nacional que ocorreram nos três países. As diferentes políticas foram responsáveis por criar contextos únicos no que tange ao manejo florestal, incluindo o desenvolvimento de estradas que, além de criar conexões, impactaram toda região com a ampla e rápida conversão da floresta (DUCHELLE et al., 2010).

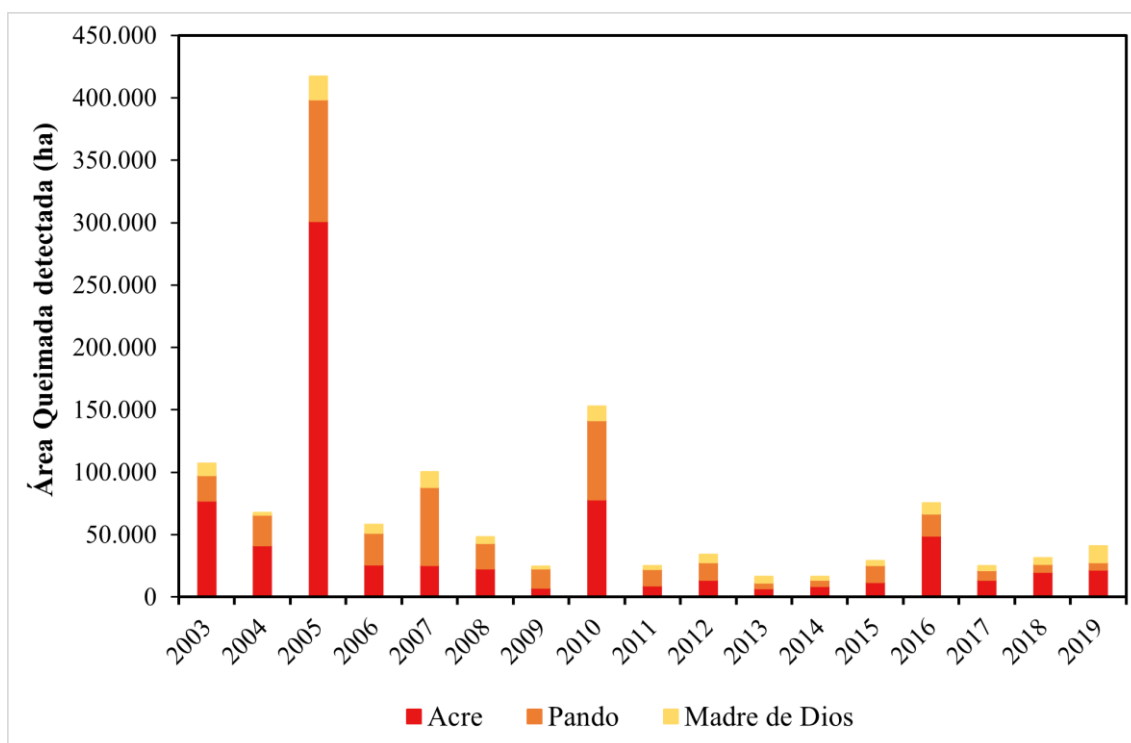
2.2. As queimadas e os incêndios no MAP

Os incêndios florestais no MAP são em grande parte associados ao escape do fogo utilizado no manejo da terra para atividades agrícolas. Esse tipo de incêndio é responsável, na Amazônia peruana por exemplo, por cerca da metade das emissões de gases de efeito estufa do país (FEARNSIDE, 2003; SOUZA; ROBERTS; MONTEIRO, 2005; GOODMAN et al., 2019).

Esta associação se apresenta bastante categórica quando se observa a quantidade de ocorrência de queimadas e incêndios no estado do Acre (Figura 2.2), em relação aos

outros departamentos da região, uma vez que esse também apresenta as maiores taxas de desmatamento entre os três países estudados (VASCONCELOS; BROWN, 2007). Através da identificação espacial dos focos de calor esses autores também associam essas taxas ao avanço do contingente populacional e das manchas urbanas, bem como à pavimentação de estradas como a BR-364 (SOUTHWORTH et al., 2011; CHAVEZ, 2014).

Figura 2.2. Área queimada detectada pelo sensor MODIS, extraídas do produto MDC64A1 através do banco de imagens do Google Earth Engine, ao longo da série entre 2003 e 2019 na região MAP.



Fonte: Produção da autora.

Rodríguez Peña (2012) afirma que a prática de utilização do fogo por parte dos produtores agrícolas na Bolívia dificilmente será substituída por outra. O autor adverte da necessidade de contribuição para a redução de escapes e, conseqüentemente, a incidência de incêndios florestais. Nesse contexto, a maior preocupação se dá por meio do aumento da frequência e magnitude desses eventos, as quais tem sido anual e de grandes proporções (RODRÍGUEZ PEÑA, 2012).

No que se refere ao Departamento de Madre de Dios, o Comitê de Prevenção e mitigação de incêndios florestais (CPMIF, 2010) destaca que, em relação aos incêndios florestais, ainda faltam estratégias com ações envolvendo o tema junto aos setores produtivos e as

instituições governamentais, nos quais se observa uma escassez de recursos destinados a atividades de prevenção e controle, além do pouco conhecimento sobre as práticas de uso controlado do fogo. Estima-se que apenas nesse Departamento queime anualmente em torno de 25 mil hectares por conta da agricultura, o que causa uma intensa poluição no ar atmosférico (CPMIF, 2010).

Os relatórios da região apontam que cada vez mais áreas estão sendo atingidas pelo fogo. De acordo com o Relatório Executivo de Queimadas no Acre para 2019 (SILVA et al., 2020), até o mês de setembro do referido ano foram contabilizados 180.209 ha de área queimada em terras antropizadas no estado brasileiro. De acordo com os autores, esse número foi 80% mais alto do que o ocorrido no ano anterior, sendo que mais de 60% da área detectada ocorreu em apenas 6 dos 22 municípios acreanos.

A segunda localidade do MAP mais afetada pelos incêndios em 2019 foi Madre de Dios, a qual teve 43791,12 ha queimados, valor este 57% maior do que o impacto causado em 2018 (ANDERSON et al., *in prep*).

Finalmente, o Departamento de Pando teve 21.820 ha de sua área queimada, sendo que 52% desta ocorreram em apenas 4 municípios (SELAYA et al., 2020). Além disso, o relatório também mostra que 9,3% dessa soma ocorreu em áreas de Unidades de Conservação e 12,8% em Terras Indígenas.

2.3. A importância de se estudar as queimadas e incêndios florestais

Em ambientes no qual o fogo não faz parte da dinâmica natural do local, como é o caso do bioma amazônico, as queimadas e incêndios florestais causam importantes distúrbios à biodiversidade, população e economia. O fogo proveniente do uso agrícola, provoca o empobrecimento do solo, uma vez, que o efeito das cinzas eleva os teores e concentração de alumínio, juntamente com a acidez potencial e reduz a taxa de magnésio, causando redução da produtividade (GIOVANINI; LUCCHESI, 1997; HERINGER, 2000). Além disso, a rápida propagação traz riscos de escape para áreas de florestas, o que causa prejuízo à fauna, e a flora.

Dentre os impactos negativos causados pelas queimadas e incêndios florestais, encontram-se o desequilíbrio na dinâmica do carbono. Walker et al. (2020), mesmo com uma análise conservadora, identificaram que a perda de carbono entre 2003 e 2016 em territórios indígenas e áreas de proteção ambiental da Amazônia foi duas vezes maior do

que o ganho de -3,141 Tg, isto é, houve uma perda equivalente a +1,851 Tg Os autores alertam que é fundamental que essa tendência seja revertida para que a Amazônia retome sua capacidade de estoque de Carbono e as metas estabelecidas no Acordo de Paris, assinado pelos três países, sejam alcançadas.

Estima-se que as emissões brutas de CO₂ por desmatamento, entre 2003 e 2015 foram em média de 702 ± 403 Tg, todos os anos, já os incêndios florestais contribuíram com cerca de 454 ± 496 Tg por ano, o que representa em torno de $31 \pm 21\%$ dos valores de emissão por corte da vegetação, mas que chega a 50% em anos de seca extrema (ARAGÃO et al., 2018). Alencar; Nepstad; Del Carmen Vera Diaz (2006) também apresentam em seu estudo essa intensificação das taxas de emissão em ano de seca extrema provocada pelo El Niño, as quais passam de um intervalo de 1 - 11 Tg a 24 - 165 Tg de carbono para os anos de 1995 e 1998, respectivamente.

Dessa forma, considera-se de grande importância estudos com esse teor, uma vez que, a partir desses resultados é possível traçar ações de contenção e verificar se as metas dos acordos internacionais estão sendo cumpridas.

Uma outra preocupação também consiste no impacto econômico causado pelos incêndios de forma direta ou indiretamente. Campanharo et al. (2019) estimaram uma perda de, em média, $16 \pm 3,42$ milhões de dólares entre 2008 e 2012, a qual alcançou uma marca de $243,36 \pm 85,05$ milhões de dólares em 2010, causadas pelas queimadas e incêndios florestais na região MAP.

O desmatamento seguido de queimadas e/ou incêndios florestais na Amazônia, em sua maioria, ocorrem na estação seca do bioma, entre junho e outubro. Autores como Aragão et al. (2008) e Reddington et al. (2015) demonstram que nessa época as incidências de fogo na vegetação aumentam cerca de 30% em relação ao restante do ano.

2.4. Índices espectrais na detecção de área queimada

Os primeiros estudos de detecção de queimadas e incêndios utilizando dados de Sensoriamento Remoto (SR) datam de 1974, e com o passar do tempo observa-se um aumento gradativo na quantidade de publicações acerca desse tema, chegando a mais de 100 documentos publicados em 2019 (SCOPUS, 2020).

Desde 1986 índices espectrais são aplicados para identificação de área queimada (MATSON; HOLBEN, 1987). O índice de diferença normalizada da vegetação (*NDVI – Normalize Difference Vegetation Index*) vem sendo aplicado em muitos estudos para verificar áreas de vegetação com atividade fotossintética ativa ou não (BARBOSA; CARVALHO; CAMACHO, 2017; LEITE et al., 2017b, 2017a; QUESADA et al., 2017). Esse índice é muito utilizado para avaliar o comportamento espectral da vegetação, uma vez que além das bandas do Infravermelho próximo (*NIR – Near Infrared*) e Vermelho identificarem o desempenho espectral das plantas, ele ainda consegue auxiliar na redução do efeito topográfico, alcançando resultados mais confiáveis e linearmente proporcional à biomassa (ROUSE et al., 1973).

A vegetação tem a faixa do espectro eletromagnético no vermelho como principal banda de absorção e a faixa do infravermelho próximo a região de maior reflectância (MENESES; ALMEIDA, 2012). Dessa forma, é possível utilizar a razão de bandas (Equação 2.1) do *NDVI* para determinar a vegetação em período de pré queima, visto que os valores máximos do índice indicam áreas vegetais sem estresse hídrico, ou seja, vegetação sadia que não foi afetada pelo fogo.

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED) \quad (2.1)$$

Na qual, o *NIR* corresponde à banda 4 do Landsat 5 (0,76 – 0,90 μm), sensor *TM*, e à banda 5 do Landsat 8 (0,85 – 0,88 μm), sensor *OLI* enquanto o *RED* responde à banda 3 no primeiro sensor (0,63 – 0,69 μm) e à banda 4 no segundo (0,64 – 0,67 μm), respectivamente.

Como um índice altamente eficaz na caracterização de vegetação sadia, Castillo et al. (2020), assim como o presente estudo, utilizaram valores máximos de *NDVI* para identificar a vegetação de pré queima. Pela sua sensibilidade a modificações na clorofila, o índice também é utilizado na detecção de áreas queimadas, mas apesar de autores como Fornacca; Ren; Xiao (2018); Castillo et al. (2020) considerarem o índice satisfatório para esse trabalho, Leite et al. (2017a) observaram que o mesmo apresenta limitações para separar nuvens e sombra de nuvens de áreas queimadas.

O *NBR (Normalized Burn Ratio)* foi desenvolvido por (KEY; BENSON, 2006) com o intuito de mapear não só a vegetação queimada mas a severidade da queima. Os pesquisadores desenvolveram essa equação (Equação 2.2) como solução para a avaliação

das mudanças na paisagem causa pelos incêndios, de modo que o índice serve como medida da magnitude da mudança ocorrida (KEY; BENSON, 2006). Além disso, também é utilizado a diferença temporal entre os índices como auxílio para determinar a extensão e o grau de modificação (KEY; BENSON, 2006).

A equação utilizada na análise pelos autores acima citados se assemelha a do *NDVI*, com a diferença de que em lugar do Vermelho, o *NBR* utiliza a banda do Infravermelho de ondas curtas (*SWIR – Short Wave Infrared*). Essa combinação demonstra ser bastante eficaz na detecção de áreas queimadas, principalmente por ser sensível a deposição de carvão e cinzas, uma vez que ocorre uma redução na reflectância do *NIR* e, por outro lado, um aumento dessa propriedade na banda do *SWIR2* (KEY; BENSON, 2006).

$$NBR = (NIR - SWIR2) / (NIR + SWIR2) \quad (2.2)$$

Onde, o *SWIR2* é representado pela banda 7 tanto no sensor *TM* (2,08 – 2,35 μm) do Landsat 5, quanto no *OLI* do Landsat 8 (2,11 – 2,29 μm).

A lógica de utilizar a resposta de duas bandas espectrais para identificar áreas queimadas e estimar a intensidade da queima foi inicialmente baseada na utilização do *NDVI* para este propósito por Jakubauskas et al. (1990) (CHUVIECO et al., 2019). No entanto, estudos posteriores demonstraram a baixa sensibilidade desse índice para separar áreas queimadas de não queimadas (CHUVIECO et al., 2019).

Chuvieco et al. (2019) aponta que a partir da década de 1990, inúmeros estudos propuseram índices espectrais baseados na reflectância do *NIR* para discriminar locais afetados pelo fogo. Observou-se através dessas pesquisas que os índices combinando as bandas do *NIR* e do *SWIR* são mais eficazes para esse trabalho (CHUVIECO et al., 2019).

O método criado por Key e Benson (2006) foi desenvolvido pela primeira vez em 1996 após análises de incêndios florestais que ocorreram no Parque Nacional Glacier, nos Estados Unidos, ambiente majoritariamente composto por florestas de coníferas. De acordo com os autores, após as publicações dos documentos a partir de 2001, estudos foram sendo desenvolvidos para outras áreas, tais como Guillem-Cogollos et al., (2017); Santos et al., (2017); Fornacca; Ren; Xiao, (2018) e Santos et al., (2020).

O estudo realizado por Pereira et al. (2018) em uma região de cerrado brasileiro, aponta que o uso de índices que combinam as bandas do *NIR* e *SWIR1* para detecção de cicatrizes

de queimadas e incêndios é a melhor forma de identificar essas áreas. Os autores observaram que o comportamento espectral das áreas afetadas pelo fogo nas regiões do vermelho, infravermelho próximo e de ondas curtas apresentam características que destacam essas áreas, o que auxilia no trabalho de detecção.

Além desses, as bandas do *SWIR1* e *SWIR2* foram utilizadas por García; Caselles (1991) pela primeira vez, conforme a equação 2.3, uma vez que identificam a vegetação queimada com a reflectância mais alta do que a vegetação verde e mais escura do que na estação seca (PEREIRA et al., 1999).

$$NBR2 = (SWIR1 - SWIR2) / (SWIR1 + SWIR2) \quad (2.3)$$

Na qual, o *SWIR1* se refere a banda 5 do sensor TM (1,55 – 1,75 μm) e a banda 6 do OLI (1,57 – 1,65 μm).

Apesar, dos autores supracitados considerarem essa razão adequada para identificar incêndios florestais, há uma discordância entre pesquisadores acerca da eficácia desse índice. Pereira et al. (1999) afirmam que a resposta ao fogo com essas bandas é semelhante às bandas do visível, apenas com um aumento de brilho em ecossistemas boreais e temperados.

Roteta et al. (2019), ao desenvolverem um algoritmo de detecção de área queimada com imagens Sentinel-2, na África Subsaariana, relatam que os resultados do *NBR2* são muito homogêneos na diferenciação das áreas queimadas, o que prejudica os resultados de uma classificação automática. Apesar dos resultados negativos apontados pelos autores, um estudo recente, desenvolvido por Castillo et al. (2020), na Amazônia peruana, concluíram que a detecção de área queimada com o índice, em conjunto com os outros aqui descritos, alcançou resultados adequados, chegando a 89% e 98% de acurácia, respectivamente para as imagens Landsat 8 e Sentinel-2 no ano de 2019.

Outro índice que também utiliza as bandas supracitadas (Equação 2.4), denominado de *MIRBI* (*Mid-Infrared Burn Index*), foi derivado como um índice perpendicular com base na inclinação e na interceptação de uma linha ajustada às amostras queimadas através de uma regressão linear por Trigg; Flasse (2001).

$$MIRBI = (10 * SWIR2) - (9.8 * SWIR1) + 2 \quad (2.4)$$

Os autores afirmam que as bandas utilizadas tornam o índice robusto contra efeitos do espalhamento até mesmo para plumas de fumaça espessas, além de ter sido pensado para fornecer alta sensibilidade às alterações espectrais causadas pela queima, o que garante uma excelente performance na separação de áreas queimadas e não queimadas por ele. Além disso, foi percebido que a vegetação sadia e os locais queimados têm um comportamento quase linear e paralelo nessas bandas, o que as torna facilmente separáveis (TRIGG; FLASSE, 2001).

Estudos como os de Smith et al. (2007), Penha et al. (2020) e Fornacca, Ren e Xiao (2018) encontraram resultados adequados para seus estudos ao aplicar este índice na detecção de áreas queimadas. Os primeiros autores afirmam que o *MIRBI* resultou em alto índice de separabilidade (Estatística-M > 2,7) para uso com dados do MODIS, confirmando a utilidade deste no mapeamento de áreas queimadas em locais de savana. Fornacca; Ren; Xiao (2018) demonstram alto desempenho do índice em separar áreas de pré e pós queima na região montanhosa no noroeste de Yunnan, na China, com imagens Landsat 5 e Penha et al. (2020) atestaram a alta separabilidade do índice nos ambientes amazônicos.

O uso da banda *NIR*, desassociado dos índices, também tem sido comumente utilizado para auxiliar na detecção da queima. O fogo promove uma redução do índice de área foliar, além de, em alguns casos, a redução do pigmento da folha, observado por uma forte redução da reflectância na banda *NIR*, o que sugere como resposta importante para a detecção (CHUVIECO et al., 2019).

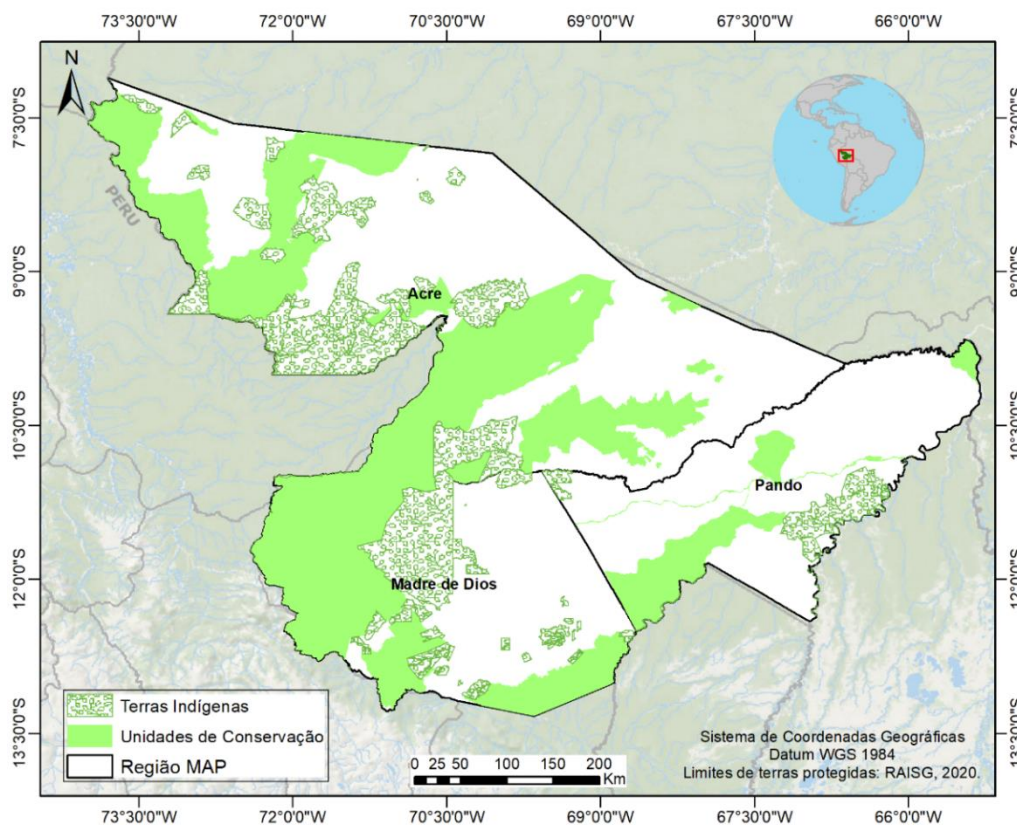
3. METODOLOGIA DE TRABALHO

3.1 Área de estudo

A área de estudo (Figura 3.1) consiste em uma fronteira trinacional, na porção sudoeste da Pan-Amazônia e abrange um território de 31,9 mi de hectares (IBGE, 2020; RAISG, 2020), dos quais 91% é composto por Formação Florestal, vegetação úmida típica do bioma amazônico, e 7,4% por uso Agropecuário (MapBiomias Amazônia – Coleção [2]; HANSEN et al., 2013a). Além disso, 35 Unidades de Conservação (UC) e 96 Territórios Indígenas (TI) fazem parte da localidade, cobrindo nessa ordem, 32,8% e 13,6% de toda a área (RAISG, 2020).

Entre as três localidades, Madre de Dios é a que apresenta maior área destinada às terras protegidas, das quais 44,7% se destinam às UC e 15,6% aos TI. O Acre, por sua vez, ocupa o segundo lugar dessa lista com 32,2% de seu território destinado as UC e 14,9% para os TI, enquanto Pando dispõe de apenas 16,4% e 7,8%, respectivamente.

