

Mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade

**Caracterização e mapeamento do regime e risco de queimadas no Parque Nacional do
Gilé (Moçambique)**



Autor:

João Chibue Domingos

Supervisora: Professora Doutora Natasha Sofia Ribeiro, PhD

Co-Supervisores: Doutora Frédérique Montfort, PhD

Mestre Sá Nogueira Lisboa, Eng^o

Maputo, Agosto de 2025



Mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade

Caracterização e mapeamento do regime e risco de queimadas no Parque Nacional do Gilé (Moçambique)

Dissertação a ser apresentada à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal/UEM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade.

Autor:

João Chibue Domingos

Supervisora: Professora Doutora Natasha Sofia Ribeiro, PhD

Co-Supervisores: Doutora Frédérique Montfort, PhD

Mestre Sá Nogueira Lisboa, Eng^o

Maputo, Agosto de 2025

DECLARAÇÃO DE HONRA

Eu, João Chibue Domingos, declaro por minha honra que o trabalho apresentado nesta dissertação, para a obtenção do grau de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade, é fruto de uma pesquisa conduzida por mim, sob orientação dos meus supervisores.

Declaro ainda que este trabalho nunca foi submetido a qualquer outra instituição de ensino para a obtenção de algum grau académico, e que os documentos científicos e outras fontes de informação consultados estão devidamente indicados nas referências bibliográficas do trabalho.

Maputo, Agosto de 2025

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus heróis e pilares fundamentais: meus pais, Domingos Castigo Maducas (in memoriam) e Tomasia Tomo, cuja fé inabalável no meu potencial acadêmico e cujo incentivo constante aos estudos desde a infância foram a força motriz da minha jornada.

Dedico também aos meus irmãos, em especial ao Meque Juia Domingos, cujo amor incondicional e apoio constante foram o meu porto seguro durante toda esta caminhada acadêmica.

Com imensa gratidão, reconheço que esta conquista também é vossa, pois sem vocês nada disso seria possível.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela força, saúde e sabedoria com que tem guiado os meus passos.

À PLCM - BIOFUND pela bolsa de estudo concedida e ao Parque Nacional de Gilé pela abertura e pelo apoio prestado durante as actividades de campo.

À Professora Catedrática Natasha Sofia Ribeiro (PhD), à Doutora Frederique Montfort (PhD), aos mestres Sá Nogueira Lisboa e Vitorino Buramuge, pelo incansável apoio e paciente acompanhamento durante todo o período da minha formação e, especialmente durante a concepção e realização deste estudo.

A minha Mãe Tomásia Tomo, pelo amor que me dedicou desde que me fez contemplar o mundo até actualmente, pelos conselhos e a força que ela tem me dado, a ela nenhuma palavra no mundo expressa o meu amor infinito.

Aos meus irmãos: Castigo (in memoriam), Francisco (in memoriam), Júlia, Juliana (in memoriam), Amélia, Meque, Laurina, Luisa e José, pelo apoio moral e financeiro que me deram durante o percurso da minha formação.

Aos meus primos e Sobrinhos: Eduardo Lunabo, João Lunabo, Paulo Lunabo, Zeca, Tomasia, Francisco Junior, Francisco Machava, Joaquim, Fania, Fany, Julieta, Juju, Psipa, Castra, Luisa, Domingos, que tanto acreditaram na realização do sonho.

Ao Hermenegildo Mandlate, Joana Govene, ao Jonathan e toda a equipa envolvido no processo de colecta e processamento de dados.

Aos meus colegas da turma de mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade: Habiba Mussá, Tânia Macuácuca, Vânia Mombe, Ernesto Sechene, Fidel Langa e ao Célio Rafael, pelo papel fulcral que desempenharam na minha formação, aos meus amigos Eng. Silva Rassul, Eng. Inocencio Vasco, Martinho, Eng^a. Iolanda Marcolino, Ester Januaryo, Iodmila Nhampossa e em especial a Néusia Bande e aos demais colegas dos cursos de mestrado em Desenvolvimento Rural e Economia Agrária que directa ou indirectamente contribuíram para a minha formação e para a realização deste trabalho.

O meu muito obrigado

RESUMO

O Parque Nacional do Gilé (PNAG), é uma área de conservação no ecossistema de miombo, caracterizado por uma diversidade de habitats de animais e plantas com alto valor para conservação. A ocorrência de queimadas frequentes e de alta intensidade principalmente ao fim da estação seca pode induzir uma série de respostas do ecossistema devido à destruição e/ou modificação da estrutura da vegetação. No entanto, no PNAG, tem havido pouca investigação sobre o regime e o mapeamento de riscos de queimadas. Esta pesquisa tem por objectivo contribuir para o manejo de queimadas no PNAG através do conhecimento do regime de queimadas e do risco de ocorrência de queimadas, por forma a identificar áreas prioritárias e práticas de manejo de queimada adaptadas às características locais e aos regimes de fogo. Para tal foi feita a recolha de dados de produtos MODIS (*moderate resolution imaging spectroradiometer*) de fogo activo diário (MDC14ML) e de área ardida (MCD64A1) que permitiram caracterizar o regime de queimadas em termos de frequência, intervalo de retorno de queimadas, sazonalidade, intensidade, densidade, área ardida para o período de 2001 a 2023. A severidade das queimadas foi analisada usando a plataforma Google Earth Engine, aplicando índices de queimada como o NBR (*Normalized Burn Ratio*) e dNBR (*differenced Normalized Burn Ratio*). A análise foi realizada comparando imagens antes e após as queimadas, com foco em imagens do Landsat 8 OLI com baixa cobertura de nuvens, num período de 2014 a 2023. Para a identificação dos factores de risco e o mapeamento de risco de queimadas usou-se o algoritmo *random forest*. Os resultados indicaram que as queimadas iniciam no mês de Junho e atingem o pico na época seca tardia (Agosto-Outubro). Aproximadamente, cerca de 60% da área queima anualmente, especialmente na região central-norte e região este. A densidade média de queimadas no PNAG é de 206 focos por km², com maior concentração nas áreas centrais, indicando alta pressão de queimadas. A intensidade média foi de 36,24 Mw, com picos de 858,63 Mw em setembro de 2021, sugerindo impactos severos no ecossistema e na regeneração vegetal. Em termos de severidade, 56,51% da área sofreu queimadas de severidade média (dNBR entre 0,27 – 0,43), e 41,97% enfrentou queimadas de média a alta severidade (dNBR entre 0,44 – 0,65), o que representa um risco para a biodiversidade e pode levar à extinção local de espécies sensíveis ao fogo. Apenas 0,16% da área permaneceu não afectada, evidenciando a necessidade urgente de proteger as áreas intactas remanescentes. Os principais factores de risco identificados incluem baixa precipitação, alta radiação solar, distâncias de estradas, aldeias e terras agrícolas, além da presença de actividades ilegais como a caça. A análise revelou que as queimadas ocorrem frequentemente em regiões centrais, sugerindo a necessidade de reforçar o monitoramento e fiscalização nessas regiões. Em conclusão, este estudo demonstra a importância de detecção remota, na caracterização e mapeamento de regime e risco de queimadas na floresta de miombo no PNAG e salienta a necessidade de divisão do parque em zonas de manejo de fogo de modo a gerir de melhor forma as queimadas e o combustível.

Palavra - chaves: Intensidade, densidade, frequência, risco de queimada, focos activos MODIS, área ardida MODIS.

ABSTRACT

The Gilé National Park (PNAG) is a conservation area in the miombo ecosystem, characterized by a diversity of animal and plant habitats with high conservation value. The occurrence of frequent and high-intensity fires, especially at the end of the dry season, can induce a series of ecosystem responses due to the destruction and/or modification of vegetation structure. However, in the PNAG, there has been little research on the fire regime and risk mapping. This research aims to contribute to fire management in the PNAG by understanding the fire regime and the risk of fire occurrence, in order to identify priority areas and fire management practices adapted to local characteristics and fire regimes. For this purpose, data from MODIS (moderate resolution imaging spectroradiometer) products of daily active fire (MDC14ML) and burned area (MCD64A1) were collected, which allowed the characterization of the burning regime in terms of frequency, fire return interval, seasonality, intensity, density, and burned area for the period from 2001 to 2023. The severity of the fires was analyzed using the Google Earth Engine platform, applying fire indices such as NBR (Normalized Burn Ratio) and dNBR (Differenced Normalized Burn Ratio). The analysis was performed by comparing images before and after the fires, focusing on Landsat 8 OLI images with low cloud cover, in a period from 2014 to 2023. The random forest algorithm was used to identify risk factors and map the risk of fires. The results indicated that fires begin in June and peak in the late dry season (August-October). Approximately 60% of the area burns annually, especially in the central-northern and eastern regions. The average density of fires in the PNAG is 206 outbreaks per km², with a higher concentration in the central areas, indicating high fire pressure. The average intensity was 36,24 Mw, with peaks of 858,63 Mw in September 2021, suggesting severe impacts on the ecosystem and plant regeneration. In terms of severity, 56,51% of the area suffered medium severity fires (dNBR between 0,27 – 0,43), and 41,97% faced medium to high severity fires (dNBR between 0,44 – 0,65), which poses a risk to biodiversity and may lead to the local extinction of fire-sensitive species. Only 0,16% of the area remained unaffected, highlighting the urgent need to protect the remaining intact areas. The main risk factors identified include low rainfall, high solar radiation, distances from roads, villages and agricultural lands, and the presence of illegal activities such as hunting. The analysis revealed that fires occur frequently in central regions, suggesting the need to strengthen monitoring and enforcement in these regions. In conclusion, this study demonstrates the importance of remote sensing in the characterization and mapping of fire regime and risk in the miombo woodland in the PNAG and highlights the need to divide the park into fire management zones to better manage fires and fuel.

Keywords: Intensity, density, frequency, fire risk, MODIS fire active, MODIS burnt area.