Figura 3.1. Mapa de localização da área de estudo, região MAP composta por Madre de Dios, PE, Acre, BR e Pando, BO.



Fonte: Produção da autora.

3.2. Dados utilizados e descrição geral da metodologia

Os dados utilizados na metodologia do estudo encontram-se enumerados no Quadro 3.1 juntamente com a descrição da aplicação, período analisado e suas respectivas características de resolução e fonte. Nesse sentido são apresentados os sete principais produtos utilizados no desenvolvimento da pesquisa, de modo que o primeiro se refere ao uso e cobertura da terra identificado na área de estudo entre 2003 e 2019 e o segundo à estimativa de precipitação. Os outros cinco produtos referem-se a algoritmos de área queimada, sendo o primeiro criado pela autora, enquanto os outros quatro foram utilizados para comparação dos resultados.

Quadro 3.1. Dados utilizados no desenvolvimento da pesquisa.

Dado	Descrição da aplicação	Período analisado	Resolução espacial	Fonte
Uso e cobertura da terra	Identificação das classes de uso e cobertura da terra afetadas pelo fogo;	2003 a 2019	30 m	MapBiomias Amazônia [2]
	Análise da Vegetação Secundária (VS)			
	Avaliação da recorrência do fogo em áreas de uso e cobertura consolidados			
Estimativa de precipitação	Identificação das anomalias de chuva para a região	2003 a 2019	0,05°	CHIRPS FUNK et al. (2015)
Área queimada – Fire MAP*	Análise das áreas afetadas pelo fogo;	2003 a 2019	30 m	Elaborado pela autora
	Caracterização da recorrência do fogo;			
	Identificação das anomalias de fogo			

continua

Quadro 3.1 Conclusão.

Área queimada – MCD64A1	Comparação entre produtos desta pesquisa	2003 a 2019	500 m	NASA GIGLIO et al. (2015)
Área queimada – Fire cci 5.1	Comparação entre produtos desta pesquisa	2019	250 m	ESA CHUVIECO et al. (2018).
Área queimada – GlobFire	Comparação entre produtos desta pesquisa	2019	500 m	JRC ARTÉS et al. (2019)
Área queimada – LABGAMA	Comparação e validação do produto Fire MAP	2015 a 2019	30 m	LABGAMA/U FAC

* O dado Fire MAP refere-se ao algoritmo desenvolvido nesta pesquisa de Mestrado.

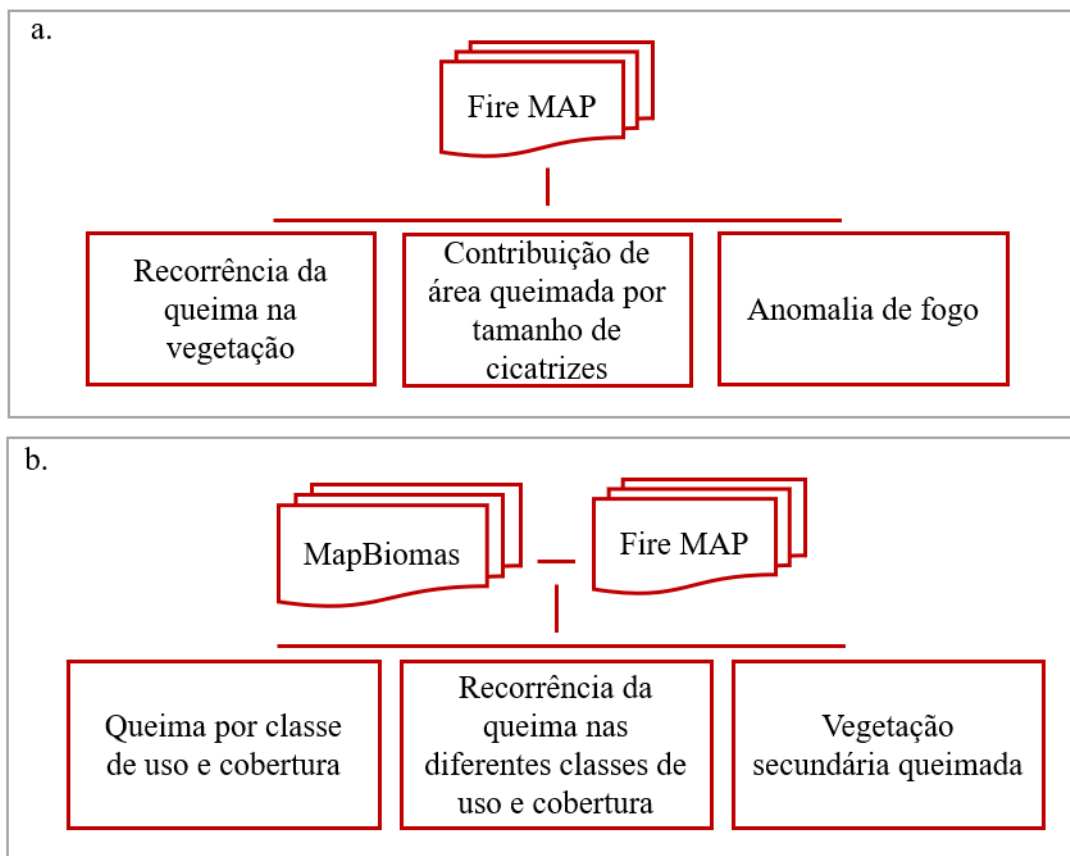
Fonte: Produção da autora.

As áreas queimadas provenientes dos produtos operacionais automáticos globais MCD64A1, Fire cci 5.1 e GlobFire foram utilizados para auxiliar na comparação da extensão detectada por cada produto. Isso permitiu visualizar a limitação dos dados globais para detecção dessas áreas na região estudada. Já o produto local LABGAMA, desenvolvido pela Universidade Federal do Acre (UFAC), através do Projeto Acre Queimadas para o ano de 2019 (projeto CNPq/processo 442650/2018-3), é realizado de forma sistemática desde 2018, utilizando um método híbrido de processamento automático e edição manual. Essa classificação é feita mensalmente pela equipe do LABGAMA e, em seguida compilada em um mapeamento anual para o estado do Acre e região MAP. Assim, este dado foi utilizado para validar as áreas queimadas em áreas de uso agropecuário detectadas pelo produto Fire MAP, desenvolvido nesta pesquisa.

Com o auxílio das ferramentas do SR e das novas tecnologias de processamento em ambiente nuvem, a presente pesquisa buscou identificar os locais atingidos pelo fogo na região MAP, entre os anos de 2003 e 2019. A partir disso, com a utilização de dados de uso e cobertura da terra junto ao produto de área queimada foi possível entender, por

diferentes análises, o padrão espaço-temporal da queima provocado pelo uso agropecuário do fogo (Figura 3.2).

Figura 3.2. Fluxogramas resumidos demonstrando os produtos elaborados nesse trabalho, a partir de: a) identificação de área queimada, através do algoritmo Fire MAP e b) da associação dos dados de uso e cobertura da terra e área queimada. Ao todo, essas análises resultaram em 6 diferentes produtos.



Fonte: Produção da autora.

Em seguida, como apresentado pela Figura 3.2.1, foi desenvolvido o produto de área queimada Fire MAP, a fim de, através de um mapeamento automático, ser obtido material de resolução fina com um período histórico abrangente. Esse dado, associado ao uso e cobertura da terra, proveniente do Projeto MapBiomias Amazônia [2] permitiu entender os locais nos quais o fogo escapou e atingiu áreas de floresta e onde foi aplicado intencionalmente para o manejo do solo. Esses dados também permitiram a caracterização das idades de vegetação secundária e, posteriormente, o padrão de ocorrência do fogo associado a elas.

Com o Fire MAP também foi possível identificar a extensão atingida pelo fogo ao longo do recorte temporal analisado, os períodos que houveram anomalias desses eventos e a dinâmica de recorrência da queima na região. Esse último resultado é importante no estudo dos padrões espaço-temporais da queima, uma vez que concede o grau de exposição das áreas afetadas.

Além disso, foram utilizados dados de precipitação do modelo CHIRPS (*Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station*) (FUNK et al., 2015) a fim de verificar as anomalias de chuva na região e entender a relação destas com a ocorrência das anomalias de fogo.

Dessa forma, as Subseções a seguir (3.2.1, 3.2.1.1 e 3.2.1.2) foram dedicadas a descrever detalhadamente a metodologia utilizada em cada etapa de trabalho. A primeira traz todos os detalhes do processo de classificação das áreas queimadas e decisão do algoritmo a ser utilizado. Em seguida, a Seção 3.2.1.1, trata da análise realizada antes do processo de detecção, na qual teve por objetivo definir a janela temporal mais adequada para o estudo. Por fim, a última seção dentro do tópico de caracterização das áreas afetadas apresenta como foi realizada a validação do produto Fire MAP.

3.2.1. Índices espectrais aplicados à caracterização das áreas afetadas por queimadas e incêndios

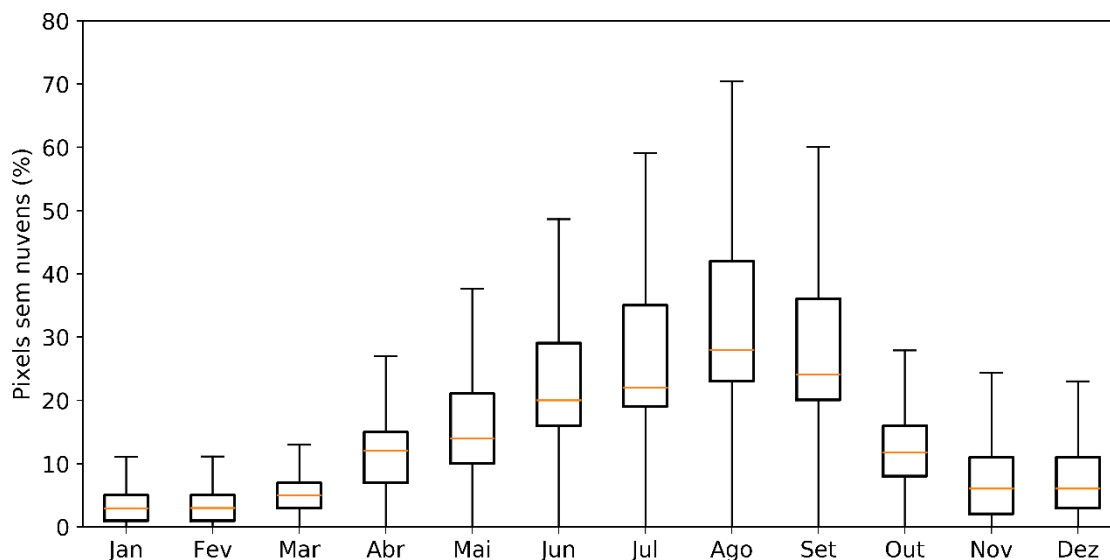
A detecção dos locais atingidos pelo fogo na região MAP focou na utilização de 3 índices espectrais, já amplamente utilizados em pesquisas desse tema, o *NBR*, *NBR2* e o *MIRBI*, a banda *NIR* e suas variações temporais, no período entre os anos de 2003 e 2019.

A metodologia utilizada no presente estudo foi desenvolvida com base em Castillo et al. (2020) e modificada de acordo à necessidade e testes metodológicos aplicados. Com exceção da fase de testes e inspeção dos resultados todas as etapas do mapeamento de área queimada foram realizadas através da plataforma *Google Earth Engine*.

A região MAP se encontra em uma área com alta influência da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) (CARVALHO; JONES; LIEBMANN, 2004), caracterizada por uma alta frequência de ocorrência de nuvens. Essa dinâmica impede a observação da superfície (WHITCRAFT et al., 2015) e limita a eficácia da máscara de nuvens e derivados (SAYLER, 2020). Assim, foi necessário fixar uma Janela Temporal (JT), a qual foi estabelecida para início no primeiro dia do mês de abril e fim no último dia do mês de

novembro. Essa JT permitiu alcançar uma maior quantidade de observações livres de nuvens, o que resultou em uma classificação menos ruidosa e, por conseguinte, mais correta. Nesse processo, analisou-se a disponibilidade mensal de pixels sem nuvens no período entre 2013 e 2019 (Figura 3.3).

Figura 3.3. Distribuição mensal da disponibilidade de pixels livres de nuvem entre 2013 e 2019 para a área de estudo.



Fonte: Produção da autora.

A análise de pixels demonstrou então que abril e outubro apresentam ~28% deles livres de nuvens no recorte temporal, e os meses entre essa janela alcançam um aumento gradual de visibilidade, chegando a agosto com cerca de 70% de pixels livres de nuvens. Entre novembro e março, por sua vez, observa-se baixa observação da superfície, na qual o máximo ocorre no primeiro, com apenas 25%. Destaca-se, portanto, que entre abril e outubro é possível se obter, em média, 51% dos pixels contendo informações válidas. No entanto, somente no mês de novembro de 2019 foram registrados cerca de 663 focos de calor, provenientes dos satélites NPP-375 GOES-16, NOAA20, AQUA M-T, TERRA M-T e NOAA 18D, na região (PROGRAMA QUEIMADAS, 2020) e, por conta disso, o mês também foi incluído nas análises.

Com o objetivo de avaliar a influência da utilização de diferentes JT no processo de detecção automática, quantificou-se a área imageada pelo sensor dentre as janelas temporais submetidas em relação a área queimada resultante. A JT que demonstrou maior proporção de área imageada, ou seja, livre de nuvens, e área queimada detectada foi entre

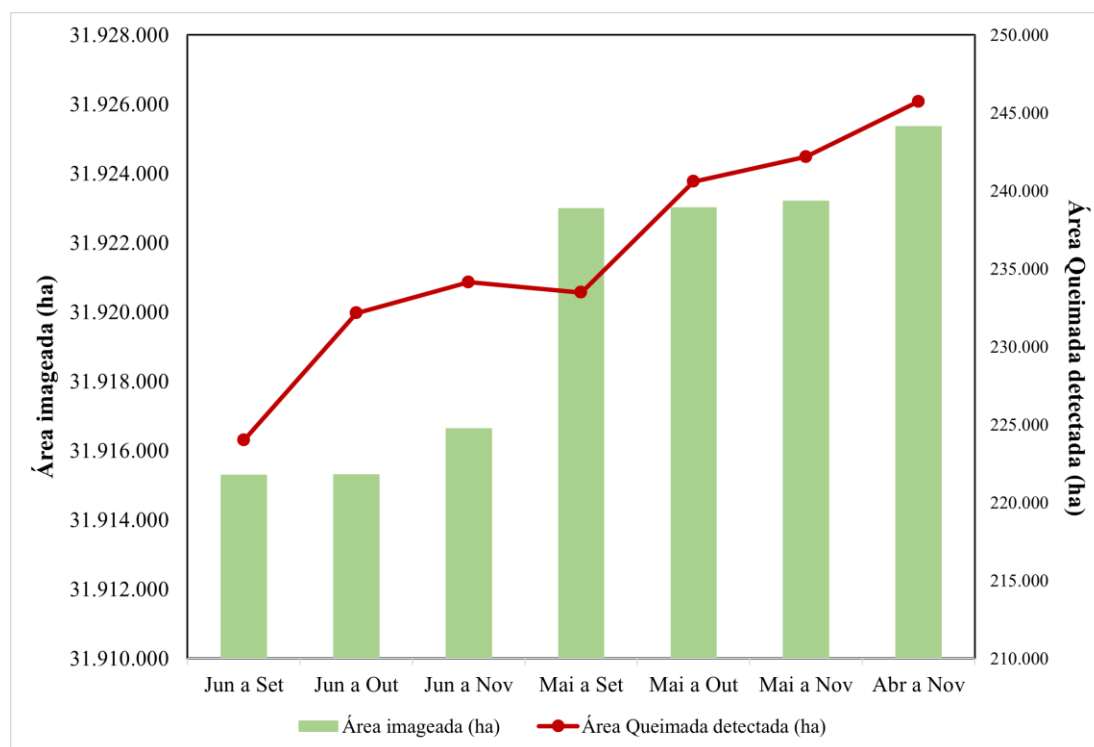
abril e novembro e, como mostra a Tabela 3.1 e a Figura 3.4, portanto, foi a definida para ser utilizada na metodologia do estudo. A Tabela 3.1 apresenta o indicador de desempenho das JT, o qual foi calculado através da razão da área detectada pela área imageada.

Tabela 3.1 Análise para definição da Janela Temporal, a partir de informações extraídas das imagens Landsat utilizadas no algoritmo Fire MAP.

Janela	Área imageada (ha)	Área detectada (ha)	Indicador
<i>Jun a Set</i>	31.915.291,05	224.005,07	0,70%
<i>Jun a Out</i>	31.915.309,86	232.164,81	0,73%
<i>Jun a Nov</i>	31.916.637,63	234.140,78	0,73%
<i>Mai a Set</i>	31.922.995,23	233.484,02	0,73%
<i>Mai a Out</i>	31.923.009,72	240.599,79	0,75%
<i>Mai a Nov</i>	31.923.198,54	242.197,87	0,76%
<i>Abr a Nov</i>	31.925.359,53	245.738,94	0,77%

Fonte: Produção da autora.

Figura 3.4. Detecção de área queimada de acordo com a janela temporal adotada para o ano de 2019.

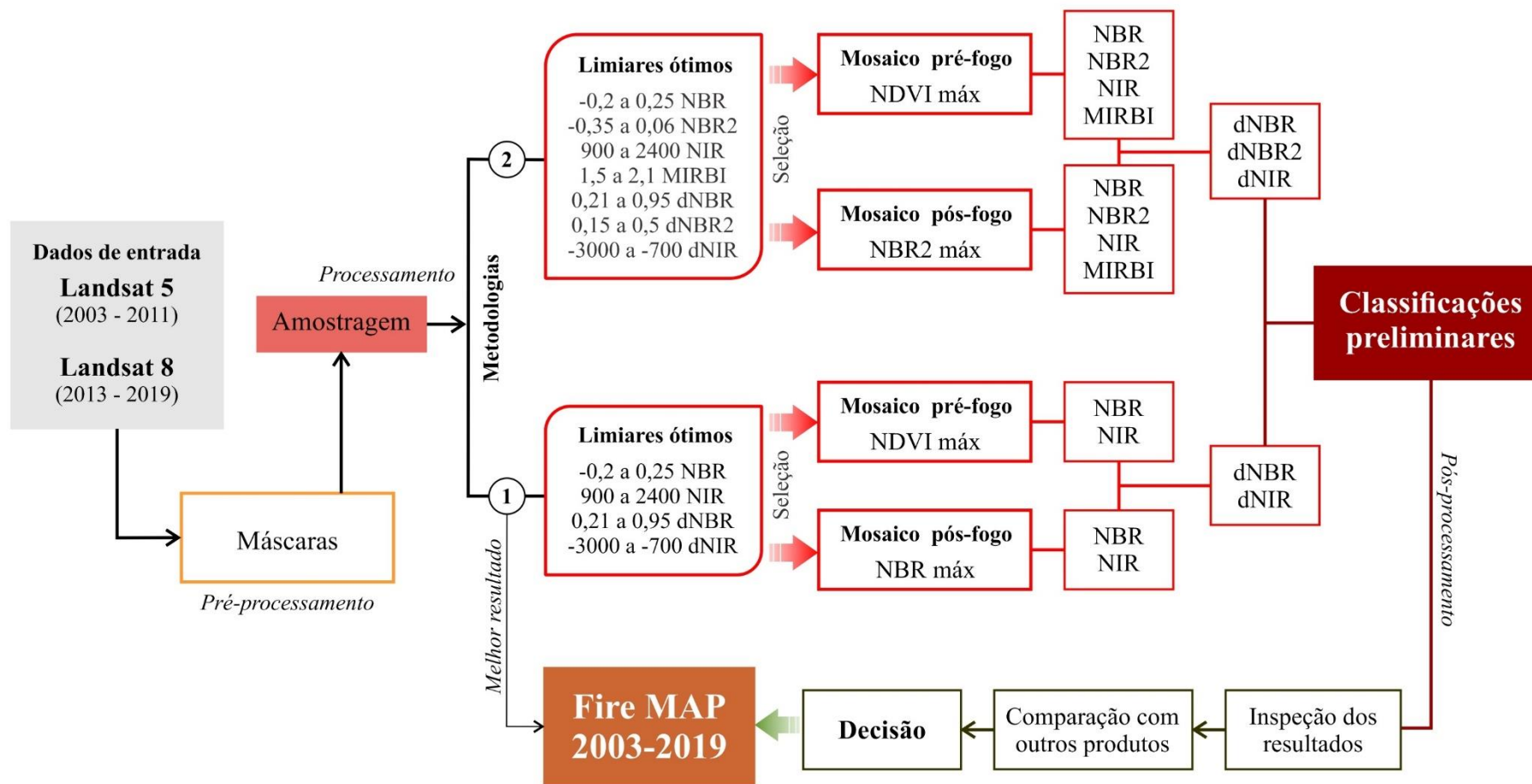


Fonte: Produção da autora.

A metodologia para o desenvolvimento do algoritmo de detecção automática de cicatrizes de queimadas e incêndios (Figura 3.5), portanto, se inicia com a entrada das imagens Landsat 5, sensor *TM* e Landsat 8, sensor *OLI*, para o intervalo entre 2003 e 2011 e 2013 e 2019, respectivamente, selecionadas de acordo com a *JT* estipulada a cada ano. A única diferença entre os dois pacotes de dados se deu pelo número da banda referente ao *NIR*. Nessa análise o ano de 2012 foi excluído visto que não havia imagens com qualidade mínima para o processamento.

A etapa de pré-processamento consistiu na utilização de máscaras de nuvem e sombra de nuvem (SAYLER, 2020), além de água e área sem vegetação extraídas da classificação do MapBiomass Amazônia [2] referente ao ano de detecção do fogo. Isso garantiu a exclusão de coberturas do solo que não eram compatíveis com o processo de queima, visando reduzir possíveis erros de comissão no mapeamento.

Figura 3.5. Fluxograma metodológico dos procedimentos realizados na elaboração do algoritmo de detecção automática de cicatrizes de queimadas e incêndios.



Fonte: Produção da autora.

Em seguida, para estabelecer o limiar ótimo (*threshold*) de cada índice, foram coletados dois conjuntos amostrais contendo, cada um, 600 amostras, nos quais um se referia a cobertura formação florestal e o outro a áreas de uso agropecuário. A coleta de amostras foi feita de maneira subdividida, sendo 200 amostras de área queimada, não queimada e pré-queima, respectivamente (Quadro 3.2).