ÍNDICE

DECLARAÇÃO DE HONRA	i
DEDICATÓRIA.....	ii
AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE ANEXOS	viii
LISTA DE ABREVIATURA.....	ix
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Contextualização.....	1
1.2. Problema e Justificação.....	2
1.3. Objectivos	4
1.3.1. Objectivo geral	4
1.3.2. Objectivos específicos.....	4
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1. Ecossistema de Miombo	5
2.2. Queimadas florestais	8
2.2.1. O fogo no ecossistema Miombo	9
2.3. Regime de Queimada	12
2.3.1. Conceitos e características.....	12
2.3.2. Componentes do regime de queimadas e seus efeitos na vegetação.....	14
2.4. Mapeamento de severidade	21
2.4.1. Razão Normalizada de Queima Diferenciada (dNBR).....	22
2.5. Uso de teledeteção para o mapeamento de áreas queimadas	23
2.5.1. Descrição do sensor MODIS.....	24
2.5.2. Descrição do sensor Landsat.....	28
3. MATERIAIS E MÉTODOS	30
3.1. Área de estudo.....	30
3.2. Aquisição e preparação de dados.....	31
3.2.1. Dados de focos activos e áreas queimadas	31
3.3. Dados ambientais e socioeconómicos utilizados no mapeamento de risco de queimadas	
32	
3.3.1. Dados bioclimáticos	32
3.3.2. Cobertura do solo.....	33

2.3.6. Acessibilidade de recursos naturais.....	33
2.3.7. Densidade populacional humana	34
3.4. Análise dos dados	35
3.4.1. Mapeamento do regime de queimadas.....	35
3.4.2. Severidade das queimadas.....	37
3.4.3. Mapeamento de risco de queimadas.....	39
3.4.4. Análise de precisão do mapa de queimada e severidade	40
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
4.1. Descrição do regime do fogo no PNAG	42
4.1.1. Mapeamento de Frequência de queimada	42
4.1.2. Mapeamento de Intervalo de retorno de queimadas no PNAG	44
4.1.3. Extensão e Sazonalidade da Área Queimada no PNAG.....	47
4.1.4. Mapeamento de intensidade e densidade de queimada no PNAG	50
4.2. Mapeamento da severidade de queimada no PNAG.....	55
4.3. Avaliação da acurácia do mapa de frequência de Queimadas	57
4.4. Mapeamento de risco de queimadas.....	59
4.4.1. Identificação dos factores de riscos.....	59
4.4.2. Risco de queimadas	62
4.4.3. Análise de precisão e índice kappa.....	64
4.5. Limitações de estudos	65
4.6. Implicações para a gestão das queimadas no PNAG	66
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	68
5.1. Conclusões.....	68
5.2. Recomendações.....	69
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
7. ANEXO.....	88

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribuição geográfica das florestas de Miombo-Mopane na fito-região Zambeziana (Olson <i>et al.</i> , 2001).	6
Figura 2. Controles do fogo em diferentes escalas: factores dominantes que influenciam o fogo na escala de uma chama, de uma queimada individual e de um regime de fogo, ampliando o conceito tradicional do "triângulo do fogo" para incluir escalas maiores de espaço e tempo, além de retroalimentações entre processos e controles (Moritz <i>et al.</i> , 2005).14	14
Figura 3. Os seis componentes (os dois componentes “centrais” a vermelho) de queimadas individuais e os factores ambientais que controlam as propriedades de cada componente para definir o tipo de queimada. Fonte: He <i>et al.</i> , (2019).	15
Figura 4. Ilustrações de conceitos de queimadas relacionados com o tempo. As queimadas recorrentes ocorrem em cada local de uma área de referência (eventos de queimada, F) e normalmente variam nas suas propriedades. Fonte: He <i>et al.</i> , (2019).	17
Figura 5. Sazonalidade das queimadas nas florestas de miombo. Fonte: Pereira <i>et al.</i> , (2004a) modificado por Haanpää (1998).	19
Figura 6. Localização geográfica do Parque Nacional de Gilé	30
Figura 7. Áreas sem presença de cicatrizes de queimadas (a) e área com presença de cicatrizes de queimadas (b).	41
Figura 8. Frequência de queimadas no PNAG durante 2001 a 2023	42
Figura 9. Intervalo de retorno de queimadas de 2001-2023	45
Figura 10. Distribuição intra-anual dos focos de queimada e da extensão da área queimada durante o período entre 2001 a 2023 no PNAG	49
Figura 11. Mapa de intensidade de queimada de 2001 a 2023.	52
Figura 12. Mapa de densidade de queimadas do PNAG de 2001 a 2023.	54
Figura 13. Mapa de severidade de queimadas	57
Figura 14. Variáveis de importância na ocorrência de queimadas no PNAG.	60
Figura 15. Gráficos de dependência parcial para as variáveis que prevêem a ocorrência de queimadas, selecionadas utilizando Random Forests.	62
Figura 16. Mapa de risco de queimadas do PNAG	63
Figura 17. Zoneamento do PNAG para o manejo integrado de queimadas.	67
Figura 18. Mapas anuais de severidade de queimadas	89
Figura 19. Variáveis usadas no mapeamento de risco de queimadas	90
Figura 20. Evidências de pessoas (Sazonais ou viajantes) que confeccionaram alimentos dentro da floresta e não apagaram o fogo (a) e Evidências de uma árvore que foi consumida por completo pelo fogo (b).	91
Figura 21. Validação de resultados de frequência, severidade e risco de queimadas durante workshop. Definição de estratégias para redução de frequência de queimada no PNAG (a e b), e a partilha das ideias dos envolvidos sobre as estratégias de manejo e época das queimadas fria.	91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resumo descritivo da informação contida no produto de localização de queimada MCD14ML.....	27
Tabela 2. Variáveis explicativas usadas para a modelagem de histórico de risco de queimada e variáveis dependentes	34
Tabela 3. Imagens de pré e pós queimadas acessados usando o sensor LANDSAT	38
Tabela 4. Níveis de severidade da queimada obtidos do dNBR.....	38
Tabela 5. Área ocupada por cada classe de frequência de queimada em km ² durante 2001 a 2023	43
Tabela 6. Área ocupada por frequência de queimadas em km ² durante 2001 a 2023	44
Tabela 8. Área ardida por classe de intervalo de retorno das queimadas.....	46
Tabela 9. Área total queimada por ano e focos activos durante a série temporal de 2001 a 2023.....	47
Tabela 10. Área ocupado por cada classe de intensidade.....	53
Tabela 11. Área ocupada por cada classe de densidade das queimadas no PNAG.....	54
Tabela 11. Severidade de queimada	56
Tabela 12. Exactidão da classificação do mapa de frequência de queimadas.....	58
Tabela 13. Exactidão da classificação do mapa de severidade.....	59
Tabela 14. Área ocupada por cada classe de risco de queimada	64
Tabela 15. Análise de acurácia e índice Kappa do modelo Random Forests.....	64

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Verificação de danos causados pelo Fogo e Actividades humanas sobre a vegetação no PNAG	88
Anexo 2. Mapeamento de severidade de queimadas	89
Anexo 3. Dados ambientais e socioeconómicos usados na modelagem de risco de queimadas no PNAG.	90
Anexo 4. Evidências encontradas no campo da ocorrência de queimadas e possíveis danos na vegetação.	91

LISTA DE ABREVIATURA

AIC - Critério de Informação Akaike

AP - Área Protegida

ASCII - American Standard Code for Information Interchange

CENACARTA - Centro Nacional de Cartografia e Teledeteção

DNAC - Direcção Nacional de Áreas de Conservação

dNBR – Razão de queima normalizada diferenciada

FRP – Fire Radiative Power - Força do poder da radiação do fogo

GEOtiff – Georeferenced Tagged Image File Format

GPS – Sistema de Posicionamento Global

Hab/km²- habitantes por quilómetros quadrados

HDF – Hierarchical Data Format

IFN – Inventário Florestal Nacional

INE - Instituto Nacional de Estatística

IRMQ - Intervalo de Retorno Médio das Queimadas

IRQ – Intervalo de Retorno das Queimadas

MAE - Ministério de Administração Estatal

MITADER – Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural

MODIS – Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

Mw – MegaWatts

NBR – razão de queima normalizada

PNAG - Parque Nacional do Gilé

RF - Random Forest

TIF - Tagged Image File Format

UTM - Universal Transverse Mercator

WGS84 - World Geodetic System 1984

1. INTRODUÇÃO

1.1. Contextualização

A floresta de miombo constitui um ecossistema fundamental na África Austral, estendendo-se por 1,9 milhões de km² em sete países (Moçambique, Malawi, Tanzânia, Zimbabwe, Zâmbia, Angola e República Democrática do Congo) (Dziba et al., 2020). Este ecossistema desempenha um papel preponderante na regulação climática global através do sequestro e armazenamento de carbono, contribuindo simultaneamente para a ciclagem de nutrientes, água e solos (Frost, 1996; Ribeiro et al 2020).

Em Moçambique, o miombo representa o ecossistema florestal mais extenso, cobrindo aproximadamente dois terços das terras florestais nacionais (Aquino et al., 2018). Este sistema abriga uma diversidade florística e faunística significativa, incluindo espécies endémicas ameaçadas (Campbell, 1996), e possui relevância socioeconómica crucial, sustentando mais de 70% da população moçambicana que depende directamente dos recursos florestais para satisfazer as suas necessidades básicas (Hoffmann et al., 2009; Chidumayo and Gumbo, 2010).