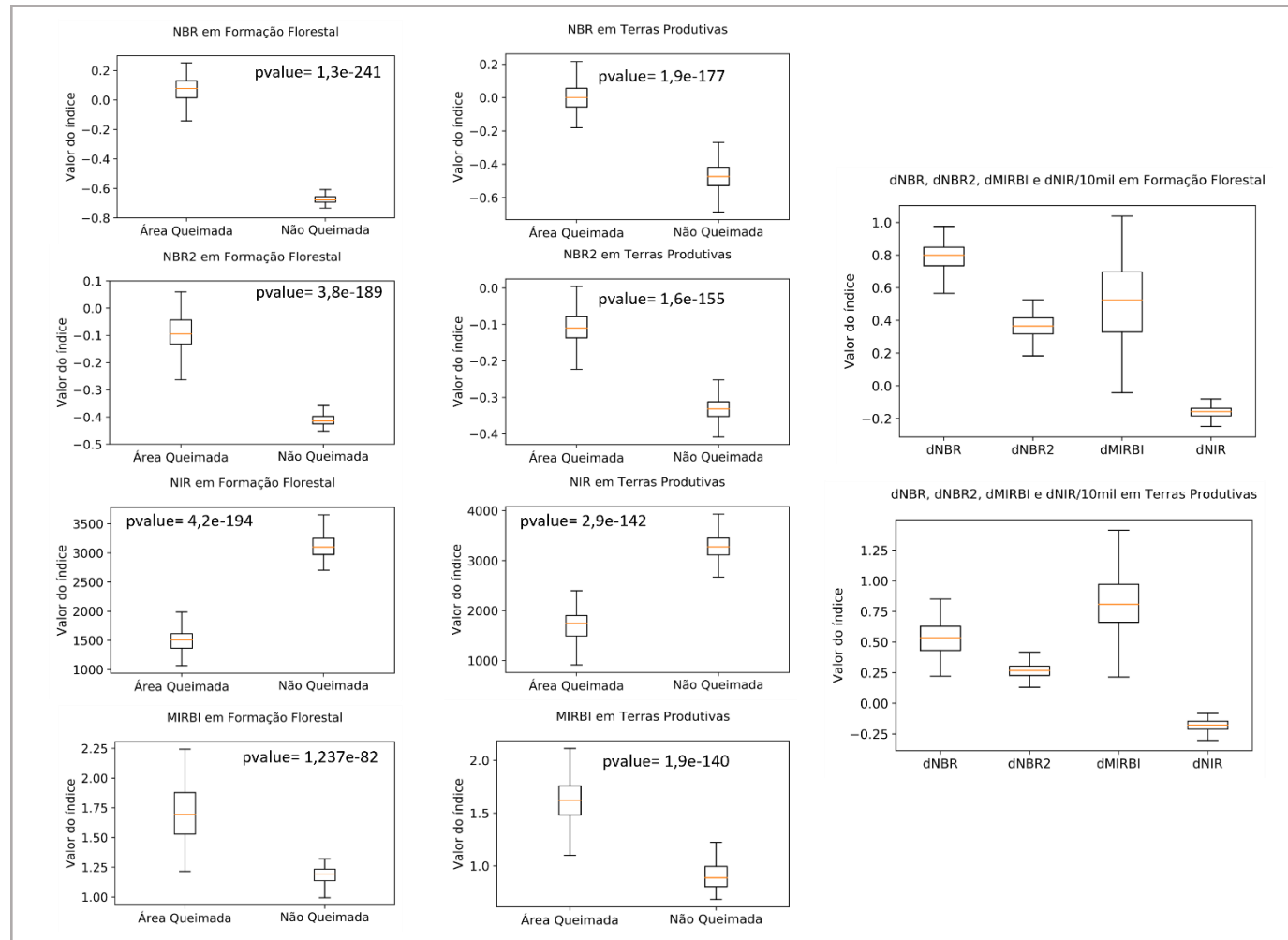
Quadro 3.2. Seleção de amostras para análise dos limiares de alcance dos índices e seus respectivos graus de separabilidade espectral entre áreas queimadas e não queimadas.

Local de amostragem	Amostras
<i>Formação Florestal</i>	200 - Área queimada – Pós Queima
	200 - Área não queimada – Pós Queima
	200 - Imagens Pré queima
<i>Uso agropecuário</i>	200 - Área queimada – Pós Queima
	200 - Área não queimada – Pós Queima
	200 - Imagens Pré queima

Fonte: Produção da autora.

A partir das amostras coletadas, foram identificadas as variações dos valores dos índices *NBR*, *NBR2*, *MIRBI* e banda *NIR* (Figura 3.6). Apesar do Teste t ter demonstrado que as médias dos valores de todos os índices são significativamente diferentes nas amostras coletadas, os *boxplots* indicam que o *NBR* atinge melhor separabilidade de alvos queimados e não queimados.

Figura 3.6. Distribuição dos valores dos índices espectrais e banda NIR encontrados em áreas queimadas e não queimadas na área de estudo.



Fonte: Produção da autora.

Por conta disso, como foi possível observar na Figura 3.5, após a amostragem foram realizadas duas diferentes abordagens metodológicas, uma vez que testes de acurácia preliminares demonstraram resultados não satisfatórios com a metodologia baseada em Castillo et al. (2020).

Em seguida, os mosaicos de imagens pré e pós queima foram selecionados, respectivamente, através do cálculo dos valores máximos de *NDVI* e *NBR* para a primeira abordagem, o Produto 1. E a segunda abordagem, chamada de Produto 2, foi separada da mesma forma que a primeira, desta vez com a utilização do *NDVI* e *NBR2*.

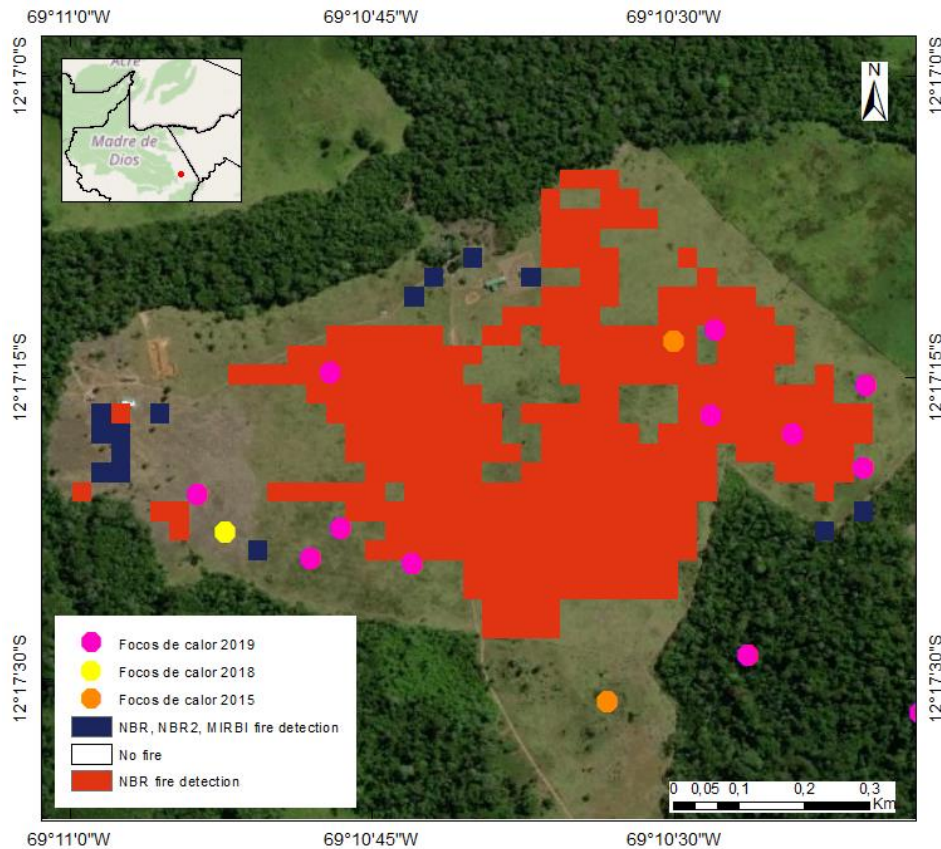
Na etapa de detecção do Produto 1, foram utilizados apenas valores de *NBR*, *NIR* e seus respectivos deltas, enquanto o Produto 2, além dos índices supracitados, levaram-se em conta os valores de *NBR2*, seu delta e o índice *MIRBI*.

Apesar de autores como Castillo et al. (2020) e Long et al. (2019) utilizarem e atestarem a eficácia de se trabalhar com o conjunto dos índices para detectar as áreas queimadas de forma mais confiável, o segundo apresentou 13% e 30%, respectivamente para os erros de comissão e omissão. No entanto, autores como Pereira et al. (1999), Roteta et al. (2019) consideram, respectivamente, os índices *NBR2* e *MIRBI* ineficientes na separação de áreas queimadas e não queimadas.

Para inspecionar os resultados e verificar qual das abordagens se aproxima mais das observações independentes, foram utilizados focos de calor provenientes dos satélites AQUA19, GOES19, NOAA1819, NPP19 e TERRA19, adquiridos através do Banco de dados de Queimadas (INPE, 2020), para os anos de 2010, 2015, 2018 e 2019 com a mesma JT adotada nas classificações. Para tanto, foi realizada uma operação de *buffer* com diâmetro equivalente a resolução de cada dado, respeitando a diferença entre os diferentes sensores, a fim de simular a extensão queimada resultante desses focos.

Foi realizada uma operação de subtração entre o Produto 1 e o Produto 2, o que permitiu a verificação das diferenças entre os produtos. Com esse resultado foram observadas cicatrizes relevantes em tamanho, que foram detectadas apenas pelo Produto 1. Os focos de calor foram utilizados como verdade e sobrepostos nas cicatrizes a fim de verificar qual produto apresenta maior concordância com estes (Figura 3.7).

Figura 3.7. Inspeção dos resultados através da identificação de cicatrizes compatíveis com focos de calor.



Fonte: Produção da autora.

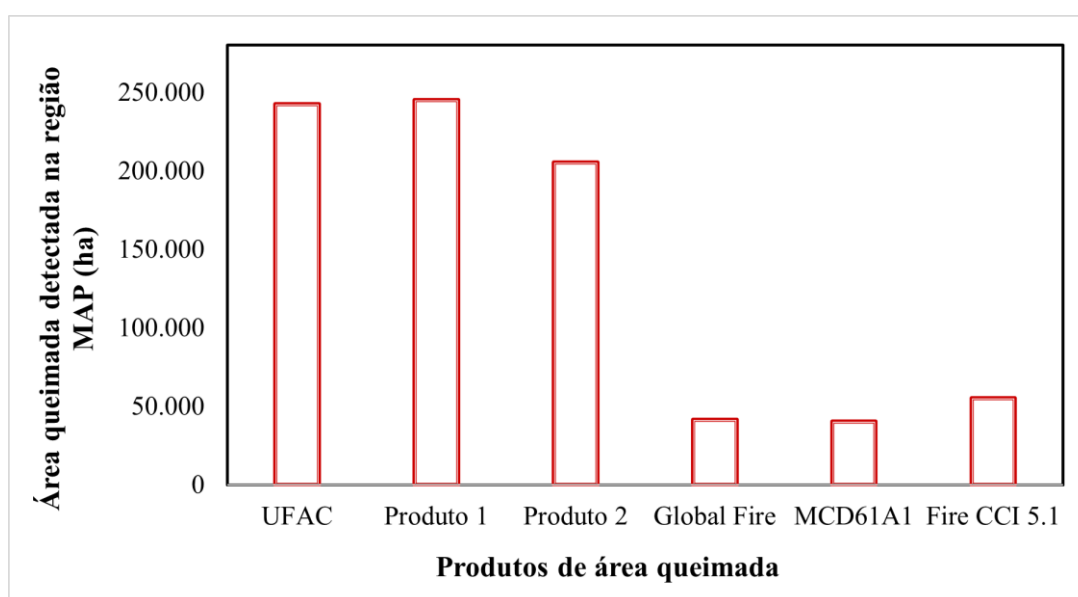
É importante salientar que as detecções espectrais e por focos de calor são metodologias diferentes, que utilizam materiais distintos e, portanto, são passíveis de apresentarem divergências e mesmo assim, ambas estarem corretas. Como os produtos de focos de calor podem subestimar as detecções, de acordo as condições de visibilidade e até mesmo em áreas de fogo de sub-bosque (ANDERSON et al., 2015), as cicatrizes podem alcançar áreas maiores do que os focos. Por conta disso, essa análise pode ser considerada conservadora, uma vez que, foram tomadas como verdade apenas as cicatrizes de queimadas associadas a focos detectados.

Nessa etapa constatou-se que a classificação do Produto 1 concordou com os polígonos de focos em 72% das ocasiões, de modo que apenas 28% deles não estavam relacionados às áreas queimadas detectadas pelo Produto 1 em 2019. Em contrapartida, o Produto 2 apresentou 62,8% de concordância, resultando no equivalente a 37,2% de divergência com a verdade representada pelos polígonos provenientes dos focos de calor. Observou-

se então, que de acordo com a ocorrência dos focos de calor, o Produto 1 foi 9% mais exato do que o Produto 2.

Após a inspeção das classificações preliminares, ambos os produtos tiveram o valor de área queimada detectada comparados com os produtos globais e local citados na seção anterior, todos eles seguindo a JT adotada entre abril e novembro. Essa comparação é apresentada a seguir na Figura 3.8, na qual observa-se a baixa detecção dos produtos globais comparados com o Fire MAP.

Figura 3.8. Comparação entre as áreas queimadas detectadas pelos produtos globais e locais entre abril e novembro de 2019.



Fonte: Produção da autora.

Por fim, baseado na inspeção dos resultados preliminares e na comparação descrita acima e apresentada na Figura 3.8 foi decidido que o Produto 1 seria a classificação utilizada na pesquisa e, portanto, a partir de agora será chamado de Fire MAP. Sendo assim, foi realizada a avaliação do produto com o auxílio do *software* para comparação de mapas *MCK* (*Map Comparison Kit 3*), a qual será detalhada na seção 3.2.1.2 desta dissertação.

3.2.1.1. Avaliação do resultado – Produto Fire MAP

Para validar o produto Fire MAP foi utilizado como verdade o mapeamento de cicatrizes realizado pela equipe do LABGAMA, a qual classifica de maneira supervisionada imagens do sensor *OLI* através do método de mínima distância, em seguida, inspeciona e corrige manualmente possíveis erros de detecção e, por último, filtra a classificação para área mínima de 0,5 ha. Por serem detectadas somente as cicatrizes encontradas em áreas

previamente desmatadas, a classificação não identifica cicatrizes provenientes de incêndios florestais (SILVA et al., 2021).

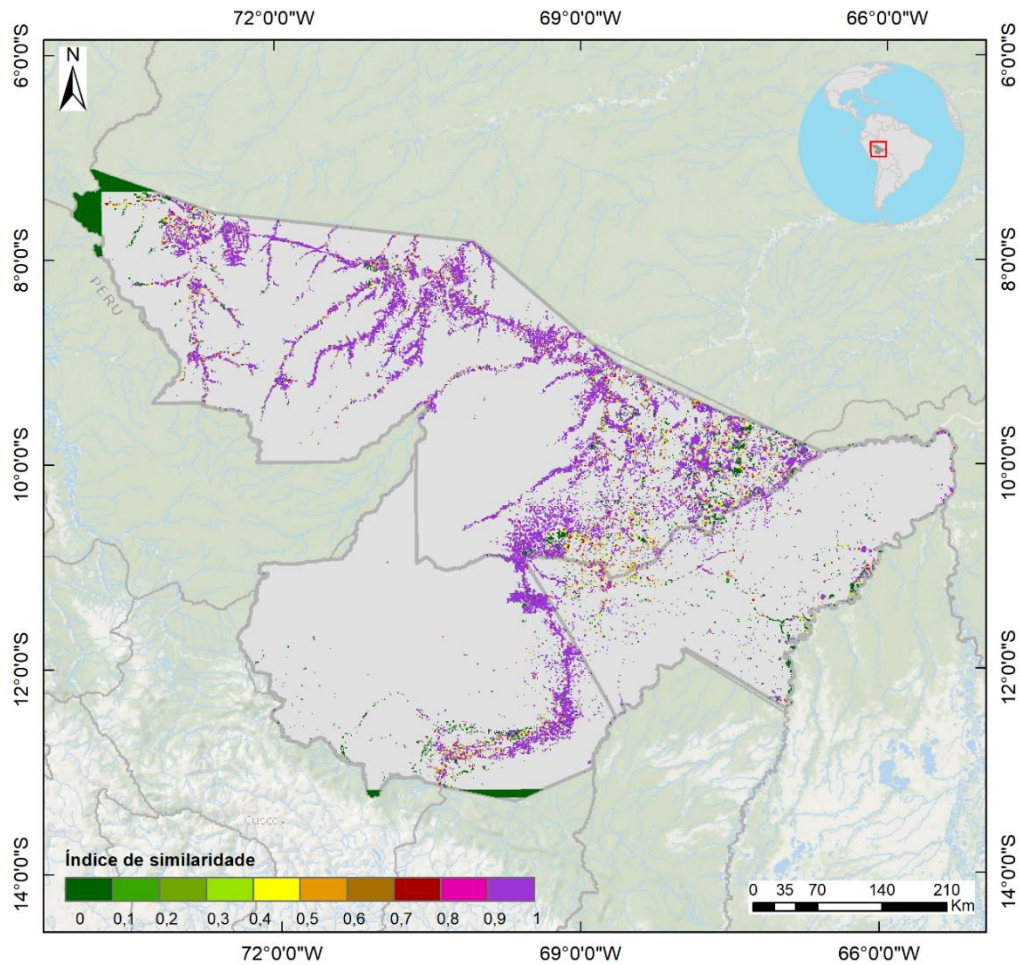
Por conta disso, para a validação, ambos os produtos de área queimada foram recortados, com base na máscara de uso e cobertura do Projeto MapBiomias Amazônia [2] de modo a comparar apenas cicatrizes detectadas em áreas antropizadas, garantindo uma comparação coerente entre as bases de dados.

A comparação foi realizada com base na metodologia utilizada por Pessoa et al. (2020), na qual ambos os produtos tiveram a proporção em área dos polígonos dentro das células inseridas em uma grade regular com 1 km de resolução espacial. Em seguida os arquivos vetoriais foram convertidos para o formato raster. Apenas as células com cicatrizes detectadas por ao menos um dos produtos foram consideradas.

O *MCK* possui alguns métodos estatísticos de comparação implementados, e para essa análise foi utilizado o método *fuzzy* numérico, uma vez que este compara as similaridades entre as células de dois mapas numéricos, resultando em um índice de similaridade (IS) de 0 a 1 (0 para totalmente não similar e 1 para totalmente idêntico) e considera a vizinhança das células para avaliar essa semelhança (RIKS, 2013).

Dessa forma, de acordo com a metodologia utilizada os mapeamentos possuem 74% de similaridade (Figura 3.9). Sendo assim, considera-se que a classificação automática de cicatrizes alcançou resultado satisfatório, dado que mais de 70% deste coincide com o mapeamento minucioso realizado pelo LABGAMA.

Figura 3.9. Validação do produto de área queimada Fire MAP com o mapeamento de cicatrizes do LABGAMA para 2019.



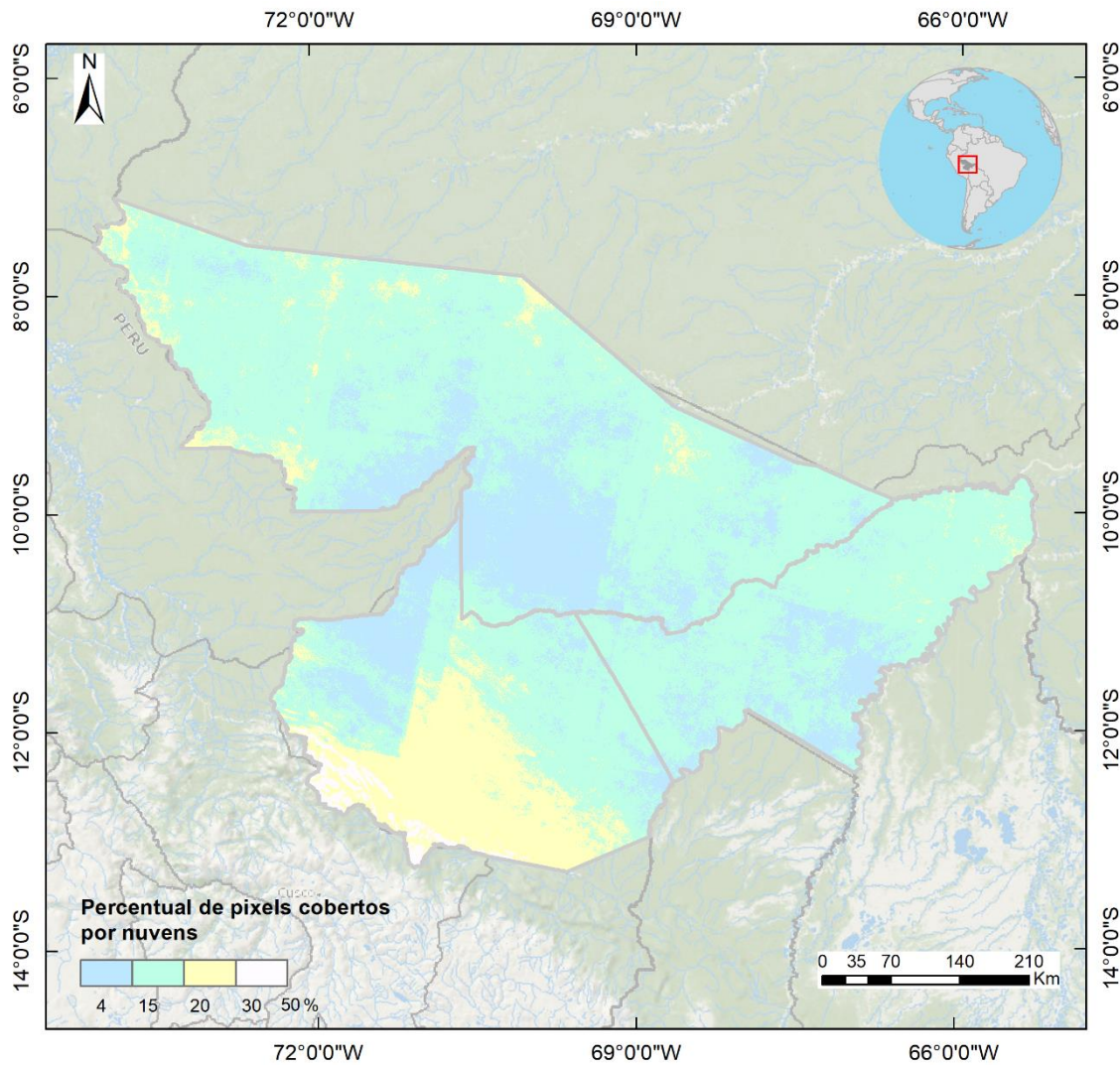
Fonte: Produção da autora.