A dinâmica do miombo é determinada por perturbações resultantes da combinação de factores climáticos, herbivoria e actividades humanas, destacando-se as queimadas como elemento primordial (Ribeiro et al., 2013; Ribeiro et al., 2020). As queimadas caracterizam a ecologia do miombo, funcionando como instrumento de gestão natural que equilibra a diversidade florística, a dinâmica de regeneração e a sucessão vegetal, promovendo a germinação de sementes e a nitrificação dos solos (Furley et al., 2008). Embora as queimadas sejam um elemento natural vital para os processos ecológicos (Pivello, 2011), alterações significativas nos regimes naturais de queima, manifestando-se em frequências elevadas e ocorrência durante períodos críticos de seca (Aragão et al., 2008), provocam degradação do solo, perda de biodiversidade e alterações estruturais no ecossistema (Frost and Robertson, 1987), comprometendo a capacidade de fornecimento de bens e serviços às comunidades (Rede Miombo, 2016).

O regime de queimada engloba múltiplas variações temporais e espaciais, incluindo sazonalidade, extensão, frequência, intervalo de retorno, intensidade, magnitude e tipo (Conedera et al., 2009; Krebs et al., 2010; Whitlock et al., 2010). O regime ideal para o miombo consiste em queimadas de baixa a moderada intensidade, com intervalos de retorno de 3-4 anos, realizadas em mosaico no final da estação seca, contribuindo para a manutenção da biodiversidade, ciclagem de nutrientes e prevenção de queimadas catastróficas (Frost, 1996; Govender et al., 2006; Ryan et al., 2011).

A frequência determina o período de recuperação vegetal entre eventos sucessivos (Gandiwa, 2011), enquanto a intensidade mede o fluxo energético liberado (Bento-Gonçalves *et al.*, 2019). A severidade avalia os danos ecossistêmicos, incluindo impactos nas árvores adultas, supressão da regeneração e declínio faunístico (Frost, 1996).

O risco de queimada representa a probabilidade de ocorrência e o dano potencial associado (Vallejo-Villalta *et al.*, 2019). O mapeamento da susceptibilidade torna-se crucial para localizar áreas propensas a queimadas, constituindo componente fundamental dos sistemas de previsão, monitorização e prevenção (Lin *et al.*, 2018; Novo *et al.*, 2020).

As variáveis críticas no mapeamento de risco incluem material combustível, condições climáticas, cobertura vegetal e topografia, devido à sua influência na propagação do fogo (Koproski *et al.*, 2011; Torres *et al.*, 2011; Soriano *et al.*, 2015). A humidade do ar e do combustível actuam como factores de ignição, enquanto o vento facilita a propagação, e a ausência de precipitação contribui para a ocorrência de queimadas florestais (Borges *et al.*, 2011).

Neste contexto, torna-se fundamental caracterizar o regime de queimadas e correlacioná-lo com variáveis ambientais e antrópicas, gerando mapas de risco que identifiquem e categorizem áreas susceptíveis. Este mapeamento constitui requisito essencial para o planeamento e gestão de medidas preventivas, bem como para a detecção e mitigação destes eventos (Chuvieco and Congalton, 1989; Teodoro and Duarte, 2013).

1.2. Problema e Justificação

O Parque Nacional do Gilé (PNAG) constitui uma área de conservação fundamental para a biodiversidade de flora e fauna de miombo em Moçambique, representando uma situação única na rede nacional por não apresentar população humana residente na zona de protecção total (Fusari *et al.*, 2010). Não obstante, a floresta do parque constitui um recurso fundamental para as populações que residem na zona tampão (Ntumi *et al.*, 2018).

Face às pressões enfrentadas pelo PNAG, torna-se essencial intensificar os esforços de conservação através de investigação científica que subsidie a tomada de decisões voltadas à gestão e preservação da biodiversidade. Contudo, observa-se uma lacuna significativa de estudos relacionados ao regime de queimadas, especialmente no que concerne à severidade e ao risco de queimadas, temas ainda não investigados nesta área.

Estudos anteriores de Maúnze (2016) e Pungulanhe (2020) abordaram os regimes de queimadas no PNAG, indicando que estas ocorrem predominantemente durante a estação seca, entre Julho e Outubro. Todavia, estas investigações apresentaram limitações importantes: analisaram períodos relativamente curtos (5 a 10 anos) e utilizaram

metodologias diferentes para calcular os intervalos de retorno, baseando-se respectivamente nos produtos MODIS Collection 5.1 MCD45A1 e Collection 6 MCD64A1. Estas diferenças metodológicas contribuíram para discrepâncias nos resultados sobre intervalos de retorno, que variaram de 3,9 para 2,4 anos.

Embora estes estudos tenham contribuído para a compreensão inicial da dinâmica das queimadas no PNAG, carecem de análise aprofundada sobre os impactos ecológicos do fogo em termos de severidade e sobre os factores que influenciam o risco de queimadas. A dinâmica desigual observada, onde algumas áreas são submetidas a queimadas recorrentes enquanto outras permanecem intactas (Maúnze, 2016; Pungulanhe, 2020), pode comprometer a resiliência da floresta de miombo, afectando a sua capacidade de fornecer serviços ambientais fundamentais como sequestro de carbono, regulação do ciclo hidrológico e suporte à biodiversidade (Ribeiro *et al.*, 2013).

O presente estudo visa colmatar estas lacunas através de duas frentes principais: primeiro, avaliar a severidade das queimadas, ou seja, o grau de impacto ecológico causado pelo fogo, considerando mudanças na cobertura vegetal, estrutura do solo e capacidade de regeneração do ecossistema; segundo, analisar o risco de queimadas, identificando áreas mais propensas a queimadas florestais e os factores que aumentam essa vulnerabilidade, incluindo variáveis climáticas, disponibilidade de biomassa combustível e actividades humanas.

O risco de queimadas constitui o elemento central deste estudo, relacionando-se directamente com a probabilidade de ocorrência de queimadas florestais e os factores que os impulsionam. Esta análise permitirá não apenas prever onde e quando queimadas podem ocorrer, mas também identificar os factores subjacentes que aumentam essa vulnerabilidade. O mapeamento do risco das queimadas florestais representa um elemento básico para o planeamento da protecção florestal, proporcionando visualização da distribuição espacial do risco e possibilitando melhor adequação dos recursos destinados à prevenção e combate (Oliveira, 2002).

Diferentemente dos estudos anteriores, que se concentraram apenas no regime de queimadas apresentando inconsistências metodológicas, este trabalho adopta uma abordagem mais ampla e inovadora sobre o impacto das queimadas no PNAG. Ao investigar a severidade e o risco de queimadas, pretende fornecer informações inéditas e essenciais para a conservação da floresta de miombo e a gestão do fogo, contribuindo para a sustentabilidade dos serviços ecossistémicos e preservação da biodiversidade.

Os gestores do PNAG enfrentam desafios para garantir a preservação dos ecossistemas dada a limitada compreensão dos principais factores determinantes como as queimadas. Neste contexto, a Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal (FAEF), a Universidade de

Lisboa e a associação Nitidae iniciaram investigação conjunta para compreender o regime de queimadas e o seu efeito no ecossistema de miombo, financiada pelo Programa PROMOVE através da Fundação para a Conservação da Biodiversidade (BIOFUND). A presente investigação enquadra-se neste projecto, visando contribuir para o manejo de queimadas no PNAG através do conhecimento do regime de queimadas e do risco de ocorrência, identificando áreas prioritárias e práticas de manejo adaptadas às características locais e aos regimes de fogo.

1.3. Objectivos

1.3.1. Objectivo geral

A presente pesquisa tem como objectivo geral aprofundar o conhecimento do regime de queimadas e risco da sua ocorrência no PNAG, no período de 2001 a 2023, como forma de contribuir para o manejo de queimadas no PNAG.

1.3.2. Objectivos específicos

- Determinar a frequência, sazonalidade, densidade e intensidade das queimadas florestais;
- Determinar a severidade das queimadas florestais;
- Identificar e caracterizar os principais factores associados ao risco de queimadas;
- Mapear o risco de ocorrência de queimadas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Ecossistema de Miombo

O ecossistema de miombo é um tipo de vegetação de savana africana, que tinha uma área potencial coberta de florestas de 2,7 milhões de km², antes que a influência humana se tornasse generalizada (Mifflington et al., 1994; P. Frost, 1996). Contudo, a expansão humana e levou à diminuição da sua extensão, particularmente nas partes leste e sul da região, que foi fortemente transformada (fragmentação de miombo). De acordo com Ribeiro et al., (2020), as florestas de miombo ocidentais e centrais permanecem praticamente intactas, actualmente separadas do miombo oriental na Tanzânia. Ao longo da costa leste, o miombo foi dividido por grandes corredores de transporte i.e os corredores de Nacala e Beira no norte e centro de Moçambique, respectivamente, e corredores de desenvolvimento, como o Corredor de Crescimento Agrícola do Sul da Tanzânia (SAGCOT). Estas são rotas de trânsito tradicionais para o comércio internacional dos países vizinhos e, conseqüentemente, foram sujeitas a grandes movimentos populacionais e mudanças associadas na cobertura da terra, incluindo a conversão de florestas em outros usos da terra.

Actualmente, a área potencial do miombo é de 2,697 milhões de km². Deste total, aproximadamente 1,969 milhões de km² são cobertos por árvores, o que representa cerca de 73% da área potencial. Além disso, 0,644 milhões de km² correspondem a terras cultivadas, totalizando 24% da área. O restante, que equivale a 0,089 milhões de km² ou 3% da área potencial, é composto por uma mistura de vegetação natural não arborizada, predominando matagal e pastagens (Dziba et al., 2020).

O ecossistema de Miombo ocorre predominantemente em solos reactivamente pobres em nutrientes e em regiões que recebem mais de 700 mm de precipitação anual (Deweese et al., 2011). Este é em grande parte decíduo, em que a maior parte das suas espécies só perde folhas num curto período no final da estação seca, mas em áreas secas, este pode ser completamente decíduo, enquanto em áreas de alta pluviosidade, a floresta de Miombo dá lugar a uma floresta sempre verde, o mesmo que se encontra no limite norte entre Angola e Zaire e, o similar ocorre na planície litoral de Moçambique, que é dominada por floresta e savana (Campbell, 1996).

Embora a diversidade de espécies arbóreas seja reactivamente baixa em comparação com florestas tropicais, a diversidade geral de plantas é consideravelmente alta, com cerca de 8.500 espécies de plantas, das quais aproximadamente 50% são endémicas do ecossistema de Miombo (White, 1983; P. Frost, 1996; Ribeiro et al, 2008; Deweese et al., 2010). Esse ecossistema é caracterizado pela predominância de três géneros arbóreos: *Julbernardia*, *Brachystegia* e *Isoberlinia*, que formam um dossel uniforme em formato de guarda-chuva,

cuja cobertura pode variar de menos de 20% a mais de 80% (Ribeiro *et al.*, 2015) e uma população significativa de fauna, como por exemplo, elefantes (*Loxodonta africana africana*) rinoceronte (*Diceros bicornis*) leões (*Panthera leo*) búfalos (*Syncerus caffer caffer*) leopardos (*Panthera pardus*) impalas (*Aepyceros melampus johnstoni*) zebras (*Equus burchelli boehmi*) e diversas espécies de aves (WWF, 2012).

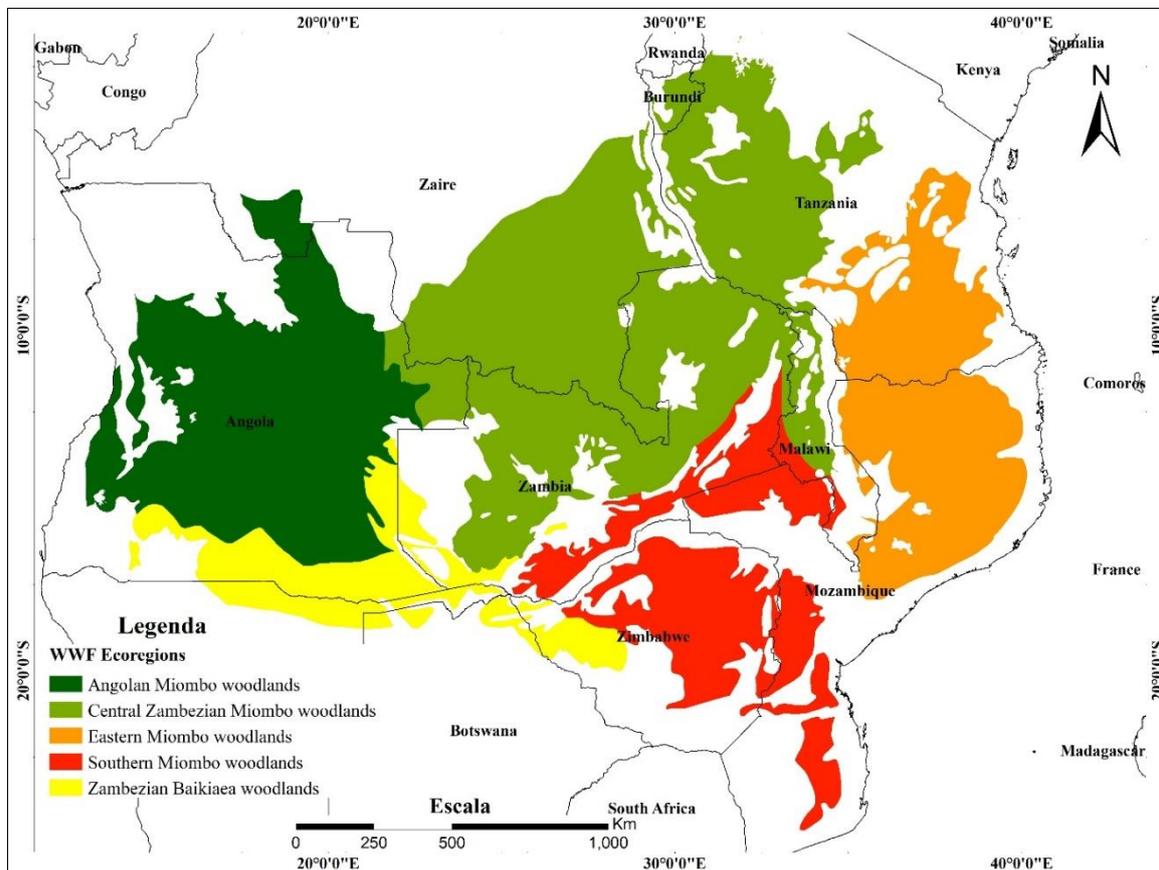


Figura 1. Distribuição geográfica das florestas de Miombo-Mopane na fito-região Zambeziana (Olson *et al.*, 2001).

A ecologia do Miombo é amplamente determinada por sua componente lenhosa, que, por sua vez, é influenciada por factores como o clima, os solos e distúrbios, incluindo queimadas, herbivoria e diversas actividades humanas, como agricultura, produção de carvão vegetal e coleta de mel (Frost, 1996). Estruturalmente, as florestas de Miombo apresentam 2 a 3 estratos: o estrato superior (árvores do dossel), o estrato médio (arbustos e regeneração natural de espécies do dossel) e o estrato inferior (gramíneas e espécies herbáceas). A componente lenhosa representa 95% da biomassa, enquanto os 5% restantes estão divididos entre as gramíneas, herbáceas e arbustos (Frost, 1996). Imersos nas paisagens do Miombo estão os chamados dambos, formações hidromorfológicas compostas por gramíneas que ocupam depressões sazonalmente inundadas, representando até 40% da paisagem (Timberlake and Chidumayo, 2011). Os dambos são fundamentais para a sustentação de populações de

herbívoros, desempenhando um papel essencial na estabilidade do ecossistema, em uma relação de interdependência.

A distribuição do ecossistema de Miombo no sul da África atravessa um gradiente de precipitação, variando entre áreas secas (menos de 800 mm de precipitação média anual) no Zimbábue e no centro e leste de Moçambique (com influência de elementos costeiros em alguns locais), até áreas húmidas (mais de 1000 mm de precipitação média anual) no nordeste da Zâmbia e no sul da República Democrática do Congo (Frost, 1996). Com base nessas condições, o ecossistema é comumente dividido em pelo menos dois tipos: Miombo húmido e Miombo seco, cada um com dinâmicas ecológicas próprias, diferentes composições de espécies e atributos de conservação específicos (White, 1983; Timberlake and Chidumayo, 2011).

O Miombo Húmido possui uma vegetação floristicamente rica, cobrindo uma área de aproximadamente 1,36 milhão de km² (Byers, 2001). Estes ecossistemas estendem-se desde regiões próximas à costa no centro e norte de Angola, pequenas áreas no norte de Moçambique e Burundi, passando pelo norte da Zâmbia e sul da República Democrática do Congo (RDC), até ao centro e norte do Malawi e oeste da Tanzânia. Estas áreas estão localizadas em regiões que recebem mais de 1000 mm de precipitação anual (Maquia, 2021). Nessas áreas, os solos são geralmente mais profundos e húmidos, o que favorece o crescimento de árvores com dossel superior a 15 metros de altura. A vegetação é rica em espécies florísticas, abrigando quase todas as espécies características do Miombo, incluindo *Brachystegia floribunda*, *B. glaberrima*, *B. longifolia*, *B. wangermeeana*, *Julbernardia paniculata*, *Isoberlinia angolensis* e *Marquesia macroura*, que são amplamente distribuídas. O sub-bosque é composto por uma mistura de gramíneas, samambaias, como *Pteridium aquilinum*, e arbustos, destacando-se a monocotiledônea *Aframomum bauriculatum*. Apesar da densidade do estrato superior, as gramíneas dominantes pertencem aos gêneros *Hyparrhenia*, *Andropogon* e *Loudetia* (White, 1983).

O Miombo Seco possui uma vegetação floristicamente pobre, cobrindo uma área de aproximadamente 1,21 milhão de km², que se estende pelo sudeste de Angola, sul do Malawi, centro e norte de Moçambique, sul da Zâmbia, Zimbabué e grande parte do centro e sul da Tanzânia (Byers, 2001). Estas regiões recebem menos de 1000 mm de precipitação anual. Nessas áreas, os solos são menos profundos e mais secos, resultando em um dossel com altura inferior a 15 metros (Maquia, 2021). A vegetação é floristicamente mais pobre em comparação com o Miombo húmido, e as espécies dominantes de *Brachystegia* típicas do Miombo húmido estão ausentes ou possuem distribuição localizada. As espécies dominantes no Miombo Seco incluem *Brachystegia spiciformis*, *B. boehmii* e *Julbernardia globiflora*, que

são árvores decíduas. O sub-bosque e a camada herbácea variam amplamente em composição e biomassa, sendo compostos por gramíneas (principalmente dos gêneros *Hyparrhenia*, *Andropogon*, *Loudetia*, *Digitaria* e *Eragrostis*), ciperáceas, arbustos (como *Eriosema*, *Sphenostylis*, *Kotschya*, *Dolichos* e *Indigofera*) e mudas suprimidas das espécies do dossel (Chidumayo and Gumbo, 2010).

De acordo com Frost (1996), ao longo de grande parte de sua distribuição, o Miombo maduro e não perturbado é fisionomicamente fechado, caracterizado como um bosque decíduo dentro do espectro dos ecossistemas de savana (Walker, 1981; Huntley, 1982) citados por (Ribeiro et al., 2020). Em áreas com precipitação média anual superior a 1200 mm, o Miombo gradualmente transforma-se em uma floresta sazonal seca. Contudo, em qualquer ponto de sua extensão, pode haver uma considerável heterogeneidade em relação à altura das árvores, à cobertura do dossel e à estrutura herbácea. Essa heterogeneidade reflete tanto a variação nos tipos de solo quanto os impactos de factores como queimadas, uso da terra, herbivoria e outros distúrbios (Ribeiro et al., 2020).