De acordo com a comparação entre os mapas 66% da detecção realizada pelo Fire MAP em 2019 apresentou total concordância com o mapeamento efetuado pelo LABGAMA para o mesmo ano. Os locais com menor similaridade ($IS < 0,45$) se encontram principalmente na região entorno de Rio Branco, no Acre, em alguns pontos de Pando e ao sul de Madre de Dios, onde ocorre erro de detecção do Fire MAP provavelmente devido a presença de nuvens e sombras de nuvens.

Na Figura 3.10 é possível ter uma visão espacial clara acerca dos locais com maior frequência de nuvens, através da banda de qualidade do pixel. Observa-se que na porção sul da região ocorre o maior percentual de pixels cobertos por nuvens, com predominância de 20 a 30% de cobertura, e alguns locais atingindo até 50% dos pixels sem visualização de imagem. Ao comparar as Figuras 3.9 e 3.10 percebe-se que há grande influência de

nuvens nos locais onde foram encontrados ruídos com baixo índice de similaridade entre os mapas, principalmente na porção sul.

Figura 3.10. Variação no percentual de pixels cobertos por nuvens ao longo dos anos 2003 a 2019, na região de estudo.



Fonte: Produção da autora.

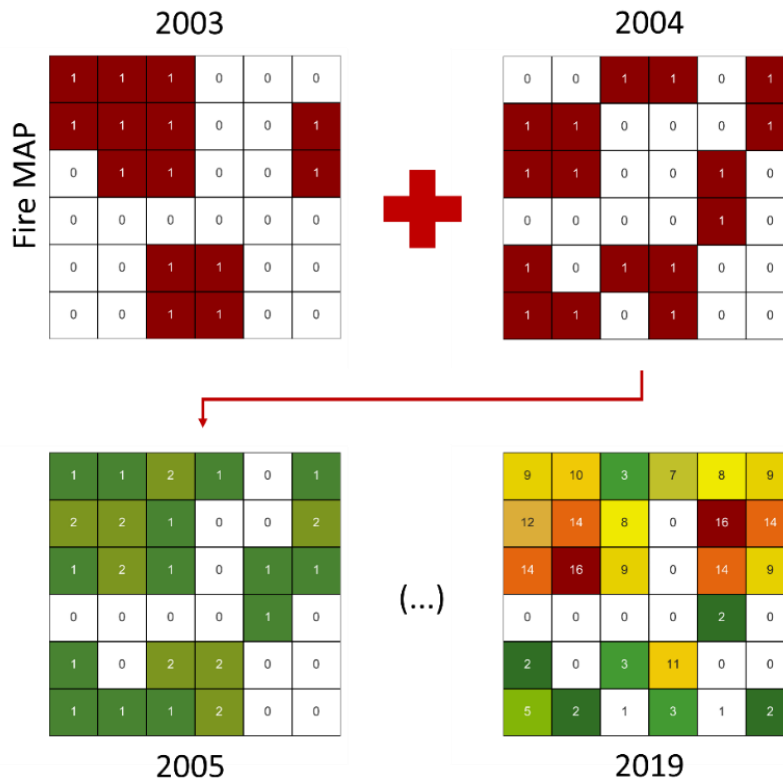
3.3. Integração dos dados

Para obter a dinâmica de recorrência do fogo na área de estudo foi aplicada uma lógica de quantificação de pixels. Nela, os rasters de área queimada foram classificados de forma binária, na qual zero indicava pixels nos quais não havia sido identificada nenhuma queimada e um referia-se a pixels com detecção de queima (Figura 3.11).

Conforme, também demonstra a Figura 3.11 o processo de contagem da recorrência foi realizado ano a ano, observando os pixels que foram detectados com queima, caso eles se

repetissem eram somados e assim os valores iam se empilhando até chegar o último ano da série, isto é, 2019, com toda a recorrência do período analisado para a Região MAP. Dessa forma, os pixels classificados como área queimada em mais de um ano, de forma explícita, foram classificados como recorrência de queimada.

Figura 3.11. Metodologia aplicada para o cálculo de recorrência da queima na vegetação.



Fonte: Produção da autora.

Em seguida, com o Fire MAP em formato vetorial foi calculada a área das cicatrizes. Após esse cálculo, foram estabelecidos intervalos de tamanhos de cicatrizes de: 0 a 50ha, 50 a 100ha, 100 a 200ha, 200 a 300ha, 300 a 400ha e >400ha, dentre os quais foram realizadas as somas das áreas das cicatrizes que pertenciam ao mesmo intervalo de tamanho, para analisar a contribuição de área queimada em cada um deles.

Em terceiro lugar, foram tabulados os valores acumulados mensais para os dados CHIRPS e Fire MAP, os quais foram utilizados para o cálculo de anomalia (ARAGÃO et al., 2007) de acordo com a equação 3.5 a seguir.

$$X_{Anomalia} = (X_i - \bar{X}_{2003-2019i}) / \sigma_{2003-2019i} \quad (3.5)$$

De modo que:

X_i equivale ao acumulado do dado no mês i de área queimada, para o cálculo de anomalia de fogo, e precipitação para anomalia de chuvas;

$\bar{X}_{2003-2019i}$ refere-se a média do dado na série histórica do mês i ;

$\sigma_{2003-2019i}$ está relacionado ao desvio padrão do dado na série histórica do mês i .

Depois, para a identificação da vegetação secundária e suas respectivas idades, foram utilizados os mapas anuais de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomias Amazônia [2] recortados para área de estudo e reclassificados conforme o Quadro 3.2.

Quadro 3.3. Reclassificação binária para identificação de Vegetação Secundária através das classes de uso e cobertura da terra do MapBiomias Amazônia [2].

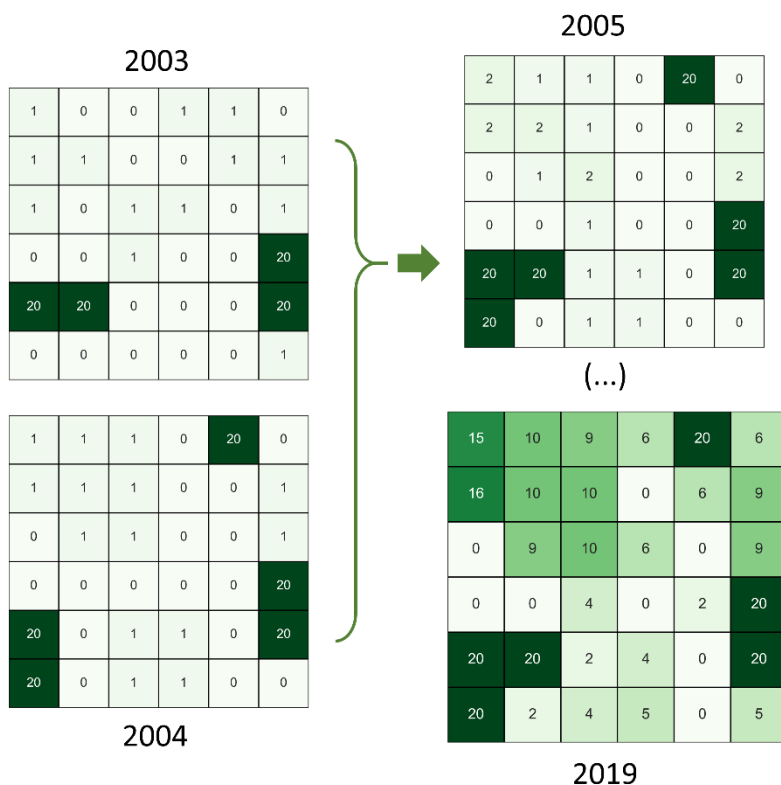
Classes MapBiomias Amazônia	Reclassificação binária
<i>Formação florestal</i> <i>Floresta inundável</i>	1. Formação florestal
<i>Formação natural não florestal inundável</i> <i>Formação campestre</i> <i>Outra formação não florestal</i>	0. Não florestal
<i>Mosaico de agricultura e pastagem</i>	
<i>Área sem vegetação</i>	
<i>Rios e lagos</i> <i>Glaciais</i>	

Fonte: Produção da autora.

A definição da idade dessa variável se baseou na metodologia de Silva Junior et al. (2020), de modo que os pixels identificados como floresta em um ano e catalogados como não floresta no ano anterior foram classificados como VS, empilhando as idades a partir da soma dos pixels. Além disso, os pixels que já tinham sido assinalados com determinada idade até o ano anterior e, no ano em análise eram observados com valor zero, eram considerados como ocorrência de desmatamento, de modo que, nos anos seguintes ao serem novamente classificados com valor um, isto é, vegetação, o empilhamento era recomeçado e a idade passava a ser contada mais uma vez.

Dessa forma, as idades de VS identificadas nesse estudo variam de 1 a 16, para o período compreendido entre 2003 e 2019 (Figura 3.12). Os pixels que não sofreram modificação até o momento da verificação no recorte analisado foram considerados como floresta de crescimento antigo e recebiam o valor 20, para não confundir com a soma das idades.

Figura 3.12. Esquema de identificação das idades de Vegetação Secundária.

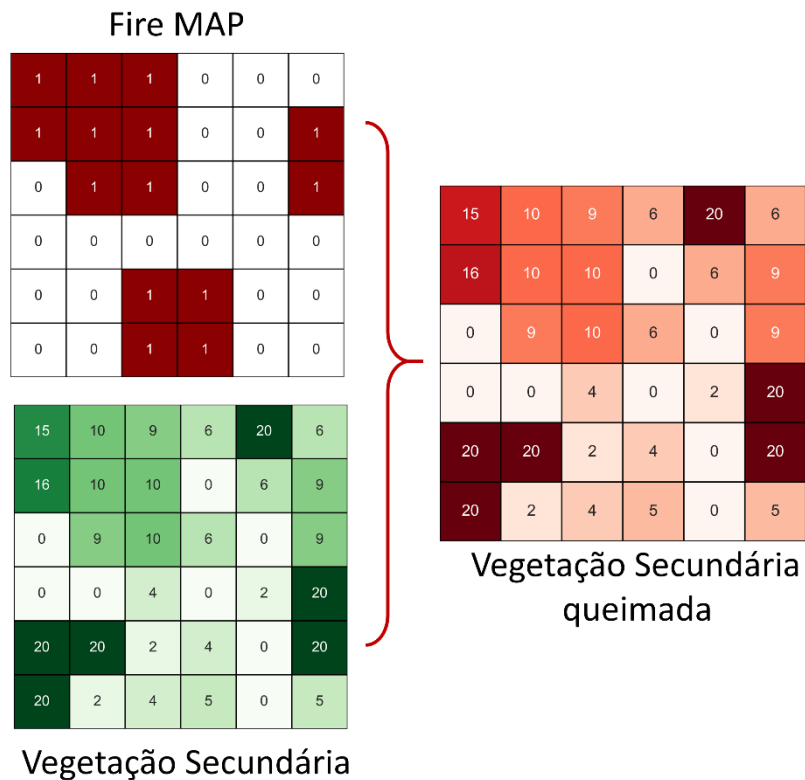


Fonte: Produção da autora.

Dando seguimento, ainda nas análises de Vegetação Secundária, foi estimado o padrão temporal de ocorrência da queima em relação à idade destas. Para tanto os dados de idade de VS em formato matricial foram sobrepostos aos dados Fire MAP ano a ano (Figura 3.13).

Como é possível perceber na Figura 3.13, a análise foi feita pixel a pixel, de acordo com a seguinte lógica: se, na imagem Fire MAP o pixel fosse identificado como área queimada, isto é, tivesse valor igual a um, o pixel resultante da combinação entre as matrizes carregaria a informação de queima, ou seja, o valor deste seria diferente de zero, e faria referência a idade da vegetação.

Figura 3.13. Esquema metodológico representando a etapa de identificação do padrão temporal da ocorrência de queima nas diferentes idades de Vegetação Secundária.



Fonte: Produção da autora.

A quarta etapa metodológica nessa fase de integração de dados se deu através da identificação do padrão temporal da queima tendo em consideração desta vez as classes de uso e cobertura da terra. Sendo assim, a metodologia aplicada foi basicamente a mesma à aplicada na caracterização das idades de VS queimadas, com diferença que aqui foram utilizados os dados de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomass [2], reclassificados conforme o Quadro 3.4.

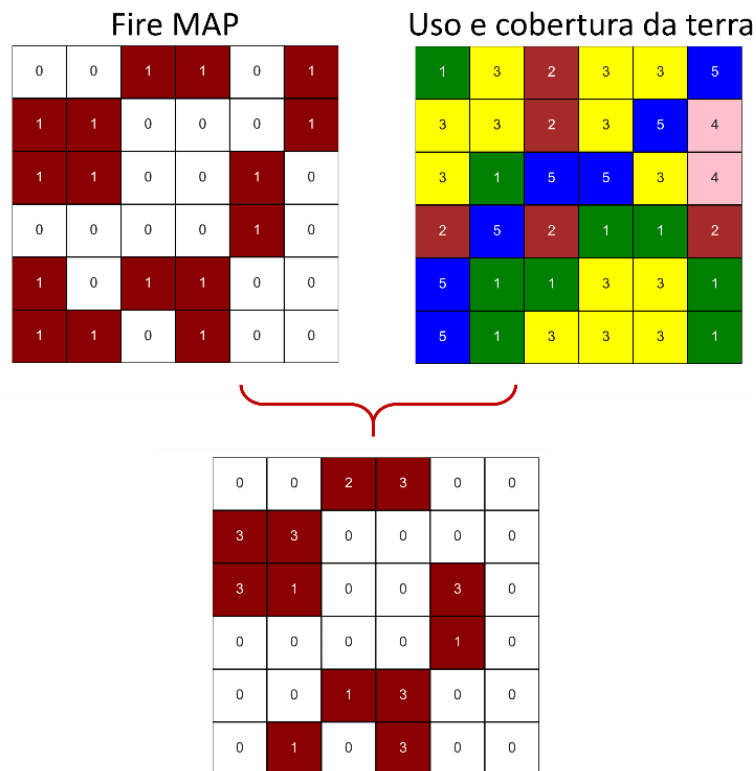
Quadro 3.4. Reclassificação das classes de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomias Amazônia [2] para utilização na identificação do padrão temporal da queima em relação a esta variável.

Classes MapBiomias Amazônia	Reclassificação segundo Silva Júnior et al. (2019)
<i>Formação florestal</i> <i>Floresta inundável</i>	1. Formação florestal
<i>Formação natural não florestal</i> <i>inundável</i> <i>Formação campestre</i> <i>Outra formação não florestal</i>	2. Não florestal
<i>Mosaico de agricultura e</i> <i>pastagem</i>	3. Uso Agropecuário
<i>Área sem vegetação</i>	4. Área sem vegetação
<i>Rios e lagos</i> <i>Glaciais</i>	5. Rios e lagos

Fonte: Produção da autora.

Em seguida, utilizando a lógica supracitada os dados de uso e cobertura da terra foram sobrepostos aos Fire MAP ano a ano. A análise pixel a pixel foi realizada, com a diferença que, nesse caso, o pixel queimado resultante da combinação das matrizes carregaria a informação de queima e o valor referente ao primeiro dado de entrada, isto é, o MapBiomias reclassificado (Figura 3.14).

Figura 3.14. Esquema metodológico representando a etapa de identificação do padrão temporal da queima nas diferentes classes de uso e cobertura da terra.



Fonte: Produção da autora.

Por fim, para analisar o padrão de recorrência das queimadas e incêndios referente aos tipos de uso e cobertura da terra, isto é, quantas vezes cada tipo de cobertura foi queimado ao longo do recorte estudado, a classificação utilizada anteriormente foi novamente reclassificada. Dessa vez, as classes foram divididas de forma binária para isolar as classes de interesse, formação não florestal, formação florestal e uso agropecuário.

O segundo passo consistiu em identificar os locais de uso e cobertura da terra consolidados, os quais haviam permanecido com a mesma classe durante os 16 anos analisados. Para isso, utilizou-se da mesma metodologia de quantificação das idades de vegetação secundária (Figura 3.12) para identificar os pixels com idade igual ou superior a 16. Em seguida, a mesma lógica aplicada na associação dos dados de idade de vegetação secundária e área queimada (Figura 3.13) foi aplicada nessa etapa, para caracterizar o padrão temporal de recorrência da queima nas classes de uso e cobertura da terra, através do produto Fire MAP.

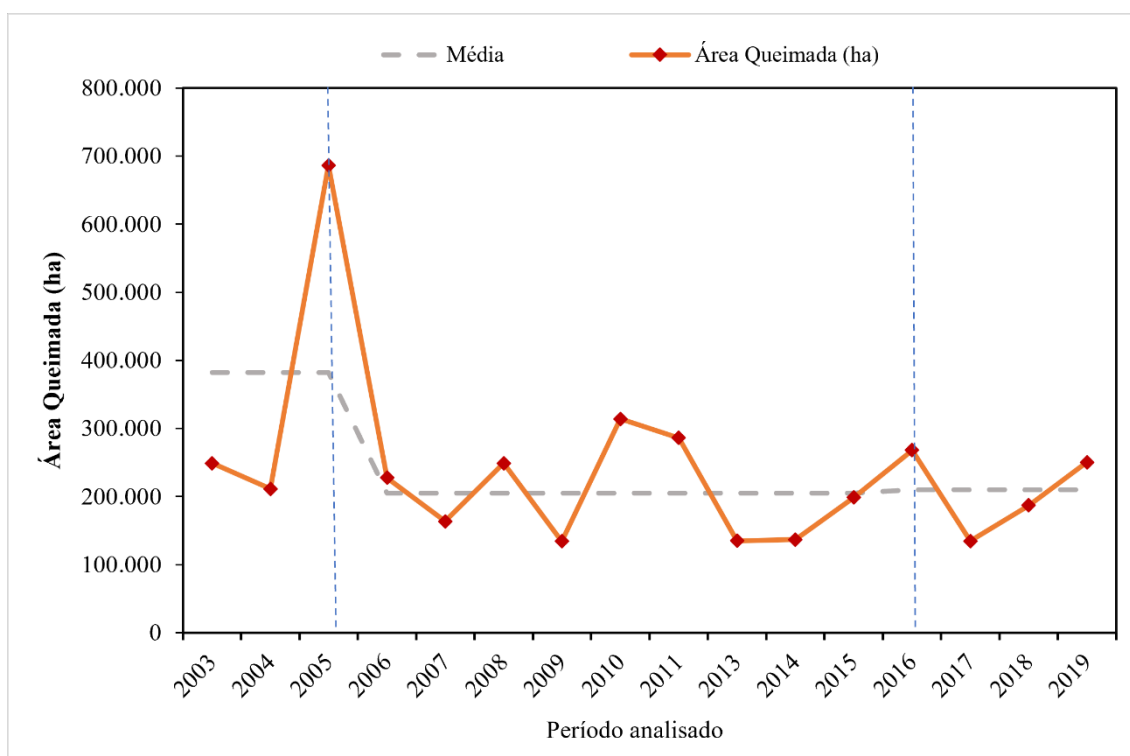
4. RESULTADOS

4.1. Quais foram as extensões alcançadas pelo fogo ao longo do período estudado e que tipo de uso e coberturas da terra foram afetados na área de estudo?

O mapeamento de área queimada do produto Fire MAP demonstra intensa ocorrência de fogo anualmente na região (Figura 4.1). Ao longo dos dezesseis anos analisados, sete deles tiveram área queimada maior do que a média dos períodos destacados ($\mu_1 = 382.295,3$; $\mu_2 = 205.010,7$; $\mu_3 = 210.108,1$), sendo que a maior extensão em área queimada foi observada em 2005 com 686.424,6 ha afetados, seguida de 2010 com 313.832,97 ha, 2011 com 286.217,73 ha e 2016 com 267.987,15 ha.

Nos três últimos anos da série é percebida uma tendência de aumento na ocorrência de queimadas e incêndios, através do gradativo acréscimo entre 2017 e 2019, após a queda abrupta entre 2016 e 2017.

Figura 4.1. Evolução histórica da extensão de área queimada no MAP.



A linha tracejada azul representa os períodos de alta e queda do desmatamento, ao qual a média de ocorrência da queima está associada.

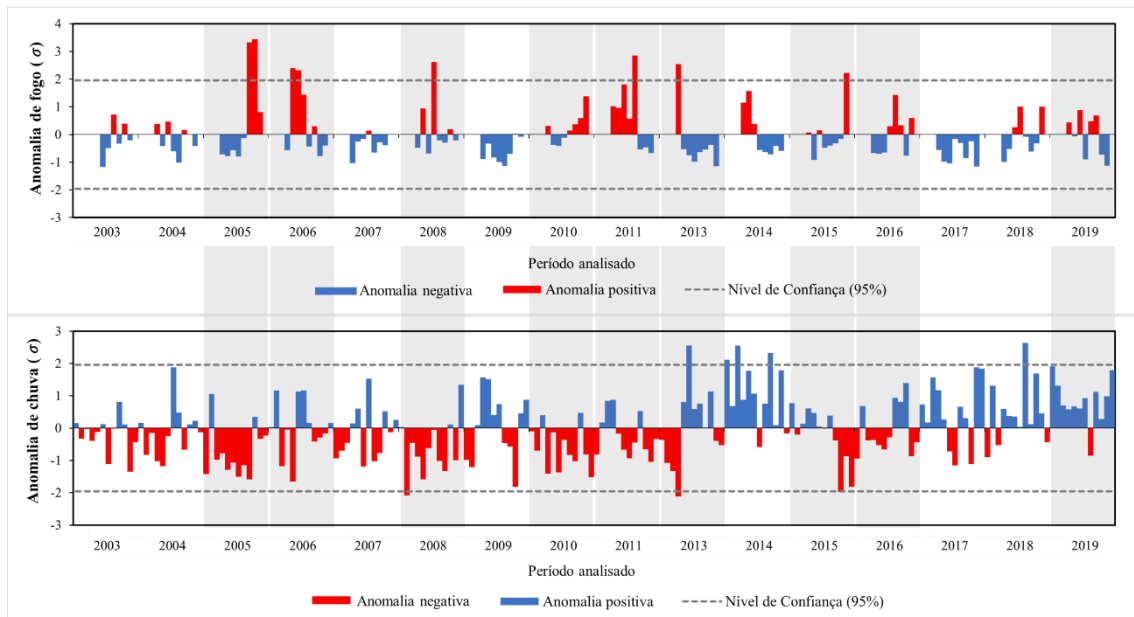
Fonte: Produção da autora.