A maior parte da precipitação anual nos ecossistemas de Miombo ocorre entre os meses de Outubro/Novembro e Março/Abril, com uma precipitação média anual que varia entre 650 e 1500 mm, e temperaturas médias anuais entre 18 e 23° (Frost, 1996; Cauldwell and Zieger, 2000). Os solos destas áreas são frequentemente ácidos, pobres em nutrientes e geologicamente antigos (Frost, 1996). Solos rasos e pedregosos são comuns ao longo de inselbergs (elevações rochosas isoladas) e escarpas. O solo superficial e o subsolo podem consistir em argila arenosa, areia argilosa ou areia franca. À medida que os solos se tornam mais profundos, a quantidade de argila tende a aumentar substancialmente, criando um contraste de textura entre o subsolo e o solo superficial (Frost, 1996).

2.2. Queimadas florestais

O fogo é um processo natural que desempenhou um papel fundamental na formação do nosso ambiente e na manutenção da biodiversidade em escala global. Seus benefícios e impactos são amplos, sendo que a maioria dos habitats terrestres do mundo depende do fogo para sua sustentabilidade ecológica (Shlisky *et al.*, 2007). O fogo é um elemento natural em muitos ecossistemas florestais, desempenhando um papel essencial na dinâmica ecológica de várias paisagens. Contudo, quando ocorre de maneira descontrolada, pode se transformar em uma ameaça significativa à segurança pública, aos recursos florestais e à biodiversidade (Martell, 1998). De acordo com (Rawat, 2003), o fogo é definido como uma reação rápida envolvendo combustível, calor e oxigênio, um processo químico que resulta na liberação de energia. Já Cochralle and Ryan, (2009) explicam o fogo, sob uma perspectiva mecânica, como a emissão

de luz e calor ocasionada pela combustão. Esse fenômeno é caracterizado pela liberação intensa de calor, mas requer uma fonte inicial de energia externa para que sua ignição ocorra (Davis and Byram, 1959). O fogo frequentemente determina a distribuição dos habitats, os fluxos de carbono e nutrientes, além das propriedades de retenção de água dos solos. Em habitats adaptados ao fogo e que dependem dele para a saúde ecológica, a exclusão do fogo geralmente resulta na redução da biodiversidade e no aumento da densidade da vegetação, elevando, com o tempo, os riscos de queimadas catastróficas (Shlisky *et al.*, 2007).

O fogo é amplamente reconhecido como um componente essencial do sistema terrestre, influenciando de maneira significativa os balanços de carbono e energia, as mudanças climáticas e a dinâmica dos ecossistemas em múltiplas escalas temporais e espaciais (Bowman *et al.*, 2009). Para compreender plenamente o papel atual do fogo, desde as escalas locais até as regionais e globais, é necessário situar as queimadas de biomassa em um contexto temporal mais amplo, considerando os impactos de longo prazo de diferentes factores naturais e antrópicos (Whitlock *et al.*, 2010).

É crucial diferenciar o fogo, enquanto fenômeno natural ou controlado, do conceito de queimada florestal. Segundo Morgera and Cirelli, (2009), o queimada florestal é definido como qualquer fogo não planejado e fora de controle em áreas florestais, independentemente de sua origem. Cochrane and Ryan, (2009) também enfatizam que as queimadas florestais compreendem todos os fogos não estruturados, ou seja, aqueles que ocorrem em áreas com pouca ou nenhuma infraestrutura. Essa diferenciação entre fogo e queimada florestal é essencial tanto para fins de manejo e controle quanto para a formulação de estratégias de conservação. O fogo controlado, quando usado corretamente, pode ser uma ferramenta valiosa para promover a regeneração de ecossistemas, controlar espécies invasoras e reciclar nutrientes no solo. Por outro lado, queimadas florestais descontrolados têm impactos devastadores, incluindo a destruição de habitats, a perda de biodiversidade, a emissão de grandes quantidades de gases de efeito estufa e a degradação do solo. Portanto, compreender os mecanismos que levam à ocorrência de queimadas florestais e os factores que influenciam sua intensidade e propagação é fundamental para a mitigação de seus impactos e para a promoção de práticas sustentáveis de uso da terra e manejo florestal.

2.2.1. O fogo no ecossistema Miombo

A dinâmica ecológica do Miombo é fortemente influenciada por uma combinação de fogo, actividade humana, herbivoria (principalmente por elefantes) e perturbações climáticas (Ribeiro *et al.*, 2008; Chidumayo and Gumbo, 2010; Ribeiro *et al.*, 2020). Queimadas antropogénicas e herbivoria são características ecológicas fundamentais das florestas de Miombo (Ribeiro *et al.*, 2020).

As queimadas frequentes no final da estação seca podem transformar as florestas em savanas abertas de erva alta com árvores de copa isoladas tolerantes ao fogo e árvores e arbustos dispersos no sub-bosque, reduzindo assim a biomassa lenhosa (Timberlake et al., 2010). O crescimento da população humana na região nos últimos 20-25 anos resultou num aumento da degradação das florestas e da desflorestação (Syampungani et al., 2020). As queimadas históricas de origem antropogênica representam 95% das queimadas no Miombo, o que não é surpreendente, já que o fogo é amplamente considerado uma ferramenta acessível de manejo (Frost, 1996).

Nos trópicos a ocorrência de queimadas é regular e frequente e tem sido associada à dinâmica das savanas tropicais (Clayton, 1961). Pese embora existam savanas tropicais generalizadas que foram influenciadas por queimadas frequentes, particularmente nas zonas de maior precipitação, o fogo é apenas um dos vários factores que interagem e que afectam a dinâmica das savanas (Frost and Robertson, 1987).

Nos ecossistemas florestais de Miombo, as queimadas são extremamente alimentados pela camada da erva seca ou senescente que pode arder durante toda a estação seca, com um intervalo médio de retorno do fogo de 2-4 anos (Scholes et al., 1996; Barbosa et al., 1999; Mouillot and Field, 2005). As queimadas que ocorrem a cada 3-4 anos são importantes para a manutenção dos elementos estruturais e composicionais deste ecossistema (Frost, 1996). A maioria das queimadas nas florestas de Miombo ocorre durante a estação quente e seca. Um estudo realizado por Chidumayo (1993), com o objectivo de monitorar a ocorrência de queimadas em quatro áreas de Miombo seco na região central da Zâmbia entre 1990 e 1993, mostrou que, dos 13 queimadas registrados nos locais, dois ocorreram em Agosto, cinco em setembro e seis em outubro. Dados de longo prazo sobre queimadas em plantações florestais na região do Cinturão de Cobre da Zâmbia também corroboram a observação de que a estação quente e seca, que vai de Agosto a outubro, apresenta a maior frequência de queimadas na região de Miombo Chidumayo, (1997). De modo geral, as queimadas são mais frequentes nos meses de Agosto e Setembro devido às altas temperaturas, às condições de ventos fortes e à grande quantidade de gramíneas secas e material lenhoso fino acumulado (Desanker et al., 1997).

As queimadas durante a estação seca são uma característica regular e frequente dos ecossistemas de Miombo (Trapnell, 1959), ocorrendo na maioria dos locais em intervalos de 1 a 3 anos. Estima-se que as queimadas em Miombo representem a maior área queimada no mundo, cobrindo cerca de 1 milhão de km² por ano (Scholes et al, 1996). Os intervalos de retorno do fogo dependem das taxas de acumulação de combustível, tanto no local quanto na vegetação circundante, assim como da proximidade de fontes potenciais de ignição.

As queimadas na região de Miombo são uma fonte importante de emissões de gases traço, incluindo metano, monóxido de carbono e óxido nitroso (Scholes et al, 1996). A maioria das queimadas provavelmente tem origem accidental, decorrente de actividades humanas como preparo de terras para cultivo, coleta de mel ou produção de carvão (Chidumayo, 1995). As queimadas no Miombo são alimentadas principalmente por gramíneas e material lenhoso fino, e seus impactos nas plantas dependem da intensidade do fogo e do momento em que ocorrem em relação à fenologia das plantas. Queimadas tardias na estação seca são mais intensas e destrutivas do que aquelas que ocorrem no início da estação seca, quando os níveis de humidade do combustível são reactivamente altos e as temperaturas e velocidades do vento são mais baixas.

A carga de combustível é amplamente determinada pelo tempo transcorrido desde o último queimada, pela quantidade de chuva da estação anterior (que influencia a produção de gramíneas), pelo grau de pastoreio e pela densidade da cobertura lenhosa. Queimadas tendem a ser mais frequentes e intensas em áreas com baixa cobertura arbórea e alta precipitação anual média, onde a produção de gramíneas é elevada, mas a qualidade da forragem, e conseqüentemente a pressão de pastoreio, é baixa. Os factores de emissão de gases traço dessas queimadas podem variar em até 6 a 8 vezes, dependendo da proporção entre gramíneas e cobertura lenhosa (Ward et al., 1996).

Nestes ecossistemas o fogo é amplamente usado para uma vasta gama de objectivos, incluindo a caça, limpeza de terrenos, rejuvenescimento de pastagens e limpeza de caminhos à volta das casas para reduzir os riscos para a vida selvagem desde a Idade do Ferro (Chidumayo, 1997; Eriksen, 2007). A composição e a estrutura da floresta de miombo são largamente determinadas pela ocorrência de queimadas. De acordo com uma série de experiências de fogo realizadas no Zimbabué (Furley et al., 2008) e na Zâmbia (Trapnell, 1959), a exclusão de queimadas nas florestas de miombo levou à formação de uma floresta de copa fechada e eventual desenvolvimento de uma floresta, enquanto as queimadas anuais resultaram na erradicação de toda a vegetação lenhosa.

A agricultura de corte e queima, a exploração madeireira, a recolha de mel e a produção de carvão vegetal são as principais causas da perda e degradação das florestas (Stromgaard, 1985; Chidumayo, 1991; Malambo and Syampungani, 2008). Além disso, algumas das queimadas antropogénicas são provocadas por criadores de gado, para controlo de pragas, assim como para proporcionar um fluxo verde ao seu gado, e por caçadores, para melhor visualização e capturar de animais (Desanker et al., 1997; Timberlake and Chidumayo, 2011). Por outro lado, o impacto dos elefantes tem sido registado desde os anos 60 (Beuchner and Dawkins, 1961), particularmente em florestas quentes e secas. Ao derrubar árvores maduras,

há um aumento da vegetação lenhosa e da cobertura de gramíneas, e conseqüentemente ocorrem queimadas mais intensas nestas áreas.

No entanto, as alterações climáticas associadas a temperaturas elevadas e períodos de seca prolongada também alteram a intensidade, frequência e sazonalidade do fogo (Ribeiro et al., 2017). Assim como alterações na frequência e intensidade do fogo provocadas, por exemplo, por mudanças climáticas ou pelo crescimento populacional humano podem impactar a relação entre o ecossistema e as queimadas, causando mudanças adicionais no próprio ecossistema. Essas mudanças, por sua vez, podem alterar os serviços ecossistêmicos, gerando uma cascata de conseqüências em diferentes níveis (Ribeiro et al, 2020).

O fogo é, por conseguinte, um importante motor do ecossistema, uma vez que a sua intensidade, frequência, comportamento e tempo variam muito, afectando assim a biomassa e a estrutura e composição da vegetação de forma diferente. Relativamente ao microbioma do solo, a maioria das queimadas produz alterações pequenas e temporárias, geralmente confinadas aos primeiros centímetros da superfície do solo (Meiklejohn, 1955). As plantas nesta floresta desenvolveram adaptações ao fogo, incluindo a sincronização de fases fenológicas com menor risco de queimada (Malaisse, 1974), resistência ao fogo por meio de isolamento de tecidos vitais de altas temperaturas e a capacidade de regeneração vegetativa após danos causados pelo fogo (Frost, 1996).

2.3. Regime de Queimada

2.3.1. Conceitos e características

Um regime de fogo é caracterizado por uma combinação particular de características do fogo, como frequência, intensidade, tamanho, estação, tipo de propagação e extensão. Essas características estão inter-relacionadas; por exemplo, sistemas com queimadas intensas que consomem uma grande quantidade de combustível tendem a ocorrer com menor frequência, já que é necessário tempo para a acumulação de material inflamável. Dessa forma, o fogo é considerado um fenômeno multidimensional, com interações complexas entre seus diferentes componentes (Archibald et al., 2013). Em escala global, os regimes de fogo podem ser observados a partir de imagens de satélite, revelando categorias amplas que são denominadas pirómenes. Esses pirómenes podem ser vistos como análogos aos biomas, representando categorias funcionais amplas dos diferentes tipos de fogo que ocorrem na Terra. Por exemplo, os regimes de fogo de copas (*crown fire regimes*) apresentam características específicas, como alta intensidade e propagação vertical, e têm impactos ecológicos distintos em comparação com os regimes de fogo de folhada (*litter fire regimes*), que afetam principalmente o material inflamável no chão, como folhas secas e gramíneas (Pausas et al., 2004; Rogers et al., 2015).

Os regimes de fogo são dinâmicos e respondem a mudanças no clima, na vegetação, na fauna e nas actividades humanas (Pausas and Keeley, 2014). Mudanças climáticas, por exemplo, podem alterar a frequência e a intensidade das queimadas, aumentando sua ocorrência em regiões mais secas ou reduzindo-a em áreas onde a precipitação aumenta e impede a secagem do material combustível. Além disso, mudanças na vegetação, como a arquitetura das plantas (altura das árvores e retenção de ramos), qualidade da folhagem (que afecta as taxas de decomposição) e capacidade de rebrotamento após o fogo, também influenciam directamente o regime predominante. Actividades humanas, como agricultura, manejo de pastagens, produção de carvão e expansão urbana, têm um impacto significativo nos regimes de fogo, muitas vezes intensificando a frequência e a extensão das queimadas em ecossistemas que historicamente eram adaptados a regimes de fogo mais moderados.

Idealmente, modelos de sistemas terrestres totalmente acoplados incorporariam os mecanismos subjacentes que determinam os regimes de fogo, permitindo que esses regimes emergissem como propriedades naturais do modelo, em vez de serem impostos artificialmente (Murphy et al, 2011; Hantson et al., 2016). Isso incluiria variáveis como taxas de crescimento das plantas, qualidade do combustível, arquitetura da vegetação e interações entre clima e actividades humanas, fornecendo uma visão mais holística e preditiva sobre como os regimes de fogo podem mudar em resposta às pressões globais.

Essas interações tornam os regimes de fogo propriedades emergentes complexas, influenciadas por múltiplos factores. Em ecossistemas como o Miombo, essas dinâmicas são particularmente evidentes. A vegetação do Miombo, composta por árvores decíduas e gramíneas, é altamente inflamável durante a estação seca, favorecendo queimadas frequentes que moldam a estrutura e a composição do ecossistema. No entanto, mudanças no clima e na densidade populacional humana, juntamente com o uso insustentável do fogo, estão alterando os regimes históricos, levando a consequências ecológicas significativas, como degradação do solo, perda de biodiversidade e aumento das emissões de carbono.

Os efeitos ecológicos do fogo dependem tanto do regime de fogo como da ocorrência de queimadas isoladas. O regime de queimadas é a expressão espaço-temporal de queimadas múltiplas que é regida pelos efeitos combinados do clima, das propriedades dos combustíveis e da frequência de ignição (Bond and Keane, 2017). O regime de fogo de um ecossistema é o resultado coletivo de múltiplos factores, tais como padrões de ignição, clima e características da vegetação (ver Figura 2). Em conjunto, estes factores governam a evolução de um regime de fogo, conduzindo a padrões característicos e a intervalos de recorrência aproximados para fogos de diferentes dimensões, reflectindo aspectos da estrutura do ecossistema numa resolução relativamente grosseira. Embora um regime de fogo seja também caracterizado por

distribuições de frequências, intensidades e tempos de fogo, muitos destes factores são co-variáveis, e a ênfase à escala do ecossistema é frequentemente colocada na dimensão dos fogos (Moritz et al., 2005).

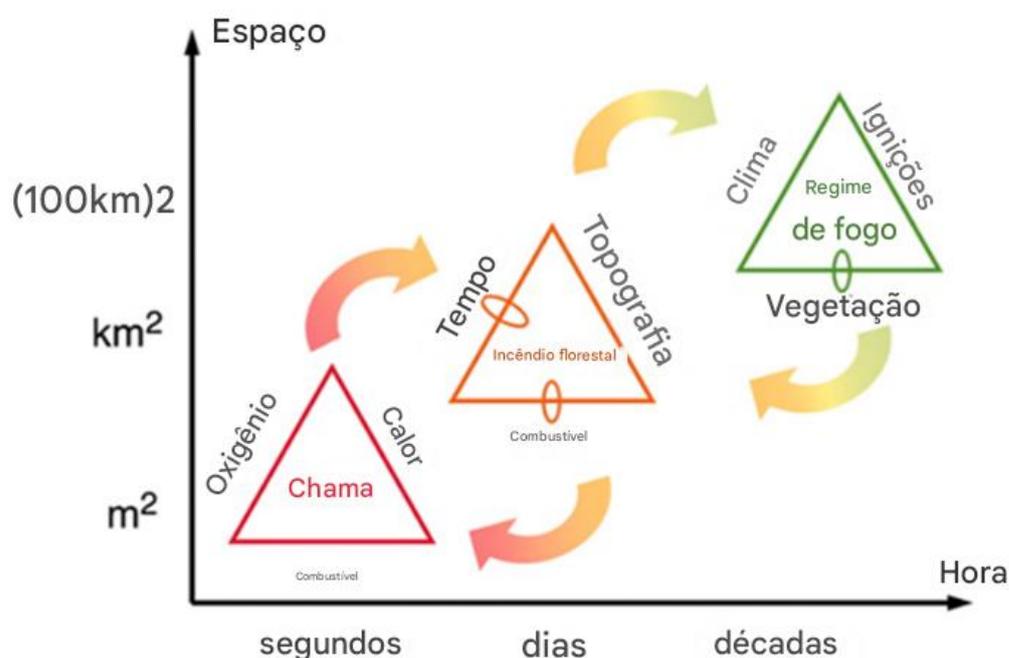


Figura 2. Controles do fogo em diferentes escalas: factores dominantes que influenciam o fogo na escala de uma chama, de uma queimada individual e de um regime de fogo, ampliando o conceito tradicional do "triângulo do fogo" para incluir escalas maiores de espaço e tempo, além de retroalimentações entre processos e controles (Moritz et al., 2005).

2.3.2. Componentes do regime de queimadas e seus efeitos na vegetação

O regime de fogo é um componente essencial da ecologia do miombo, pois as queimadas ajudam a manter a estrutura e a composição de espécies desse ecossistema. Eles desempenham esse papel ao remover a biomassa aérea e criar condições necessárias para a regeneração e a coexistência entre árvores e gramíneas (Van Wilgen, 2010; Masocha et al., 2011).

Conforme Magadzire, (2013) os componentes do regime de queimadas são compreendidos por aspectos espaciais e temporais. Esses aspectos são influenciados pelo tipo e estado de humidade da vegetação, pelas características topográficas da área propensa a queimadas e pelas condições climáticas locais durante o evento (He et al., 2019). Onde os aspectos espaciais incluem o tipo de fogo e sua extensão/área, enquanto os aspectos temporais englobam a frequência do fogo, o intervalo de retorno e a estação de ocorrência. Esses elementos são combinados com a propagação e a intensidade do fogo para caracterizar um regime de fogo (Gill, 1975; Bond and Keeley, 2005b). Esses factores determinam o tipo de fogo, com base em extremos de seis componentes, independentemente da fonte de ignição.