O padrão de perda florestal observado na Figura 2.1 também demonstra uma tendência de aumento da perda vegetal entre 2003 e 2005. Em 2006, o dado detecta uma queda desses valores em relação ao ano anterior, e segue com algumas pequenas variações até o ano de 2016. Nesse ano houve um aumento de 27,6% de perda florestal em relação ao ano anterior e, a partir desse, verifica-se a alta dos valores até 2019.

Na Figura 4.2 é possível identificar os períodos anômalos de chuva e fogo. A partir dela, identifica-se que os anos de 2005, 2008, 2010, 2011, 2015 e 2016, com extensões queimadas acima das médias dos períodos destacados, também apresentaram anomalias positivas significativas de fogo ($p < 0,05$). O ano de 2013, apesar de apresentar extensão queimada menor do que a média do período, é verificada anomalia positiva de fogo acima do intervalo de confiança de 95%, a qual pode estar relacionada a ocorrência da anomalia negativa de chuva no mesmo ano também com valores acima do intervalo especificado.

Em 2005, 2008, 2010 e 2011 são verificadas anomalias negativas de chuva em quase todos os meses e o efeito da escassez hídrica nesses anos fica bastante evidente quando se observa as anomalias positivas de fogo no mesmo período.

Figura 4.2. Anomalias de fogo e chuva identificadas na região MAP entre o período de 2003 a 2019.



O gráfico superior apresenta anomalias positivas de fogo em vermelho e anomalias negativas em azul. O gráfico inferior refere-se as anomalias positivas de chuva em azul e anomalias negativas em vermelho. As caixas em cinza marcam os anos críticos de seca com anomalias de fogo e/ou chuva com significância menor que 0,05.

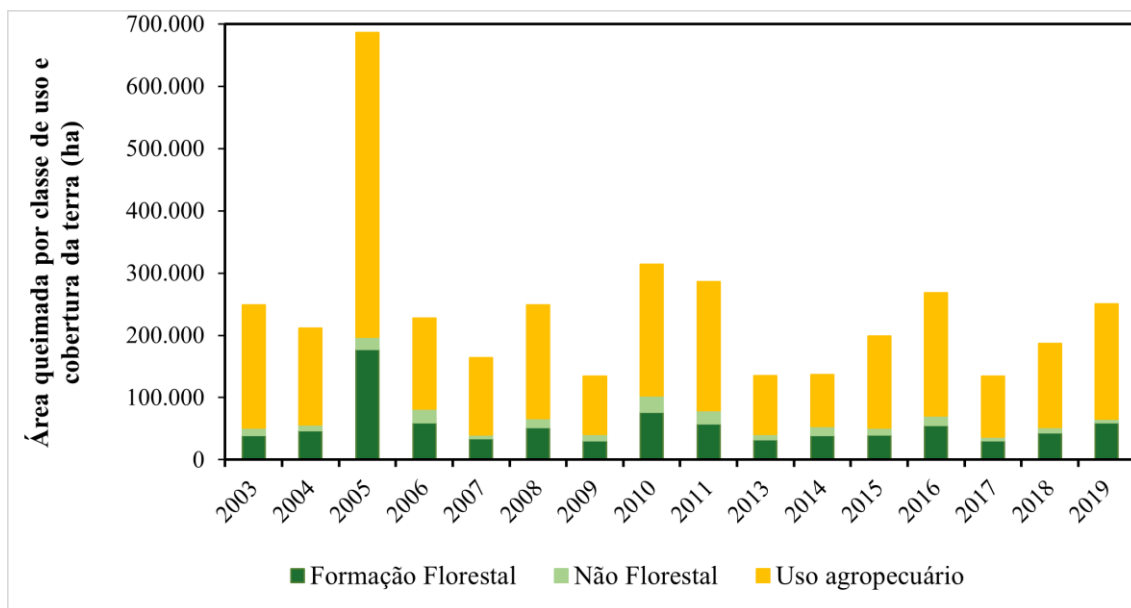
Fonte: Produção da autora.

Os anos de 2015 e 2016 também chamam a atenção (Figura 4.2). O primeiro, mesmo sendo um ano com ocorrência anômala significativamente negativa de chuvas, apresentou extensão queimada de 198.606,6 ha, menor do que a média do período, no entanto, ao analisar as anomalias de fogo são verificados episódios anômalos positivos em abril, junho e novembro, sendo esse acima do intervalo de confiança de 95%, como se observa na figura. Em 2016, por outro lado, embora não sejam identificadas anomalias estatisticamente marcantes de fogo ou chuva, o ano demonstra padrão de queima mais concordante com as anomalias negativas de chuva, com quatro meses da estação seca também evidenciando anomalias positivas de fogo, as quais podem estar relacionadas com as anomalias de chuva de 2015, uma vez que com a escassez hídrica nesse ano, em 2016 a vegetação já estava mais seca e, portanto, mais inflamável.

O ano de 2019, por sua vez, destaca-se por ser estimado apenas um mês com precipitação anômala negativa e mesmo assim apresentar anomalia positiva de fogo em quatro meses, sendo que destes apenas um apresenta anomalia negativa de chuvas, isso sugere que a intervenção antrópica nesse ano foi determinante na intensificação desses eventos.

A Figura 4.3 apresenta o resultado da análise do uso do fogo associado ao uso e cobertura da terra. Nela é observado o padrão de ocorrência de queima ao longo do recorte temporal, no qual 2,744 milhões de hectares foram em áreas de uso agropecuário, o equivalente a 8,6% do MAP e 71% de toda área queimada. Os locais cobertos por formação florestal que foram atingidos pelo fogo, por sua vez, correspondem a 2,7% da área de estudo.

Figura 4.3 Extensão de área queimada em cada classe ao longo do recorte temporal analisado na região MAP.



Fonte: Produção da autora.

Nos anos de 2005, 2010, 2015 e 2016 a área queimada chegou a 1,5%; 0,7%; 0,5% e 0,6% nas áreas de uso agropecuário e 0,6%, 0,2%, 0,1% e 0,2% em formação florestal da região, respectivamente. Além desses, é possível destacar os anos 2006, 2008, 2011 e 2019, que assim como os primeiros citados, também apresentam um crescimento na quantidade de floresta queimada em relação aos anos anteriores ou subsequentes a eles. Em 2006, por exemplo, foi queimado o equivalente a 73% de floresta a mais do que em 2007, em 2008 o valor cresce novamente, sendo 51% maior do que o ano anterior.

4.2. Como os diferentes tamanhos de cicatrizes contribuem para o total de área queimada?

Ao estratificar os polígonos de área queimada de acordo com o tamanho (Figura 4.4) observou-se forte variação entre os anos de normal climatológica e 2016, ano de seca extrema, como observado na seção anterior. Apesar da figura evidenciar um pico

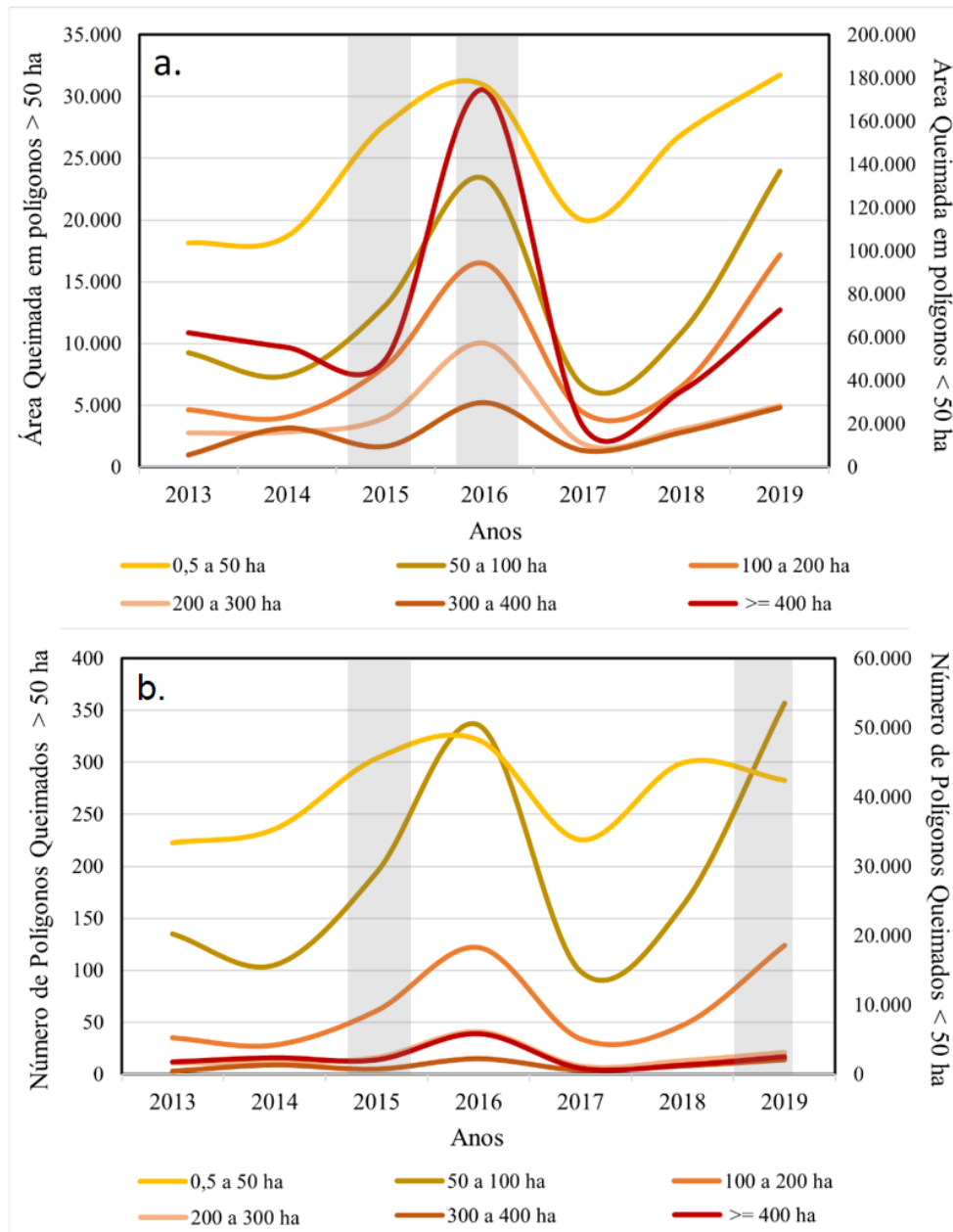
marcante em todas as classes de tamanhos nesse ano, observa-se que nos polígonos entre 50 ha 100h ha o acréscimo foi mais pronunciado, com relação ao número de polígonos identificados (~350 polígonos), cerca de 64% a mais do que a quantidade de polígonos de entre 100 e 200 ha.

O resultado dessa análise demonstra forte relação entre anos mais secos e a ampliação das áreas queimadas. O aumento de polígonos grandes (acima de 50 ha) nessas ocasiões sugere que a propagação do fogo se torna mais rápida, o que favorece o escape do fogo para áreas de florestas e, conseqüentemente, o incremento dos danos ambientais e à saúde humana.

A variação da contribuição em área queimada pelos diferentes tamanhos de polígonos detectados entre 2013 e 2019, demonstra que cicatrizes menores que 50 ha são bastante abundantes, de 33.358 a 48.234 polígonos, e alcançam áreas desde 103.594,8 até 181.395,1 há, respectivamente para os anos de 2013 e 2019. Dessa forma, observa-se que o último ano da série teve maior contribuição de área queimada por cicatrizes menores que 50 hectares.

Cicatrizes com tamanho entre 50 a 100 ha são o segundo estrato que mais contribuem para o total de área queimada, com 99 polígonos em 2017 e um máximo de 357 em 2019, esse intervalo foi responsável por 49% da área queimada entre 2013 e 2019. Por outro lado, chama a atenção também a contribuição identificada na classe de polígonos com tamanhos superiores ou iguais a 400 ha, os quais, dentre os polígonos grandes (≥ 50 ha), apresenta acréscimo acentuado em 2016 com área de 30 mil hectares para esse ano, mesmo com quantidade de polígonos inferior as classes de 50 a 100 ha, 100 a 200 ha, 200 a 300 ha.

Figura 4.4. Contribuição de área queimada por intervalos de tamanhos de polígonos.



Representa a extensão em área absoluta e b. Refere-se ao número de polígonos que identificados para cada classe de tamanho. As faixas em cinza destacam os anos, nos quais se observa diferença no comportamento das classes.

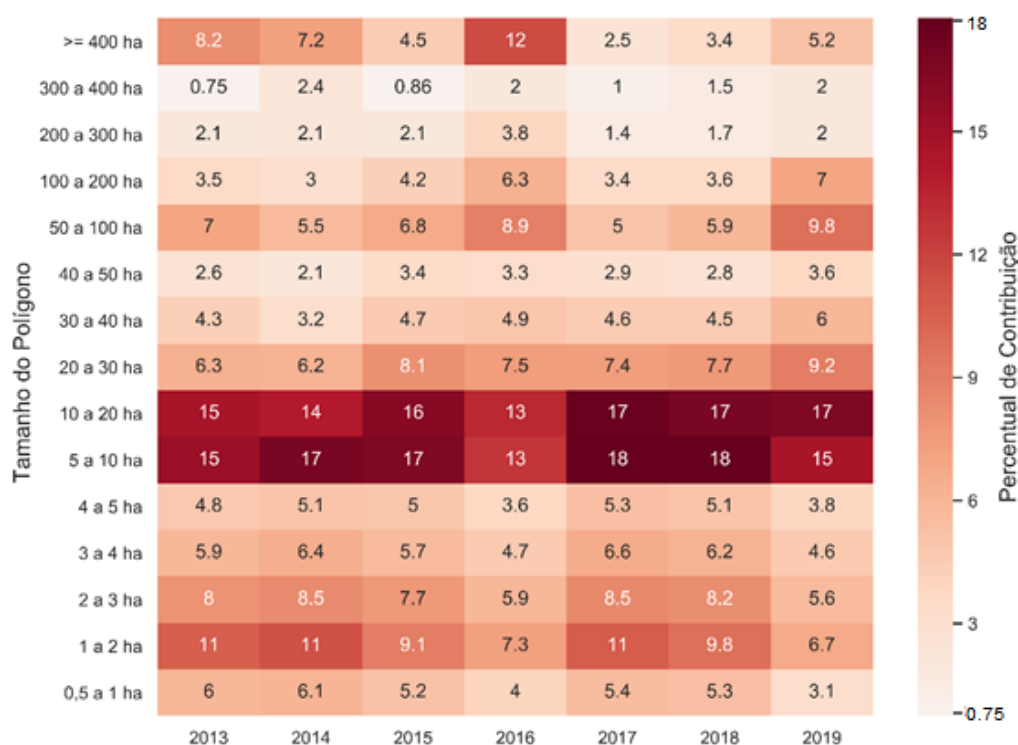
Fonte: Produção da autora.

Para auxiliar na análise acima, a Figura 4.5 explica a dinâmica de variação das classes de tamanhos de polígonos através do percentual identificado em cada uma delas. Proporcionalmente, o intervalo com maior percentual de contribuição em área queimada

consiste entre 1 e 2 ha (6,7 a 11%), seguidos de polígonos com tamanhos de 5 a 10 ha (15 a 18%).

Observa-se que na medida em que a quantidade de polígonos pequenos (< 50 ha) aumenta, os polígonos maiores que 200 ha diminuem e o contrário também ocorre (Figura 4.5). Essa diferença também é percebida na figura anterior, principalmente nos anos de 2015 e 2019. Já em 2016, ano de secas severas na região, os polígonos maiores ou iguais a 400ha o máximo de contribuição desse recorte.

Figura 4.5. Percentual de contribuição de área queimada por intervalo de tamanhos de polígonos.



Fonte: Produção da autora.

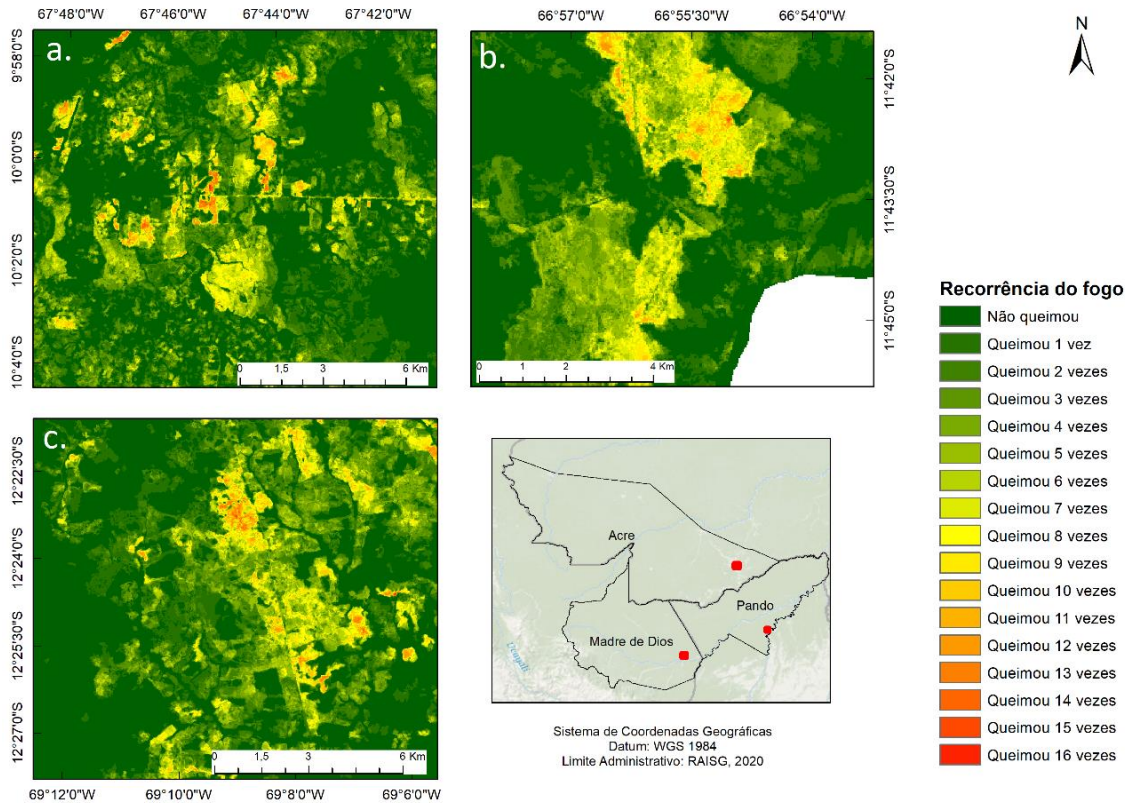
A contribuição de área queimada nos estratos de polígono também chama atenção em 2016 por ser um marco de queda ou aumento brusco nos valores. Em polígonos pequenos a contribuição nesse ano diminui em relação ao que ocorre nos anos anteriores, em contrapartida, em polígonos grandes a tendência se torna contrária. Essa dinâmica é marcante nos polígonos maiores ou iguais a 400 ha, nos quais representam 4,5% da área queimada em 2015, e chegam a 12% em 2016.

4.3. Qual é a frequência em que as queimadas e incêndios atingem os mesmos locais?

O mapa de recorrência do fogo (RF) na área de estudo (Figura 4.6) permite visualizar espacialmente onde se concentram as áreas com maior recorrência das queimadas e incêndios, isto é, locais que necessitam de atenção das atividades de monitoramento, prevenção e planos de contenção. Uma vez que a área de estudo abrange grande extensão territorial, para uma melhor visualização a Figura 4.6 apresenta uma aproximação no entorno dos municípios de Las Piedras, Rio Branco e San Lorenzo, em Madre de Dios, Acre e Pando, no entanto a análise foi realizada para toda a região MAP.

Observa-se que as áreas em destaque na figura apresentam um padrão relativamente concêntrico da recorrência da queima, com aumento gradativo da RF que vai das bordas das áreas com recorrência ≤ 2 , locais majoritariamente ocupados pelas classes de formação florestal e áreas sem vegetação, até o centro destas, com repetição do fogo em até 16 vezes. Esse comportamento pode indicar os pontos de ignição dessa queima, apontando, por exemplo, as áreas onde o fogo é utilizado anualmente ($RF > 7$), isto é, áreas de uso agropecuário mais consolidadas, e onde ocorre o escape, locais nos quais a recorrência tende a ser menor que 2 vezes.

Figura 4.6. Detalhe da recorrência de queimadas e incêndios nas três localidades.



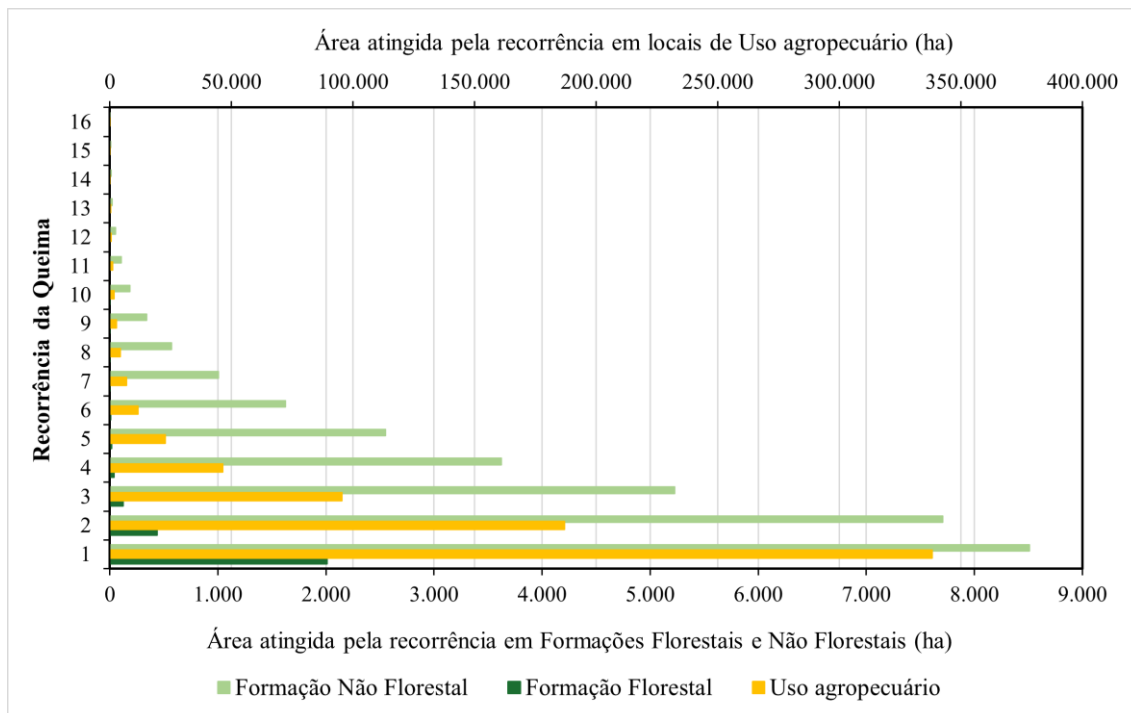
Zoom in correspondentes às posições geográficas de: a) Entorno da capital Rio Branco-AC; b) Porção central da Rodovia Interocêânica em Madre de Dios-PE, município Las Piedras e c) Região ao leste de Pando-BO, no município de San Lorenzo, próximo ao limite com o Departamento de Beni-BO.

Fonte: Produção da autora.

Quantificou-se que as áreas com RF > 7 vezes são predominantemente em locais de Uso Agropecuário, seguidas da classe de Formação Não Florestal (Figura 4.7). As áreas com 10 anos de recorrência, por exemplo, estão associadas a cerca de 1818 ha de Uso Agropecuário, 185 ha de Formação Não Florestal e 0,54 ha de Formação Florestal.

Enquanto as classes de Uso Agropecuário e Formação Não Florestal apresentam ocorrência de fogo ao longo dos 16 anos estudados, a classe de Formação Florestal apresentou um máximo de 10 repetições de queima em um mesmo local. No entanto, apenas 7% de toda a área de Formação Florestal queimada teve fogo em mais de duas ocasiões. Isso sugere que 93% da queima ocorrida em área de floresta consolidada está relacionada com o escape do fogo aplicado em áreas de Uso Agropecuário.

Figura 4.7. Recorrência do fogo em áreas consolidadas de Formações Florestal e Não Florestal e Uso Agropecuário.



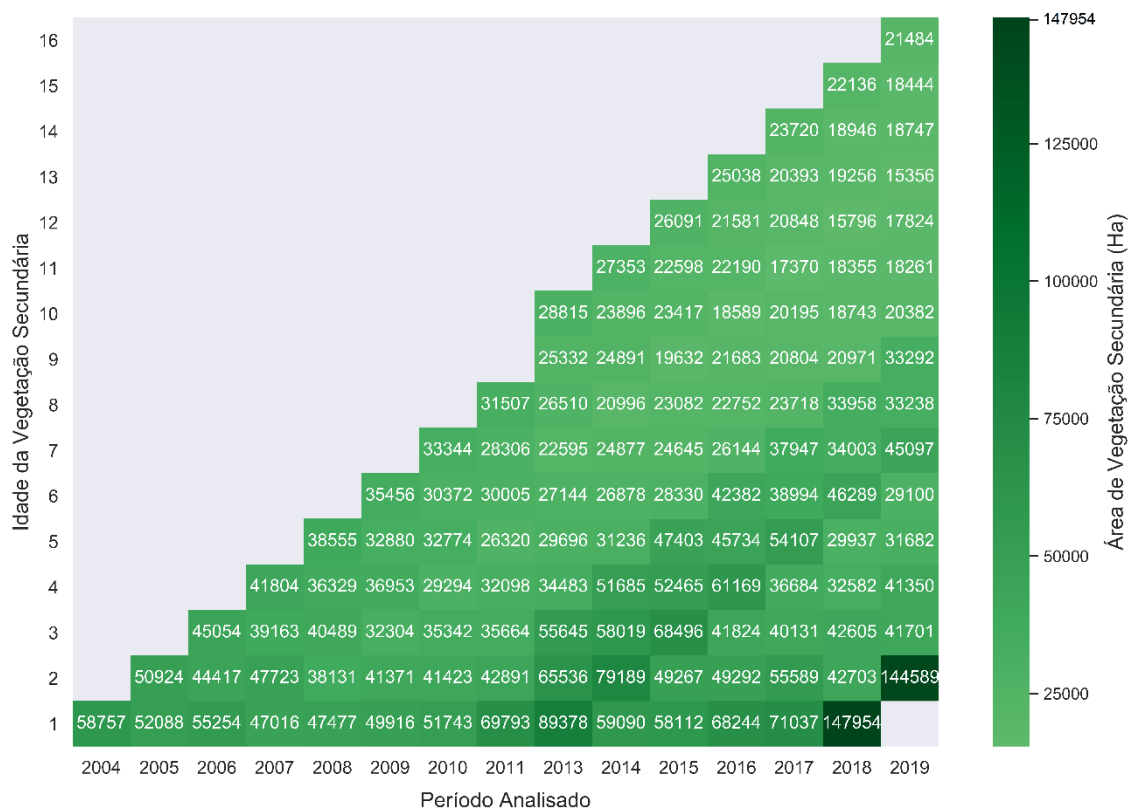
Fonte: Elaborado pela autora.

4.4. Como o fogo se relaciona e se comporta em áreas de Vegetação Secundária?

As áreas de floresta que sofreram supressão seguida de regeneração da vegetação entre 2003 e 2019 foram consideradas como Vegetação Secundária, de modo que as que não passaram por esse processo dentro do período analisado, foram classificadas como Floresta de Crescimento Antigo. A Figura 4.8 apresenta as áreas ocupadas pelas diferentes idades de vegetação na área de estudo.

A figura chama atenção para o ano de 2018, o qual apresenta 544.239 ha de VS, maior acumulado dessa cobertura em toda a série, equivalente a 11,4% de toda VS do período analisado. Isso é importante, pois a quantidade de VS queimada através dos anos está diretamente relacionada com a fração de VS disponível a cada ano e com a magnitude do evento de fogo. Esses valores demonstram uma taxa média de crescimento da área ocupada por VS em torno de 18,5%, com picos de acréscimo entre 2004 e 2005, com incremento em 2005 foi 75% em relação ao ano anterior, entre 2005 e 2006, com acréscimo de 40,5% no total de vegetação secundária e entre 2011 e 2013, ano o qual foi possível perceber um aumento de 36,6%.

Figura 4.8. Área ocupada por vegetação secundária, de acordo com as suas idades, ao longo do período analisado.

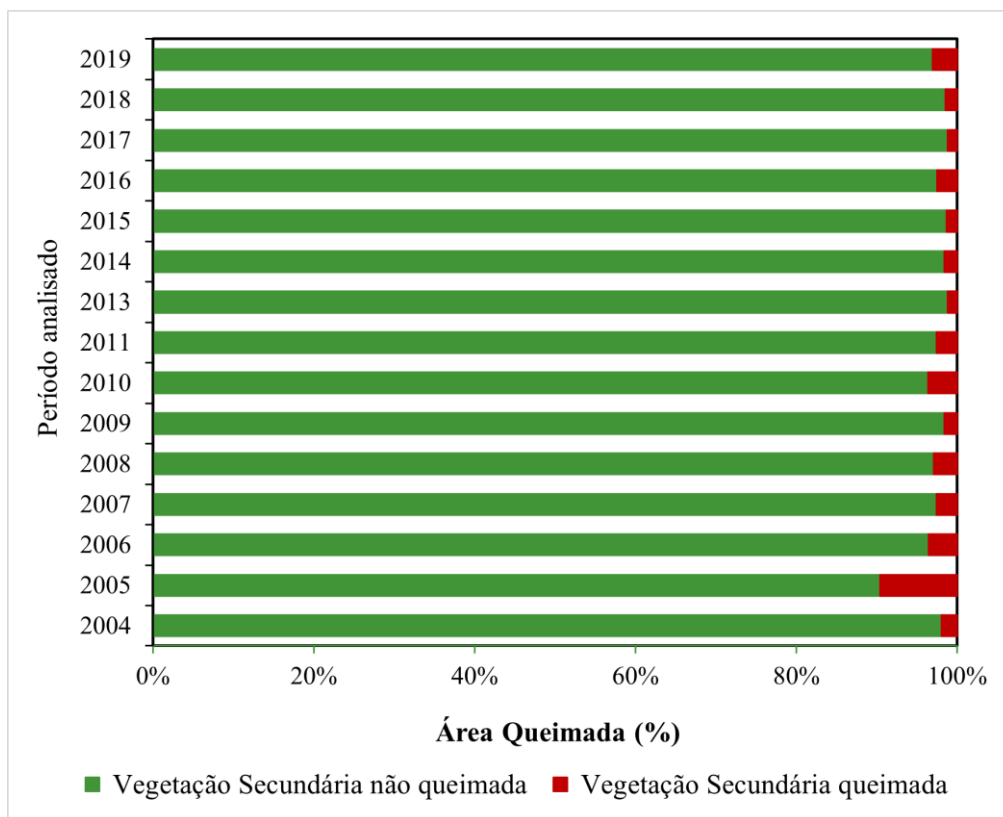


As células vazias representam idades de vegetação secundária não identificadas nos anos estudados.

Fonte: Produção da autora.

A Figura 4.9 possibilita entender o padrão de queima das áreas de VS, ajustado de acordo com a área por elas ocupada, o qual demonstra que os anos com maior proporção de VS queimada foram, nessa ordem, 2005, 2010, 2006 e 2019, com respectivos 9,6%, 3,6%, 3,5% e 3,0% de queima.

Figura 4.9. Proporção de vegetação secundária queimada em relação a não queimada, ao longo do período estudado.



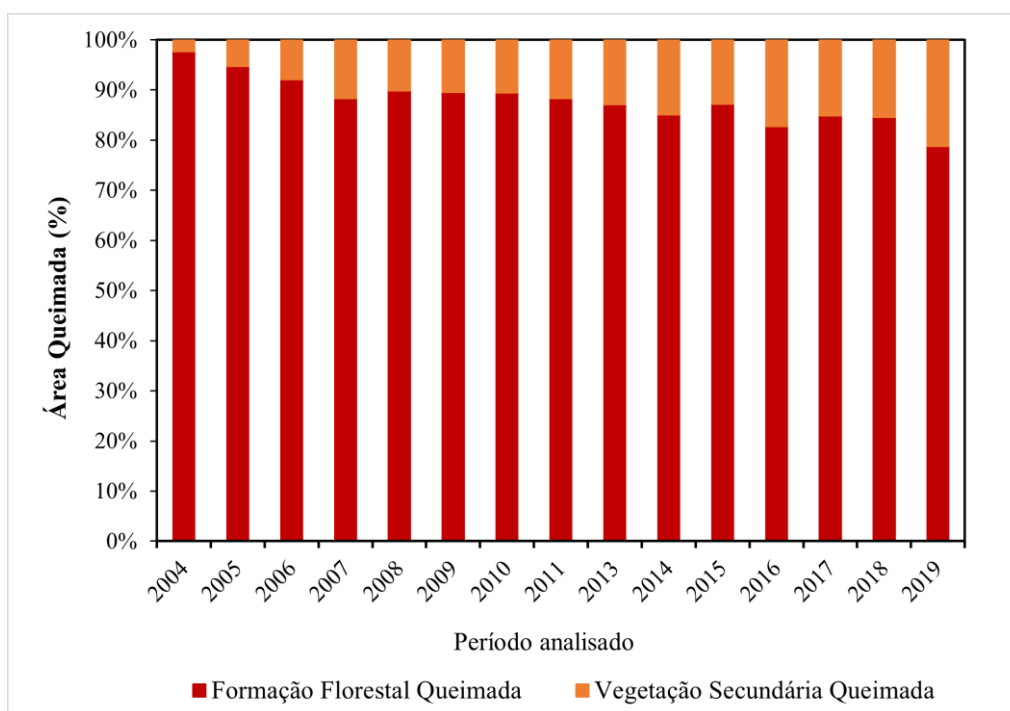
Fonte: Produção da autora.

A dinâmica observada na Figura 4.9 segue o padrão de queima da cobertura da terra na região, com taxas de queima mais elevadas em anos de extremos climáticos. No entanto, os valores apontados chamam atenção para o ano de 2006, o qual se encontra ainda no início do recorte analisado, e mesmo não sendo um ano de seca apresenta valores mais elevados de queima na vegetação. Na Figura 4.3 identifica-se que a extensão queimada em áreas de floresta em 2006 difere dos anos subsequentes, sendo que 8,6% desse valor é correspondente a VS (Figura 4.10).

Observa-se uma variabilidade mais heterogênea referente a proporção VS em relação a quantidade de floresta queimada (Figura 4.10). Os valores dessa variável apresentam um aumento gradativo ao longo dos anos da série, dinâmica ocasionada pela disponibilidade dos dados, na qual o primeiro ano possui apenas uma classe de idade de VS e, conseqüentemente, exibe menor quantidade dessa variável em relação a 2019, último ano do recorte.

Apesar de 2019 ter apresentado 2,5% a menos de VS em relação ao ano anterior, é identificada nesse ano a maior proporção de VS queimada em relação a Floresta Queimada. Esse resultado complementa a informação da Figura 4.1, com relação a quantidade de área queimada em 2019 e indica que dos 25% de incremento da área queimada em relação a 2018, 49,8% ocorreram em áreas de VS.

Figura 4.10. Proporção de vegetação secundária queimada em relação a classe de formação florestal queimada.

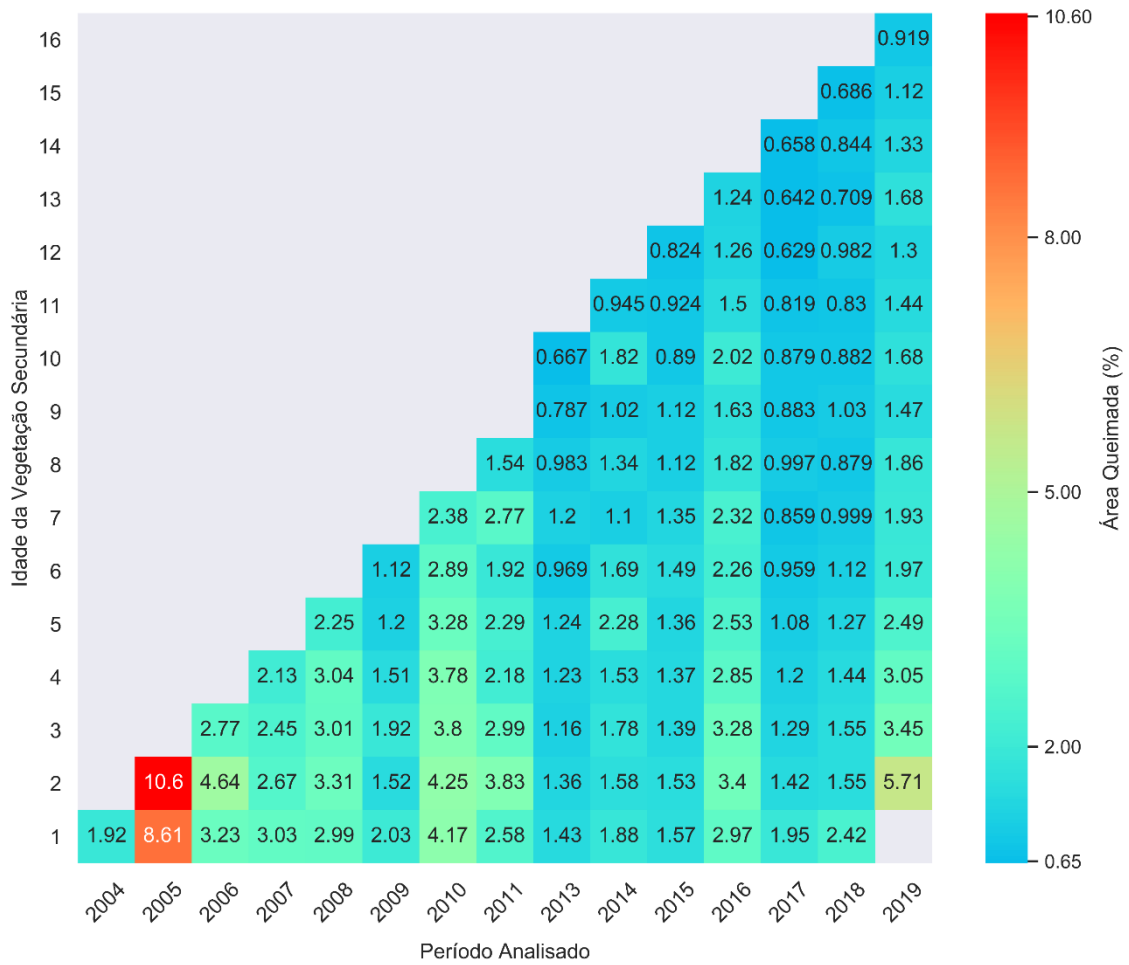


Fonte: Produção da autora.

A Figura 4.11 apresenta os percentuais de VS queimada de acordo com a idade da vegetação entre 2003 e 2019. Nela, destaca-se 2005, com um percentual de 19,2 de VS queimada em apenas 2 anos, sendo 8,6% com 1 ano e 10,6% com 2 anos de idade, enquanto 2010 evidencia de 24,5% da VS disponível naquele ano foi queimada, no entanto, dessa vez de forma mais dispersa entre as idades com 2,4% de VS queimada aos 7 anos de crescimento até 4,2% queimados com idades de 1 e 2 anos.

Verifica-se que de toda a VS mapeada na região de estudo 2% foi queimada ao longo do período analisado. Desse valor, 48,2% correspondem a florestas de 1 a 3 anos de idade. Essa análise é importante, pois sugere que a queima tende a ocorrer logo nos primeiros anos de recuperação da vegetação, podendo interferir de forma prejudicial ao balanço de carbono da atmosfera.

Figura 4.11. Percentual de vegetação secundária queimada, de acordo com as suas idades, ao longo do período estudado.



Fonte: Produção da autora.

5. DISCUSSÕES

Os algoritmos automáticos de detecção de cicatrizes demonstram dificuldades na identificação de áreas queimadas na região de estudo. Pessôa et al. (2020) comparou os produtos globais MCD64A1, GABAM e Fire cci e o produto regional TREES para o bioma amazônico no ano de 2015. Para o estado do Acre os resultados que mais se aproximaram do Fire MAP se referem aos produtos TREES e GABAM.

Esse último, desenvolvido por Long et al. (2019), apresenta metodologia semelhante a essa pesquisa. Sua detecção é realizada com base em imagens Landsat 8 e índices espectrais, dentre eles o *NBR* e *NDVI*, utilizados no algoritmo Fire MAP, bem como o *MIRBI* e o *NBR2* também testados no desenvolvimento desse trabalho (LONG et al., 2019). Os autores afirmam que os resultados revelam forte correlação com o produto Fire cci, o que não é uma vantagem para esta pesquisa, uma vez que ele não apresentou detecção satisfatória para o MAP. Além disso, Pessôa et al. (2020) concluíram que o GABAM, apesar de ter uma cobertura mais ampla, exibiu menos área total queimada do que os produtos MCD64A1 e TREES.

Castillo et al. (2020) também utilizaram os índices *NBR*, *NBR2*, *MIRBI*, suas variantes temporais e a banda *NIR* para mapear cicatrizes de queimadas e incêndios no Departamento Amazonas, no Peru. Embora as distribuições de valores desses índices na área de estudo tenham demonstrado baixa separabilidade entre amostras queimadas e não queimadas, a validação dos resultados comprovou acurácias entre 82,7% e 91,4% para as imagens Landsat 8 (CASTILLO et al., 2020). Os autores também concluíram que a metodologia utilizada apresentou os melhores resultados para identificação de áreas queimadas na Amazônia peruana, no entanto, a presente pesquisa demonstrou que, para a região MAP, a utilização de apenas o *NBR*, a banda *NIR* e suas variações temporais ofereceu resposta mais satisfatória.

Nesse estudo observou-se uma relação com a ocorrência das secas e o aumento da extensão queimada. No ano de 2005, por exemplo, ano da maior seca ocorrida no estado do Acre, foi também o ano com maior área queimada (686.424,6 ha) do período estudado e das maiores taxas de área de floresta queimada (177.498,5 ha) (BROWN et al., 2006; VASCONCELOS; BROWN, 2007; SILVA et al., 2018)

Esse aumento acentuado foi ocasionado pelo extremo climatológico que atingiu o bioma amazônico em razão da Oscilação Multidecadal do Atlântico (*AMO- Atlantic Multidecadal Oscillation*) que causou um aumento na temperatura das águas superficiais do Atlântico, juntamente com a variação da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (LIMA et al., 2013). Além disso, também foram observados incrementos de área queimada em 2015 e 2016 devido as secas extremas que atingiram a região amazônica nesses anos (ARAGÃO et al., 2018; SILVEIRA et al., 2020).

Os anos de 2005, 2010, 2015 e 2016 também foram apresentados por Silva Junior et al. (2019) e Silveira et al. (2020) como anos que demonstraram anomalias negativas de chuva e positivas para temperatura, fatores esses que combinados com a ação humana culminou em anomalias também de fogo como observado pelos autores.

O padrão de queima na cobertura vegetal da região de estudo apresenta algumas distinções com relação ao padrão do bioma amazônico. Silva Junior et al. (2019), ao analisarem entre os anos de 2006 e 2016 observam picos relevantes de área queimada em 2007 e 2010, sendo que o primeiro foi o maior total anual detectado na série.