Contudo, nem todas as combinações de características são possíveis, havendo correlações entre elas.

De acordo com Hely and Alleaume (2006), a **extensão da área ardida** é a variável mais comumente utilizada para medir o impacto do fogo na vegetação, sendo definida como o rácio da superfície queimada por um fogo numa determinada área. A área do fogo é, no entanto, a superfície total queimada numa determinada área, e é normalmente expressa em hectares. Ao analisar a extensão do fogo na reconstrução de um historial de queimadas, é crucial seleccionar uma área de estudo que seja maior do que a maior extensão de fogo que alguma vez ocorreu na área. A extensão do fogo é determinada pelo teor de humidade da vegetação e pela quantidade de combustível, bem como pela conectividade entre os povoamentos de combustível e a heterogeneidade geral da área.

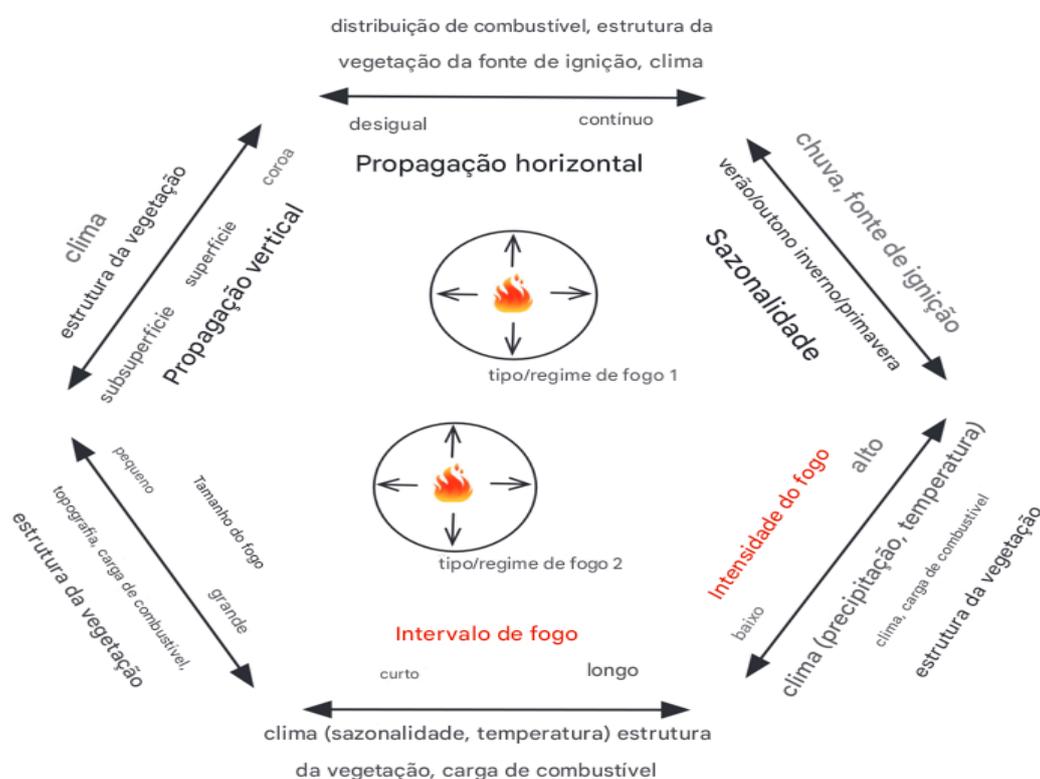


Figura 3. Os seis componentes (os dois componentes “centrais” a vermelho) de queimadas individuais e os factores ambientais que controlam as propriedades de cada componente para definir o tipo de queimada. Fonte: He et al., (2019).

Os autores como Bond & Keeley (2005) e e Hely & Alleaume (2006) definem a **frequência de queimada**, como o número de queimadas que ocorrem numa determinada área e período. Por sua vez, o **intervalo de retorno de queimada (IRQ)** ou ciclo de fogo é descrito como o tempo necessário para que um fogo se repita num determinado local (Agee, 1993; Hély and Alleaume, 2006). A frequência de queimada é determinada pelo tempo necessário para

acumular uma carga de combustível disponível desde a última queimada e pela quantidade de ignições potenciais. Num ecossistema de fogo natural, a variabilidade da ignição e da carga de combustível depende quase inteiramente das condições meteorológicas prevalentes em cada estação de fogo (Whelan, 1995). A frequência média de queimadas pode ser estimada e positivamente relacionada com a quantidade de cobertura vegetal, por exemplo, em miombo húmido infértil encontrado na Zâmbia, os prados podem arder anualmente devido a chuvas intensas e elevada carga de combustível de gramíneas (Chidumayo, 1997). Ao mesmo tempo, a frequência do fogo pode estar negativamente relacionada com a quantidade total de precipitação p.e. na savana semi-árida da Namíbia as queimadas podem arder de cinco em cinco anos devido à grande variabilidade inter-anual da precipitação. Nessas regiões, podem passar vários anos antes de haver precipitação suficiente para acumular a carga mínima de combustível necessária para sustentar uma queimada (Hély and Alleaume, 2006). Apesar da escassez de informação sobre a frequência das queimadas, Frost (1996) estimou o FRI para a eco-região do miombo em aproximadamente três anos. Os investigadores como (Scholes et al, 1996; Barbosa et al., 1999; Mouillot and Field, 2005; Maúnze, 2016; Ribeiro et al., 2017; Pungulanhe, 2020) também estimaram um FRI semelhante de dois a quatro anos.

A importância ecológica da **frequência de queimadas ou intervalo de retorno de queimadas** (FRI, na sigla em inglês) reside no facto de que qualquer alteração na frequência pode levar a mudanças na composição da vegetação e no funcionamento dos ecossistemas. As variações na frequência das queimadas são, em grande parte, impulsionadas por actividades humanas. O aumento da frequência de queimadas nas savanas tem sido atribuída ao aumento das queimadas induzidas por humanos (Trapnell, 1959). Além disso, um experimento sobre frequência de queimadas realizado na floresta de miombo de Marondera, por Ryan and Williams, (2011), revelou que, sob uma frequência de queimadas de 1 ano, a porção de biomassa lenhosa na área de estudo foi completamente erradicada. Constatou-se que, independentemente da intensidade do fogo, a biomassa lenhosa na área de estudo não tinha capacidade para suportar queimadas anuais. Em casos extremos como esse, observa-se a conversão da floresta para campo, ou mudanças marcantes na composição da vegetação e uma recuperação muito lenta, se houver, ao estado original são prováveis em áreas onde *Brachystegia*, *Julbernardia* e outras espécies de *Caesalpinioideae* foram erradicadas, pois essas árvores possuem uma capacidade de dispersão extremamente baixa (Campbell, 1996). Por outro lado, uma diminuição na frequência de queimadas ou a protecção total contra o fogo altera a composição das espécies e a estrutura da vegetação no miombo. A redução ou ausência de queimadas na floresta de miombo resultaria no recrutamento de espécies dominantes do dossel, como a *Brachystegia*, para tamanhos maiores, levando ao

desenvolvimento de uma floresta de dossel fechado e, conseqüentemente, à redução da população de gramíneas (Govender et al, 2006a; Ryan and Williams, 2011). O aumento da frequência de queimadas resultaria na invasão de espécies tolerantes ao fogo, algumas das quais podem ser exóticas para a comunidade vegetal, como *Lantana camara* e *Jacaranda mimosifolia* (Masocha et al., 2011).

O **tipo de fogo** é geralmente definido pela camada, na estrutura vertical da vegetação, em que o fogo se propaga (Hély and Alleaume, 2006). Por um lado, as queimadas de superfície são queimadas que ardem imediatamente acima do solo e são induzidos por combustíveis que se encontram perto da superfície, tais como erva, folhada e pequenos arbustos com pouca carga de combustível. As queimadas de superfície são uma característica comum na região semi-árida. Por outro lado, as queimadas de copa ardem nas copas das árvores e dos arbustos. Estas queimadas ocorrem em áreas onde existe uma elevada carga de combustível, permitindo que a chama atinja a copa das árvores (WWF, 2001). Outro tipo de fogo, que não é particularmente comum na região das terras secas, é o fogo de solo. As queimadas no solo são queimadas de propagação lenta, que ardem durante longos períodos nas camadas orgânicas ricas do solo, normalmente sem combustão flamejante. Estas queimadas são comuns no delta do Okavango, no Botsuana, onde o registo de água impede o crescimento de árvores, mas dá origem à acumulação de turfa, que é rica em matéria orgânica. Outras classificações de queimadas incluem os fogos de retorno que ardem a favor do vento e/ou a jusante e os fogos de cabeça que ardem a favor do vento e/ou a montante (Bond and Keeley, 2005a; Hély and Alleaume, 2006).