Essa é uma diferença bastante marcante entre a ocorrência histórica de fogo na Amazônia e no MAP, de modo que para a região estudada 2007 apresenta área queimada menor do que a média do período e não é detectada anomalia positiva de fogo, bem como a queima em floresta é menor do que nos anos anterior e subsequente. No ano de 2010, apesar das dinâmicas serem semelhantes com o aumento da queima em área de floresta e quase todo o ano com anomalia negativa de chuva, a ocorrência de fogo no MAP não foi tão pronunciada quanto na região amazônica (SILVA JUNIOR et al., 2019).

Libonati et al. (2021) afirmam que, ao contrário do que se pensa, as secas na Amazônia não levaram ao aumento exorbitante da queima entre 2003 e 2019, uma vez que após a seca extrema de 2005 os eventos de incêndios foram mais brandos. Os autores dão como exemplo o extremo climático ocorrido em 2015, o qual teve o impacto mais suave de todas as outras quatro secas do século.

Ao contrário do que Libonati et al. (2021) declaram, Aragão et al. (2018) demonstram que, na Amazônia, 2015 foi marcado por apresentar a maior estação de incêndios do século XXI. Os resultados dessa dissertação, porém, indicam que a dinâmica se difere um pouco na região MAP, uma vez que esse foi o ano seco com menor consequência de fogo

na cobertura vegetal desde 2003. As anomalias de chuva e fogo verificadas na região MAP demonstram que a seca que atingiu a Amazônia por quase todo o ano de 2015 alcançou o MAP somente nos últimos meses desse ano, sendo que o impacto desta foi percebido de forma mais marcante apenas a partir do final de 2015 e no ano de 2016, isso fica evidente quando se identifica somente o mês de novembro com anomalia positiva de fogo nesse primeiro ano e com a extensão queimada mais acentuada no ano seguinte. É importante salientar que isso não significa que o ano não tenha sido anômalo para o fogo ou que o impacto tenha sido pequeno, já que os anos de seca da série na região apresentam padrão elevado na ocorrência de fogo e suas implicações. Isso é percebido inclusive através do aumento na quantidade de polígonos de cicatrizes identificados em 2015 e no alto incremento em extensão queimada nesse ano.

Dessa forma, observa-se que o efeito das secas também tem singularidades de acordo com os locais e a severidade do evento. Enquanto a ocorrência de fogo na Amazônia nos anos de 2007 e 2015 foi fortemente influenciada pelas secas (SILVA JÚNIOR et al., 2019), na região MAP não foram registradas altas nas detecções de queimadas e incêndios no primeiro ano, e no segundo, apesar de ter sido verificado o início das alterações relacionadas ao El Niño, as maiores taxas foram detectadas em 2016.

Associadas as reduções no impacto dos eventos de queima estão as políticas ambientais adotadas pelas regiões, como os Planos de Prevenção e Controle do Desmatamento e Queimadas (PPCDQ) do Estados do Mato Grosso e do Acre, sendo que o primeiro é historicamente o estado amazônico com as maiores taxas de desmatamento, mas apresentou quedas acentuadas desde a primeira fase do Plano de Ação para a Prevenção do Desmatamento da Amazônia Legal (PPCDAm) (PRODES, 2020). Sendo assim, não é possível afirmar que as secas extremas não influenciaram nos aumentos dos eventos de fogo, visto que esta é uma equação com mais de uma variável, e os esforços para reduzir os impactos desses processos têm sido contínuos.

No entanto, Fonseca-Morello et al. (2017) alertam que ainda é necessário progredir nesse quesito. Os autores identificam fatores que prejudicam a eficácia das políticas públicas relacionadas aos implicações dos incêndios, tais como a alocação do orçamento público nas ações de combate aos incêndios, quando deveriam ser utilizadas para prevenir esses eventos e a reduzida capacidade institucional para fiscalizar o uso controlado do fogo.

No atual momento em que o mundo se encontra, no qual o Novo Coronavírus entra em destaque por ser um vírus leve e de rápido contágio, com taxa de severidade de 20% e mortalidade de 2 a 3%, as políticas públicas referentes a redução dos eventos de incêndios se tornam ainda mais importantes (WANG et al., 2020). O vírus, que assim como as doenças que acometem milhares de pessoas na região MAP decorrente da alta emissão de material poluente pelas queimadas e incêndios, afeta principalmente o trato respiratório e potencializa o problema já existente e identificado nesse trabalho. Morello (2021) afirma que a grande questão da temporada de incêndios encontra-se na dependência da segurança alimentar por parte dos pequenos produtores, os quais não tem condições de utilizar de recursos mecanizados para a preparação do solo, e no excesso de demanda da utilização do fogo por esses e outros atores. Dessa forma, o autor acredita que uma das formas de reduzir a associação entre o crescimento das vítimas afetadas pelo vírus e fragilizadas pela inalação de fumaça decorrente da queima consiste na implantação de um cronograma do uso do fogo. O intuito dessa prática é distribuir a demanda de uso dessa ferramenta por toda a estação seca e assim diminuir a contagem de incêndios mensais e consequentemente os atendimentos por doenças respiratórias (MORELLO, 2021).

Os eventos de fogo associados a extremos climáticos, além de apresentarem ampliação das extensões queimadas, também demonstram mudança no comportamento em relação aos tamanhos das cicatrizes. Silva et al. (2021), ao mapearem as cicatrizes de queimadas e incêndios para o estado do Acre entre 2016 e 2019, assim como o presente estudo, também avaliaram a contribuição em área queimada nos diferentes tamanhos de cicatrizes, mostrando o aumento de polígonos maiores de 100 ha em 2016, concordando com os resultados dessa pesquisa.

Miettinen e Liew (2009), em seu estudo analisando os padrões de cicatrizes no sudeste da Asia, afirmam que o tamanho das cicatrizes pode estar relacionado ao tipo de cobertura queimada. Segundo os autores, a maioria das cicatrizes pequenas são causadas pelas atividades de preparação do solo por pequenos agricultores e são tipicamente compactas, corroborando com os achados dessa pesquisa. Por outro lado, foi percebido que as cicatrizes com bordas mais fragmentadas são comumente encontradas em áreas de floresta, sugerindo incêndios florestais, em consonância com os resultados encontrados no MAP (MIETTINEN; LIEW, 2009). Anderson et al. (2015) nas análises do impacto causado pelas queimadas e incêndios de 2010 no estado do Mato Grosso, identificaram

que a 93 e 99% das grandes áreas queimadas (> 500 ha) ocorreram em áreas de florestas intactas e cerrado, enquanto as cicatrizes de áreas agrícolas foram maiores do que 300 ha.

Outra forma de identificar a origem do fogo, consiste na análise da recorrência. Em geral, áreas de produção agrícola queimam com maior frequência do que os locais em que o fogo é aplicado para limpeza após o desmatamento e áreas de florestas atingidas pelo escape da queima, como apontado pelos resultados dessa pesquisa. Ao analisar a queima em florestas de sub-bosque Morton et al. (2013) perceberam que a localização e frequência da recorrência da queima nas florestas amazônicas foram, em boa parte, influenciadas pelo clima, uma vez que os incêndios recorrentes foram mais extensos nas grandes secas de 2007 e 2010. Os autores afirmam que há menos evidências de um feedback positivo no fogo em anos de normal climatológica.

Alencar et al. (2015) também observaram que a maior parte das florestas densas da Amazônia foram queimadas apenas uma vez. Seus resultados indicam que as florestas densas têm menos probabilidade de queimar repetidas vezes e que maioria das áreas que apresentaram muitas repetições de queima se encontram próximas locais de ocupação antrópica. Além disso, o número médio de incêndios repetidos mostrou que as florestas abertas e de transição queimam mais vezes do que a floresta densa e o tempo de retorno do fogo delas também é mais rápido (ALENCAR et al., 2015).

Uma das contribuições relevantes trazidas nessa pesquisa consiste na análise da vegetação secundária queimada. Embora seja uma variável importante na predição de áreas mais propensas a aplicação do fogo (FONSECA et al., 2019), entende-se que há uma certa dificuldade em mapear essas florestas, principalmente, por conta das semelhanças espectrais entre os diferentes estágios sucessionais (NEEFF et al., 2006).

Por conta desse impedimento, NEEFF et al. (2006) modelaram a área coberta por vegetação secundária na Amazônia entre 1978 e 2002, identificando que 17% da área total do bioma era composta por essa classe. Os autores, assim como Silva Junior et al. (2020), perceberam ampla cobertura de florestas secundárias nos primeiros anos, mas à medida que o desmatamento avançou a porcentagem dessa vegetação diminuiu continuamente. No entanto a dinâmica observada no presente estudo vai de encontro aos autores citados, uma vez que além de ser constatada o aumento da presença de vegetação

secundária através dos anos, a proporção queimada desta também apresenta incremento em relação as florestas queimadas consideradas primárias no recorte.

É possível que essa diferença de cenários entre Amazônia e MAP seja devido as fortes diferenças do padrão do desmatamento entre essas regiões. Os dados do Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES) demonstram queda acentuada da perda florestal entre 2004 e 2011 na Amazônia, enquanto no mapeamento realizado por Hansen et al. (2013) o MAP apresenta pequenas variações entre 2006 e 2015, tendo um aumento acentuado a partir de 2016. Isso corrobora a alta presença de vegetação secundária com idades inferior a 9 anos observada por Silva Junior et al. (2020) em contraste com os resultados encontrados neste documento.

6. CONCLUSÕES

Nesta pesquisa é demonstrada uma nova metodologia para o mapeamento de áreas queimadas em grande escala e séries temporais extensas. O algoritmo de detecção de cicatrizes Fire MAP demonstrou eficácia na identificação de locais queimados, chegando a mapear áreas de até 0,5 ha de extensão, as quais não são detectadas pelos produtos globais existentes.

O Fire MAP também apresentou consistência de dados históricos ao proporcionar uma análise ao longo dos 16 anos estudados, de modo a propiciar o entendimento do padrão de ocorrência e recorrência do fogo e visualizar os anos que tiveram queima acima da média dos períodos referente as fases do desmatamento na região. Além disso, a metodologia de mapeamento da recorrência se mostrou bastante eficaz, uma vez que não somente foi possível verificar os diferentes locais de acordo com a frequência da queima, como quantificar e caracterizar as classes de uso e cobertura da terra associadas a elas. Outra inovação foi a janela temporal adotada, a qual assegurou resultados menos conservadores e com maior exatidão.

O produto de área queimada também permitiu avaliar a dinâmica de ocorrência nos diferentes tipos de uso e cobertura da terra. Dessa forma, foi confirmado que a maior parte da queima ocorreu por ignição em áreas de uso agropecuário, ao se utilizar o fogo como ferramenta para o manejo da terra, e, em sequência, o escape atingir áreas de formações florestais e não florestais. O processo observado demonstrou que uma parte expressiva dessas áreas já se encontra em curso de empobrecimento do solo, o que pode ocasionar em perdas da produtividade dos locais com alta repetição de queima.

A aplicação dos mapas anuais do Projeto MapBiomias Amazônia [2] para identificar as áreas de renovação da vegetação de floresta, a partir da caracterização das áreas de vegetação secundária, também apresentou resultados satisfatórios a pesquisa. A metodologia utilizada permitiu aferir que a maior parte do fogo nesses locais ocorre em até três anos após o desmatamento, isso comprova que áreas com essas idades de vegetação apresentam maior probabilidade de serem queimadas.

A maior dificuldade encontrada por esse estudo deve-se a grande incidência de nuvens na área de trabalho, a qual impossibilitou a ampliação do recorte temporal. Acredita-se que a aplicação do algoritmo em locais com menor concentração de nuvens possibilite

alcançar uma série histórica mais extensa do que a utilizada aqui. Ademais, ainda é necessário automatizar as metodologias de recorrência, caracterização das coberturas da terra queimadas e vegetação secundária, uma vez que isso permitirá a utilização dessas ferramentas de análises em outras áreas, auxiliando nas atividades de gestão de risco associado ao uso do fogo e tomadas de decisões para implementação de ações de monitoramento e combate mais eficazes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALENCAR, A. A.; BRANDO, P. M.; ASNER, G. P.; PUTZ, F. E. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. **Ecological Applications**, v. 25, n. 6, p. 1493–1505, 2015.

ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; VERA DIAZ, M. C. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: area burned and committed carbon emissions. **Earth Interactions**, v. 10, n. 6, p. 1, 2006.

ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C.; GLOOR, M.; ARAI, E.; ADAMI, M.; SAATCHI, S. S.; MALHI, Y.; SHIMABUKURO, Y. E.; BARLOW, J.; BERENGUER, E.; DUARTE, V. Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 29, n. 10, p. 1739–1753, 2015.

ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O.; SELAYA, G.; MARCHEZINI, V.; ASCORRA, C. **Multi-Actor Adaptation Plan to cope with Forests under Increasing Risk of Extensive fires (MAP-FIRE)**. São José dos Campos-SP: INPE, 2018.

ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; FONSECA, M. G.; ROSAN, T. M.; VEDOVATO, L. B.; WAGNER, F. H.; SILVA, C. V. J.; SILVA JUNIOR, C. H. L.; ARAI, E.; AGUIAR, A. P.; BARLOW, J.; BERENGUER, E.; DEETER, M. N.; DOMINGUES, L. G.; GATTI, L.; GLOOR, M.; MALHI, Y.; MARENGO, J. A.; MILLER, J. B.; PHILLIPS, O. L.; SAATCHI, S. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, v. 9, n. 536, p. 12, 2018.

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y.; ANDERSON, L.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1779–1785, 2008.

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R. M.; SAATCHI, S.; ANDERSON, L. O.; SHIMABUKURO, Y. E. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. L07701, p. 1–5, 2007.

ARAÚJO, L. O. **Dinâmica espaço-temporal dos focos de calor na microrregião de Paragominas-Pará**. Monografia (Conclusão de Curso em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural da Amazônia, Paragominas, 2019.

ARDEN POPE III, C.; DOCKERY, D. W. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v.56, n.6, p.709-742, 2012.

ARTÉS, T.; OOM, D.; DE RIGO, D.; DURRANT, T. H.; MAIANTI, P.; LIBERTT, G.; SAN-MIGUEL-AYANZ, J. A global wildfire dataset for the analysis of fire regimes and fire behaviour. **Scientific Data**, v. 6, n. 296, p. 1–11, 2019.

BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M.; BRANDO, P. M.; PORTELA, O.; GUILHERME, P.; REUNING-SCHERER, J. D.; DE CARVALHO, O. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 1, p. 68–77, 2011.

BALLIVIÁN, G. R.; SILVA, S. S DA; BROWN, F.; FERREIRA, E.; SCHMIDLEHNER, M. F.; PERZ, S.G.; NAY, H. F.; HECTOR, E.; LOAIZA, G. . MAPIENSE. **Journal of Chemical Information and Modeling**, v. 53, n. 2, p. 7–98, 2015.

BARBOSA, A. H. D. S.; CARVALHO, R. G.; CAMACHO, R. G. V. Aplicação do NDVI para a análise da distribuição espacial da cobertura vegetal na região serrana de Martins e Portalegre – Estado do Rio Grande do Norte. **Revista do Departamento de Geografia da USP**, v. 33, p. 128, 2017.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 491 , de 19 de novembro de 2018**: dispõe sobre padrões de qualidade do ar. Brasília: MMA, 2018.

BROWN, F. I.; SCHROEDER, W.; SETZER, A.; DE LOS RIOS, M. M.; PANTOJA, N.; DUARTE, A.; MARENGO, J. Monitoring fires in southwestern Amazonia rain forests. **EOS**, v. 87, n. 26, p. 253–255, 2006.

CAMPANHARO, W. A.; LOPES, A. P.; ANDERSON, L. O.; DA SILVA, T. F. M. R.; ARAGÃO, L. E. O. C. Translating fire impacts in Southwestern Amazonia into economic costs. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, 2019a.

CAMPANHARO, W.; LOPES, A.; ANDERSON, L.; DA SILVA, T.; ARAGÃO, L. Translating fire impacts in southwestern Amazonia into economic costs. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, p. 764, 2019b.

CARDONA, O.; MAARTEN, K. V. A. Determinants of risk: exposure and vulnerability. In: FIELD, C.; BARROS, V.; STOCKER, T.; QIN, D.; DOKKEN, D. J.; EBI, K.; MASTRANDREA, M. D.; MACH, K. J.; PLATTNER, G. K.; ALLEN, S.; TGNOR, M.; MIDGLEY, P. (Ed.). **Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2012. p. 65–108.

CARVALHO, L. M. V.; JONES, C.; LIEBMANN, B. The South Atlantic convergence zone: intensity, form, persistence, and relationships with intraseasonal to interannual activity and extreme rainfall. **Journal of Climate**, v. 17, n. 1, p. 88–108, 2004.

CASCIO, W. E. Wildland fire smoke and human health. **Science of the Total Environment**, v. 624, p. 586–595, 2018.

CASTILLO, E. B.; TURPO CAYO, E. Y.; DE ALMEIDA, C. M.; LÓPEZ, R. S.; ROJAS BRICEÑO, N. B.; SILVA LÓPEZ, J. O.; GURBILLÓN, M. Á. B.; OLIVA, M.; ESPINOZA-VILLAR, R. Monitoring wildfires in the northeastern peruvian amazon using landsat-8 and sentinel-2 imagery in the GEE platform. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 9, n. 10, p. 1–22, 2020.

CHÁVES, A. R.; JORDÁN, C. J. A.; BERROCAL, P. T. **Pensando la Amazonía desde Pando**: el MAP (Madre de Dios, Acre y Pando). Disponível em: <https://books.google.com.br/books?id=aeFsni7WJ1EC&pg=PA166&lpg=PA166&dq=seminários+MINI-MAP+ACRE&source=bl&ots=fKpd6cjqN&sig=ACfU3U2nBQf4ngSffNg2ddS0CpxBwyMtLw&hl=en&sa=X&ved=2ahUKEwjJqvmo-Y_oAhVVILkGHTPJBAwQ6AEwD3oECAoQAQ#v=onepage&q=seminários+MINI-MAP+ACRE&f=false> . Acesso em: 10 mar. 2020.

CHAVEZ, A. B. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1986 and 2007 in southeastern Peru: policy drivers and road implications. **Journal of Land Use Science**, v. 9, n. 4, p. 414–437, 2014.

CHUVIECO, E.; MOUILLOT, F.; VAN DER WERF, G. R.; SAN MIGUEL, J.; TANASSE, M.; KOUTSIAS, N.; GARCÍA, M.; YEBRA, M.; PADILLA, M.; GITAS, I.; HEIL, A.; HAWBAKER, T. J.; GIGLIO, L. Historical background and current developments for mapping burned area from satellite Earth observation. **Remote Sensing of Environment**, v. 225, p. 45–64, 2019.

CHUVIECO, E.; PTTINARI, M. L.; LIZUNDIA-LOIOLA, J.; STORM, T.; PADILLA PARELLADA, M. **ESA Fire Climate Change Initiative (Fire_CCI)**: MODIS fire_cci burned area pixel product, version 5.1. Centre for Environmental Data Analysis. Disponível em: <<https://catalogue.ceda.ac.uk/uuid/58f00d8814064b79a0c49662ad3af537>> . Acesso em: 11 mar. 2021.

COCHRANE, M. A. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1515–1521, 2001.

COE, M. T.; MARTHEWS, T. R.; COSTA, M. H.; GALBRAITH, D. R.; GREENGLASS, N. L.; IMBUZEIRO, H. M. A.; LEVINE, N. M.; MALHI, Y.; MOORCROFT, P. R.; MUZA, M. N.; POWELL, T. L.; SALESKA, S. R.; SOLORZANO, L. A.; WANG, J. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, 2013.

COPERTINO, M.; PIEDADE, M. T. F.; VIEIRA, I. C. G.; BUSTAMANTE, M. Desmatamento, fogo e clima estão intimamente conectados na Amazônia. **Tendências**, v. 71, n. 4, p. 5, 2019.

DA SILVA, A. P. G.; MEWS, H. A.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; DE OLIVEIRA, E. A.; MORANDI, P. S.; OLIVERAS, I.; MARIMON, B. S. Recurrent wildfires drive rapid taxonomic homogenization of seasonally flooded Neotropical forests.

Environmental Conservation, v. 45, n. 4, p. 378–386, 2018.

DO CARMO, C. N.; HACON, S.; LONGO, K. M.; FREITAS, S.; IGNOTTI, E.; DE LEON, A. P.; ARTAXO, P. Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. **Revista Panamericana de Salud Publica/Pan American Journal of Public Health**, v. 27, n. 1, p. 10–16, 2010.

DO CARMO, W.; DO CARMO, M. G. Desmatamento, queimadas e ameaça de extinção da flora e fauna na Amazônia brasileira. **Revista Científica do Instituto Ideia**, v. 8, n. 2, p. 49–61, 2019.

DUCHELLE, A. E.; HOYOS, N.; ZAMBRANO, A. M. A.; MARIK, M.; BROADBENT, E.; KAINER, K. A. Conservation in an Amazonian tri-national frontier: patterns and drivers of land cover change in community-managed forests. In: **TAKING STOCK OF SMALLHOLDER AND COMMUNITY FORESTRY: WHERE DO WE GO FROM HERE?**, 2010. **Proceedings...** 2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/266892129_Conservation_in_an_Amazonian_tri-national_frontier_patterns_and_drivers_of_land_cover_change_in_community-managed_forests/figures?lo=1>. Acesso em: 3 fev. 2020.

EARL, N.; SIMMONDS, I. Spatial and temporal variability and trends in 2001–2016 global fire activity. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 123, n. 5, p. 2524–2536, 2018.

FARIAS RODRIGUES, M. **Adoção do uso do fogo na agricultura: uma análise das crenças dos assentados e produtores das regiões do DF e entorno**. Monografia (Graduação em Agronegócio) - Universidade de Brasília, Brasília, 2014.

FEARNSIDE, P. M. **A Floresta Amazônica nas mudanças globais**. 2003. Disponível em: <<http://acta.inpa.gov.br>>. Acesso em: 6 fev. 2020.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I.; PEREIRA, V. B. Emissões de gases do efeito estufa por desmatamento e incêndios florestais em Roraima: fontes e sumidouros. **Revista Agro@Mambiente on-Line**, v. 7, n. 1, p. 95–111, 2013.

FISCHER, A. P.; PAVEGLIO, T.; CARROLL, M.; MURPHY, D.; BRENKERT-SMITH, H. Assessing social vulnerability to climate change in human communities near public forests and grasslands: a framework for resource managers and planners. **Journal of Forestry**, v.111, n.5, p.357-365, 2013.

FLANNIGAN, M.; CANTIN, A. S.; DE GROOT, W. J.; WOTTON, M.; NEWBERY, A.; GOWMAN, L. M. Global wildland fire season severity in the 21st century. **Forest Ecology and Management**, v. 294, p. 54–61, 2013.

FONSECA-MORELLO, T.; RAMOS, R.; STEIL, L.; PARRY, L.; BARLOW, J.; MARKUSSON, N.; FERREIRA, A. Fires in Brazilian Amazon: why does policy have a limited impact? 1. **Ambiente & Sociedade**, v. 20, n. 4, p. 19–38, 2017.

FONSECA, M. G.; ALVES, L. M.; AGUIAR, A. P. D.; ARAI, E.; ANDERSON, L. O.; ROSAN, T. M.; SHIMABUKURO, Y. E.; ARAGÃO, L. E. O. E. C. Effects of climate and land-use change scenarios on fire probability during the 21st century in the Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v. 25, n. 9, p. 2931–2946, 2019.

FORNACCA, D.; REN, G.; XIAO, W. Evaluating the best spectral indices for the detection of burn scars at several post-fire dates in a Mountainous Region of Northwest Yunnan, China. **Remote Sensing**, v. 10, n. 8, 2018.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M.; PEDREROS, D.; VERDIN, J.; SHUKLA, S.; HUSAK, G.; ROWLAND, J.; HARRISON, L.; HOELL, A.; MICHAELSEN, J. The climate hazards infrared precipitation with stations - a new environmental record for monitoring extremes. **Scientific Data**, v. 2, n. 1, p. 1–21, 8 dez. 2015.

GARCÍA, M. J. L.; CASELLES, V. Mapping burns and natural reforestation using thematic mapper data. **Geocarto International**, v. 6, n. 1, p. 31–37, 1991.

GIGLIO, L.; BOSCHETTI, L.; ROY, D. P.; HUMBER, M. L.; JUSTICE, C. O. The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. **Remote Sensing of Environment**, v. 217, p. 72–85, 2018.

GIOVANINI, G.; LUCCHESI, S. Modifications induced in soil physico-chemical parameters. **Soil Science**, v. 162, n. 7, p. 479–486, 1997.

GOODMAN, R. C.; HARMAN ARAMBURU, M.; GOPALAKRISHNA, T.; PUTZ, F. E.; GUTIÉRREZ, N.; MENA ALVAREZ, J. L.; AGUILAR-AMUCHASTEGUI, N.; ELLIS, P. W. Carbon emissions and potential emissions reductions from low-intensity selective logging in southwestern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 439, p. 18–27, 2019.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 2017.

GUILLEM-COGOLLOS, R.; VINUÉ-VISÚS, D.; CASELLES-MIRALLES, V.; ESPINÓS-MORATÓ, H. Estudio crítico de los índices de severidad y la superficie afectada por el incendio de Sierra de Luna (Zaragoza). **Revista de Teledetección**, v. 49, p. 63–77, 2017.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J. R. G. High-resolution global maps of 21st-Century forest cover change. **Science**, v.342, n.6160, p.850-853, 2013.

IGNOTTI, E.; VALENTE, J. G.; LONGO, K. M.; FREITAS, S. R.; HACON, S. DE S.; NETTO, P. A. Impact on human health of particulate matter emitted from burnings in the Brazilian Amazon region. **Revista de Saúde Pública**, v. 44, n. 1, p. 121–30, 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **PRODES** — monitoramento do desmatamento da Floresta Amazônica brasileira Por satélite. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>>. Acesso em: 8 mar. 2021.

JACQUES, A. V. A. A queima das pastagens naturais: efeitos sobre o solo e a vegetação. **Ciência Rural**, v. 33, n. 1, p. 177–181, 2003.

JOHNSTON, F. H.; HENDERSON, S. B.; CHEN, Y.; RANDERSON, J. T.; MARLIER, M.; DEFRIES, R. S.; KINNEY, P.; BOWMAN, D. M. J. S.; BRAUER, M. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. **Environmental Health Perspectives**, v. 120, n. 5, p. 695–701, 2012a.

JOHNSTON, F. H.; HENDERSON, S. B.; CHEN, Y.; RANDERSON, J. T.; MARLIER, M.; DEFRIES, R. S.; KINNEY, P.; BOWMAN, D. M. J. S.; BRAUER, M. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. **Environmental Health Perspectives**, v. 120, n. 5, p. 695–701, 2012b.

KEY, C. H.; BENSON, N. C. LA-1 Landscape Assessment (LA) sampling and analysis methods. In: LUTES, D. C.; KEANE, R. E.; CARATTI, J. F.; HEY, C. H.; BENSON, N. C.; SUTHERLAND, S.; GANGI, L. J. (Ed.). **FIREMON: Fire Effects Monitoring and inventory system**. [S.l.]: USDA, 2006.

KHANNA, J.; MEDVIGY, D.; FUEGLISTALER, S.; WALKO, R. Regional dry-season climate changes due to three decades of Amazonian deforestation. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 3, p. 200–204, 2017.

LEITE, C. C. S. S.; SANTOS, S. M. B.; FRANCA-ROCHA, W. D. J. S.; SILVA, A. D. B.; BAPTISTA, G. M. D. M. Análise dos incêndios ocorridos no parque nacional em índices espectrais de vegetação. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 6, n. 69, p. 1127–1141, 2017a.

LEITE, C. C. S. S.; SANTOS, S. M. B.; SILVA, A. B.; ROCHA, W. DE J. S. DA F. Utilização dos índices espectrais NBR e NDVI na caracterização de incêndios no PARNA Chapada Diamantina (Bahia): Estudo de caso dos Gerais do Machobongo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2017, Santos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2017b.

- LENNOX, G. D.; GARDNER, T. A.; THOMSON, J. R.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; MAC NALLY, R.; ARAGÃO, L. E. O. C.; FERRAZ, S. F. B.; LOUZADA, J.; MOURA, N. G.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARDINI, R.; SOLAR, R. R. C.; VAZ-DE MELLO, F. Z.; VIEIRA, I. C. G.; BARLOW, J. Second rate or a second chance? assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 24, n. 12, p. 5680–5694, 2018.
- LIBONATI, R.; PEREIRA, J. M. C.; CAMARA, C.; PERES, L.; OOM, D.; RODRIGUES, J. A.; LEMOS, F.; TRIGO, R. M.; GOUVEIA, C.; MACHADO-SILVA, F.; ENRICH-PRAST, A.; SILVA, J. M. N. 21st century droughts have not increasingly exacerbated fire season severity in the Brazilian Amazon. **Scientific Reports**, v. 11, n. 4400, p. 1–13, 2021.
- LIMA, D. S. **A estrada do pacífico na amazônia sul-ocidental e o processo de integração regional na tríplice fronteira (Brasil, Bolívia, Peru)**. 2018. 257 p. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2018.
- LINDENMAYER, D. B.; KOOYMAN, R. M.; TAYLOR, C.; WARD, M.; WATSON, J. E. M. Recent Australian wildfires made worse by logging and associated forest management. **Nature Ecology and Evolution**, 1 jul. 2020. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41559-020-1195-5>>. Acesso em: 20 fev. 2021
- LIZUNDIA-LOIOLA, J.; PETTINARI, M. L.; CHUVIECO, E. Temporal anomalies in burned area trends: satellite estimations of the Amazonian 2019 fire crisis. **Remote Sensing**, v. 12, n. 1, p. 151, 2020.
- LONG, T.; ZHANG, Z.; HE, G.; JIAO, W.; TANG, C.; WU, B.; ZHANG, X.; WANG, G.; YIN, R. 30m resolution global annual burned area mapping based on landsat images and Google Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 11, n. 5, p. 1–30, 2019.
- MASCARENHAS, M. D. M.; VIEIRA, L. C.; LANZIERI, T. M.; LEAL, A. P. P. R.; DUARTE, A. F.; HATCH, D. L. Anthropogenic air pollution and respiratory disease-related emergency room visits in Rio Branco, Brazil - September, 2005. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 34, n. 1, p. 42–46, 2008.
- MATSON, M.; HOLBEN, B. Satellite detection of tropical burning in Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p. 509–516, 1987.
- MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagem de sensoriamento remoto**. Brasília: UnB, 2012.
- MIETTINEN, J.; LIEW, S. C. Burn-scar patterns and their effect on regional burnt-area mapping in insular South-East Asia. **International Journal of Wildland Fire**, v. 18, n. 7, p. 837–847, 2009.
- MOORE, R. T.; HANSEN, M. C. Google Earth Engine: a new cloud-computing platform for global-scale earth observation data and analysis. **AGUFM**, v. 2011, p. IN43C-02, 2011.

MORELLO, T. F. COVID-19 and agricultural fire pollution in the Amazon: puzzles and solutions. **World Development**, v.138, e105276, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105276>>. Acesso em: 17 mar. 2021

MORENO, A. R. Climate change and human health in Latin America: drivers, effects, and policies. **Regional Environmental Change**, v. 6, n. 3, p. 157–164, 2006.

MORTON, D. C.; LE PAGE, Y.; DEFRIES, R.; COLLATZ, G. J.; HURTT, G. C. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, 2013.

NAWAZ, M. O.; HENZE, D. K. Premature deaths in Brazil associated with long-term exposure to PM_{2.5} from Amazon fires between 2016 and 2019. **GeoHealth**, v. 4, n. 8, 2020.

NEEFF, T.; LUCAS, R. M.; SANTOS, J. R.; BRONDIZIO, E. S.; FREITAS, C. C. Area and age of secondary forests in Brazilian Amazonia 1978-2002: an empirical estimate. **Ecosystems**, v. 9, n. 4, p. 609–623, 2006.

NEMANI, R.; VOTAVA, P.; MICHAELIS, A.; MELTON, F.; MILESI, C. Collaborative supercomputing for global change science. **EOS**, v. 92, n. 13, p. 109–110, 2011.

NOGUEIRA, D. S.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; OLIVEIRA, E. A.; MORANDI, P.; REIS, S. M.; ELIAS, F.; NEVES, E. C.; FELDPAUSCH, T. R.; LLOYD, J.; PHILLIPS, O. L. Impacts of fire on forest biomass dynamics at the southern Amazon edge. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 4, p. 285–292, 2019.

PENHA, T. V.; KÖRTING, T. S.; FONSECA, L. M. G.; SILVA JÚNIOR, C. H. L.; PLETSCH, M. A. J. S.; ANDERSON, L. O.; MORELLI, F. Burned area detection in the Brazilian Amazon using spectral indices and GEOBIA. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 72, n. 2, p. 253–269, 2020.

PEREIRA, I. M. S.; CARVALHO, E. V.; BATISTA, A. C.; MACHADO, I. E. S.; TAVARES, M. E. F.; GIONGO, M. Identification of burned areas by special index in a cerrado region of the state of Tocantins, Brazil. **Floresta**, v. 4, n. 4, p. 553–562, 2018.

PEREIRA, J. M. C.; SÁ, A. C. L.; SOUSA, A. M. O.; SILVA, J. M. N.; SANTOS, T. N.; CARREIRAS, J. M. B. Spectral characterisation and discrimination of burnt areas. In: CHUVIECO, E. (Ed.). **Remote sensing of large wildfires**. Berlin: Springer, 1999. p. 123–138.

PESSÔA, A. C. M.; ANDERSON, L. O.; CARVALHO, N. S.; CAMPANHARO, W. A.; SILVA JUNIOR, C. H. L.; ROSAN, T. M.; REIS, J. B. C.; PEREIRA, F. R. S.; ASSIS, M.; JACON, A. D.; OMETTO, J. P.; SHIMABUKURO, Y. E.; SILVA, C. V. J.; PONTES-LOPES, A.; MORELLO, T. F.; ARAGÃO, L. E. O. C. Intercomparison of burned area products and its implication for carbon emission estimations in the Amazon. **Remote Sensing**, v. 12, n. 23, p. 3864, 2020.

PIMENTEL, A. S.; BROWN, L. V. R.; FERREIRA, A. M. A contribuição da sala de situação acreana no monitoramento trinacional de desastres. In: ENCONTRO NACIONAL DE DESASTRES, 2., 2020. **Anais...** 2020. Disponível em: <www.sema.ac.gov.br>. Acesso em: 13 fev. 2021

QUESADA, H. B.; REDONDO, G.; GIMENES VERNASQUI, L.; JANDREICE MAGNONI, P. H.; ARANTES, E. J. Análise da vegetação ripária em bacia hidrográfica utilizando Índice De Vegetação Normalizada (Ndvi) no município de Maringá-PR. **Geo UERJ**, n. 31, p. 439–455, 2017.

REDDINGTON, C. L.; BUTT, E. W.; RIDLEY, D. A.; ARTAXO, P.; MORGAN, W. T.; COE, H.; SPRACKLEN, D. V. Air quality and human health improvements from reductions in deforestation-related fire in Brazil. **Nature Geoscience**, v. 8, n. 10, p. 768–771, 2015.

RIBEIRO, L. M.; VIEGAS, D. X.; ALMEIDA, M.; MCGEE, T. K.; PEREIRA, M. G.; PARENTE, J.; XANTHOPOULOS, G.; LEONE, V.; DELOGU, G. M.; HARDIN, H. Extreme wildfires and disasters around the world: Lessons to be learned. In: TEDIM, F.; LEONE, V.; MCGEE, T. K. (Ed.). **Extreme wildfire events and disasters: root causes and new management strategies**. Amsterdam: Elsevier, 2019. p. 31–51.

RIOJA BALLIVIÁN, G. Antropología de frontera: Investigación acción en la región trinacional MAP. **AIBR. Revista de Antropología Iberoamericana**, n. 43, 2005.

RODRÍGUEZ PEÑA, A. “**Prevención, control y uso del fuego en la Chiquitania:** comunidades buscan reducir el impacto de incendios forestales provocados por prácticas agrícolas inadecuadas y el cambio climático. Santa Cruz de la Sierra, 2012. Disponível em: <www.cambioclimatico-bolivia.org>. Acesso em: 6 fev. 2020.

ROTETA, E.; BASTARRIKA, A.; PADILLA, M.; STORM, T.; CHUVIECO, E. Development of a Sentinel-2 burned area algorithm: Generation of a small fire database for sub-Saharan Africa. **Remote Sensing of Environment**, v. 222, p. 1–17, 2019.

SANTOS, S. M. B.; BENTO-GONÇALVES, A.; FRANCA-ROCHA, W.; BAPTISTA, G. Assessment of burned forest area severity and postfire regrowth in chapada diamantina national park (Bahia, Brazil) using dnbr and rdnbr spectral indices. **Geosciences (Switzerland)**, v. 10, n. 3, p. 19, 2020.

SANTOS, S. M. B.; LEITE, C. C. S. S.; ROCHA, W. J. S. F.; BAPTISTA, G. M. M.; BENTO-GONÇALVES, A. J. Análise do grau de severidade em área queimada no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia: estudo comparativo em dados dos sensores MUX-IRS\CBERS-4 e OLI\LANDSAT-8. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2017, Santos, SP. **Anais...** SÃO José dos Campos, SP: INPE, 2017.

SAYLER, K. **Landsat 8 collection 1 (C1) Land Surface Reflectance Code (LaSRC) product guide**. 2020. Disponível em: <https://www.usgs.gov/media/files/landsat-8-collection-1-land-surface-reflectance-code-product-guide>.

SELAYA, G.; SILVA, S.; ALBORNOZ, M. A.; REIS, J. B. C.; LEITE, C. C. S. S.; COSTA, J. G.; SILVA, I. S.; FERREIRA, I. J. M.; ANDERSON, L. O. **Informe ejecutivo quemas 2019 PANDO**. Cobija-Pando: [s.n.], 2020.

SEYMOUR, B. F.; HARRIS, N. L. Reducing tropical deforestation. **Science**, v. 365, n. 6455, p. 756–758, 2019.

SILVA, S. S.; ALENCAR, A. A. C.; MENDOZA, E. R. H.; BROWN, I. F. **Dinâmica dos incêndios florestais no Estado do Acre nas décadas de 90 e 00**. 2017. 130f p. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) - Insitituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2017.

SILVA, S. S.; FEARNSSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L.A.; BROWN, I. F.; ALENCAR, A.; MELO, A. W. F. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 312–322, 2018.

SILVA, S. S.; OLIVEIRA, I.; MORELLO, T. F.; ANDERSON, L. O.; KARLOKOSKI, A.; BRANDO, P. M.; MELO, A. W. F.; COSTA, J. G.; SOUZA, F. S. C.; SILVA, I. S.; NASCIMENTO, E. S.; PEREIRA, M. P.; ALMEIDA, M. R. N.; ALENCAR, A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BROWN, I. F.; GRAÇA, P. M. L. A.; FEARNSSIDE, P. M. Burning in southwestern Brazilian Amazonia, 2016–2019. **Journal of Environmental Management**, v. 286, p. 112189, 2021.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; ANDERSON, L. O.; SILVA, A. L.; ALMEIDA, C. T.; DALAGNOL, R.; PLETSCHE, M. A. J. S.; PENHA, T. V.; PALOSCHI, R. A.; ARAGÃO, L. E. O. C. Fire responses to the 2010 and 2015/2016 Amazonian droughts. **Frontiers in Earth Science**, v. 7, 2019.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; ARAGÃO, L. E. O. C.; FONSECA, M. G.; ALMEIDA, C. T.; VEDOVATO, L. B.; ANDERSON, L. O. Deforestation-induced fragmentation increases forest fire occurrence in central Brazilian Amazonia. **Forests**, v. 9, n. 305, p. 1–16, 2018.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; HEINRICH, V. H. A.; FREIRE, A. T. G.; BROGGIO, I. S.; ROSAN, T. M.; DOBLAS, J.; ANDERSON, L. O.; ROUSSEAU, G. X.; SHIMABUKURO, Y. E.; SILVA, C. A.; HOUSE, J. I.; ARAGÃO, L. E. O. C. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 1–9, 2020.

SILVA, S. S.; ANDERSON, L. O.; COSTA, J. G.; SOUZA, F. S. C.; NASCIMENTO, E. S.; SILVA, I. S.; PEREIRA, M. P.; SILVA, F. V.; ALMEIDA, M. R. N.; XAUD, H. A. M.; XAUD, M. R.; MELO, A. W. F. **Relatório executivo: queimadas 2019 -** Cruzeiro do Sul: Projeto Acre Queimadas, 2020.

SILVEIRA, M. V. F.; PETRI, C. A.; BROGGIO, I. S.; CHAGAS, G. O.; MACUL, M. S.; LEITE, C. C. S. S.; FERRARI, E. M. M.; AMIM, C. G. V.; FREITAS, A. L. R.; MOTTA, A. Z. V.; CARVALHO, L. M. E.; SILVA JUNIOR, C. H. L.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. Drivers of fire anomalies in the Brazilian Amazon: lessons learned from the 2019 fire crisis. **Land**, v. 9, n. 12, p. 516, 2020.

SMITH, A. M. S.; DRAKE, N. A.; WOOSTER, M. J.; HUDAK, A. T.; HOLDEN, Z. A.; GIBBONS, C. J. Production of Landsat ETM+ reference imagery of burned areas within Southern African savannahs: comparison of methods and application to MODIS. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 12, p. 2753–2775, 2007.

SMITH, L. T.; ARAGÃO, L. E. O. C.; SABEL, C. E.; NAKAYA, T. Drought impacts on children's respiratory health in the Brazilian Amazon. **Scientific Reports**, v. 4, n. 3726, p. 1–8, 2014.

SOUTHWORTH, J.; MARSIK, M.; QIU, Y.; PERZ, S.; CUMMING, G.; STEVENS, F.; ROCHA, K.; DUCHELLE, A.; BARNES, G. Roads as drivers of change: trajectories across the tri-national frontier in MAP, the southwestern Amazon. **Remote Sensing**, v. 3, n. 5, p. 1047–1066, 2011.

SOUZA, C. M.; ROBERTS, D. A.; MONTEIRO, A. Multitemporal analysis of degraded forests in the southern Brazilian Amazon. **Earth Interactions**, v. 9, n. 19, p. 1–25, out. 2005.

SPRACKLEN, D. V.; GARCIA-CARRERAS, L. The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. **Geophysical Research Letters**, v. 42, n. 21, p. 9546–9552, 2015.

TRIGG, S.; FLASSE, S. An evaluation of different bi-spectral spaces for discriminating burned shrub-savannah. **International Journal of Remote Sensing**, v. 22, n. 13, p. 2641–2647, 2001.

VASCONCELOS, S. S.; BROWN, I. F. The use of hot pixels as an indicator of fires in the MAP region: tendencies in recent years in Acre, Brazil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2007. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/rep/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.01.20.14?languagebutton=pt-BR&searchsite=bibdigital.sid.inpe.br:80>>

VEDOVATO, L. B. **Análise espaço-temporal do desacoplamento dos padrões de fogo e desmatamento na Amazônia**. 2016. 121p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2016.

WALKER, W. S.; GORELIK, S. R.; BACCINI, A.; ARAGON-OSEJO, J. L.; JOSSE, C.; MEYER, C.; MACEDO, M. N.; AUGUSTO, C.; RIOS, S.; KATAN, T.; DE SOUZA, A. A.; CUELLAR, S.; LLANOS, A.; ZAGER, I.; MIRABAL, G. D.; SOLVIK, K. K.; FARINA, M. K.; MOUTINHO, P.; SCHWARTZMAN, S. The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 117, n. 6, p. 3015–3025, 2020.

WANG, C.; HORBY, P. W.; HAYDEN, F. G.; GAO, G. F. A novel coronavirus outbreak of global health concern. **The Lancet**, 15 fev. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/S0140-6736>>. Acesso em: 17 mar. 2021

WHITCRAFT, A. K.; VERMOTE, E. F.; BECKER-RESHEF, I.; JUSTICE, C. O. Cloud cover throughout the agricultural growing season: Impacts on passive optical earth observations. **Remote Sensing of Environment**, v. 156, p. 438–447, 2015.