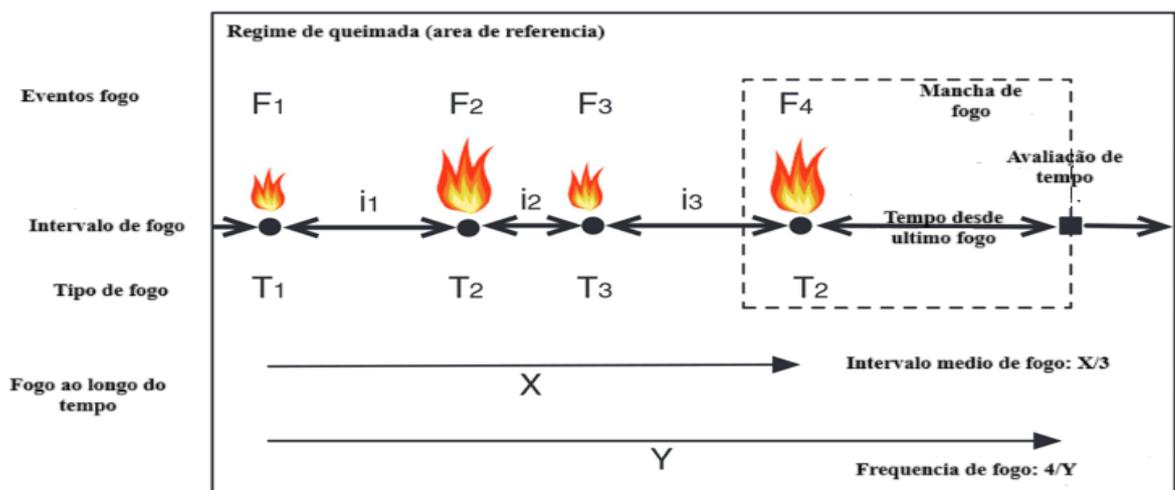


Figura 4. Ilustrações de conceitos de queimadas relacionados com o tempo. As queimadas recorrentes ocorrem em cada local de uma área de referência (eventos de queimada, F) e normalmente variam nas suas propriedades. Fonte: He et al., (2019).

A **intensidade de queimadas** nos ecossistemas de savana é influenciada pela sazonalidade das queimadas, isto é, queimadas que ocorrem entre Agosto e Outubro são mais intensas do que as que ocorrem entre Maio a Julho e Novembro a Abril, respectivamente. Este gradiente da intensidade de queimadas é influenciado por factores climático tais como a precipitação e temperatura. De acordo com Frost and Robertson, (1987) a intensidade do fogo depende da quantidade e tipo de combustível, seu conteúdo humidade e as condições climáticas prevalentes, principalmente a temperatura do ar e humidade relativa. Nas savanas de miombo, as queimadas são alimentadas principalmente por gramíneas e as intensidades das queimadas variam consideravelmente entre as estações, unidades de paisagem e tipos de vegetação. Comunidades nas quais há uma alta biomassa de material graminal, como em fundos de vales ou em planícies de inundação, geralmente sofrem queimadas mais intensas e uniformes. Em contraste, em florestas e arbustos, onde geralmente há uma biomassa de grama mais baixa e distribuição mais desigual de combustível, as queimadas tendem a ser menos intensas e queimar de forma mais fragmentada.

Os autores como Govender et al., (2006); Cangela, (2014), relatam que a precipitação é escassa nos meses entre Agosto a Outubro coincidem com o pico da época seca. Contrariamente, os meses entre Novembro a Abril coincidem com a época chuvosa e devido à elevada concentração da humidade a biomassa lenhosa torna-se difícil de queimar o que condiciona baixas intensidade do calor produzido (Gambiza et al., 2005; Govender et al., 2006). Este gradiente da intensidade de queimadas é influenciado por factores climático tais como a precipitação e temperatura. Condições de baixa humidade aceleram a secagem da biomassa e aumentam o poder calorífico do combustível lenhoso.

Da necessidade de descrever a forma como a intensidade das queimadas afecta os ecossistemas, particularmente após queimadas florestais onde a informação directa sobre a intensidade do fogo estava ausente e os efeitos são frequentemente bastante variáveis dentro e entre diferentes ecossistemas (Keeley, 2009) surge um outro termo, o de **severidade**. Enquanto a **intensidade** descreve o processo físico da combustão e de libertação de energia a partir da matéria orgânica, a **severidade das queimadas** refere-se à grandeza do impacte directo e imediato das queimadas e reflete o calor total libertado pela combustão da biomassa. A severidade do fogo se concentra na perda ou decomposição de matéria orgânica acima ou abaixo do solo (Keeley, 2009).

Métricas acima do solo, como queima de volume de copa usado em florestas ou diâmetro de galho remanescente em ramos terminais usados em florestas e arbustos, são indicadores de perda de biomassa (Moreno and Oechel, 1989; Dickinson and Johnson, 2001). As características do solo incluem a perda das camadas de serapilheira e as características das

cinzas todas refletindo em vários graus o nível de matéria orgânica consumida (Neary et al., 1999). Em áreas queimadas, por exemplo, há a diminuição da clorofila na vegetação, resultando em um aumento da reflectância no espectro visível e diminuição na região do infravermelho-próximo. Com a diminuição da humidade no dossel da vegetação e do solo, há um aumento da reflectância na região do infravermelho-médio (Loboda et al., 2007).

A **sazonalidade de queimadas** define o período em que a maioria das queimadas ocorre. Essa sazonalidade geralmente acontece durante a estação seca em regiões semiáridas e durante períodos de seca em áreas mais húmidas. O padrão natural da sazonalidade de queimadas foi alterado por actividades antropogênicas, principalmente através da ignição de queimadas fora da sazonalidade normal de fogo (Bond and Keeley, 2005a; Hély and Alleaume, 2006). A duração da sazonalidade de queimadas tende a ser mais curta do que a estação seca propriamente dita, devido ao fato de que a vegetação no início da estação seca carrega uma quantidade significactiva de humidade, tornando o combustível insuficientemente seco para iniciar e sustentar uma queimada.

De acordo com Archibald et al., (2010), as queimadas registadas nos ecossistemas de miombo são na sua maioria de origem antropogénica e começam no final da época chuvosa (Abril) atingindo o seu pico durante a época seca entre os meses de Agosto a Outubro. Autores como Ribeiro et al., (2007) e Magadzire, (2013) ao reconstruírem o regime de queimadas nos ecossistemas de miombo em Zimbabwe e Moçambique, subdividiram a sazonalidade das queimadas em 3 grupo nomeadamente, período seco tardio (Agosto a Outubro) início do período seco (Maio a Julho) e época chuvosa (Novembro a Abril), tendo constatado que o período de maior incidência de queimadas corresponde aos meses entre Agosto e Outubro. O período entre Novembro a Abril coincide com a época chuvosa, por isso, regista pouca incidência de queimadas. Outro aspecto observado por estes autores é o facto de os anos mais afectados pelas queimadas, isto é, com maior extensão da área queimadas, são seguidos por anos com baixa incidência de queimadas, sendo justificado pela redução de material combustível ou da quantidade de biomassa disponível para queimar-se.

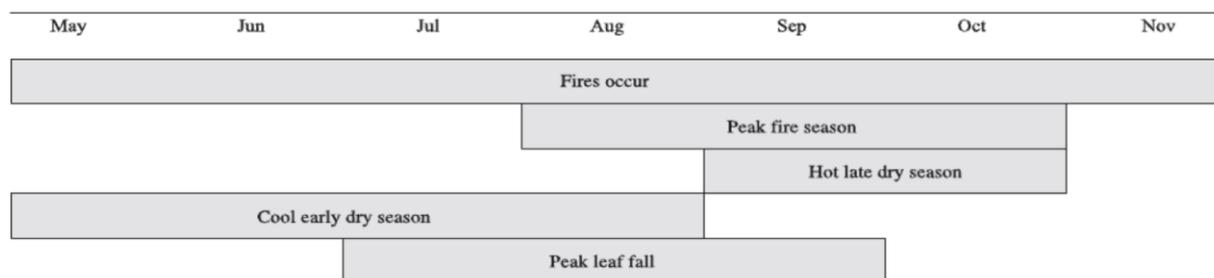


Figura 5. Sazonalidade das queimadas nas florestas de miombo. Fonte: Pereira et al., (2004a) modificado por Haanpää (1998).

Queimadas frequentes no final da estação seca ("quentes") podem transformar a vegetação arbórea em uma savana de capim alto e aberto, com apenas algumas árvores de copa tolerantes ao fogo e árvores e arbustos dispersos no sub-bosque. Na África, vários experimentos de exclusão de fogo a longo prazo mostraram que a cobertura arbórea em florestas sub-húmidas e de clima seco quente é limitada pelo fogo, destacando-se a análise de Trapnell, (1959) das parcelas de fogo na vegetação de miombo húmido no norte da Zâmbia. A principal mudança estrutural que ocorre sob queimas precoces e protecção contra o fogo está relacionada ao aumento do engrossamento da camada de arbustos e, ocasionalmente, à colonização por árvores de florestas sub húmidas sensíveis ao fogo (Trapnell, 1959; Louppe et al., 1995). Trapnell em sua pesquisa reconheceu quatro categorias de espécies em relação ao fogo:

- **Espécies intolerantes ao fogo**, geralmente perenes, que ocorrem apenas onde estão protegidas do fogo. A maioria são árvores verdes (p.e, *Parinari excelsa*, *Entandrophragma delevoyi*, *Syzygium guineense*) e pequenos arbustos (por exemplo, *Artabotrys monteiroae*, *Landolphia spp.* e *Opilia celtidifolia* (Guill. & Perr.) Endl. Ex Walp.);
- **Espécies sensíveis ao fogo**, que diminuem sob queimas regulares e aumentam sob protecção, com taxas de mortalidade mais altas em queimadas no final da estação seca do que no início da estação seca (p.e, *Brachystegia spiciformis*, *Julbernardia paniculata*);
- **Espécies semi-tolerantes**, que são reactivamente indiferentes a queimadas no início da estação seca, mas declinam sob queimadas no final da estação seca (p.e, *Uapaca kirkiana*, *Pseudolachnostylis maprouneifolia*, *Strychnos pungens*);
- **Espécies tolerantes ao fogo**, que são capazes de sobreviver às queimadas no final da estação seca (p.e, *Pterocarpus angolensis*, *Parinari curatellifolia*, *Erythrophleum africanum*, *Anisophylla boehmii*, *Diplorhynchus condylocarpon*, *Detarium microcarpum*, *Combretum glutinosum*, *Combretum nigricans*).

As parcelas protegidas do fogo por 35 anos reverteram para uma vegetação densa de *Baikiaea*, mas queimadas anuais ou bienais no final da estação seca não eliminaram, apenas suprimiram o componente lenhoso, deslocando o crescimento de volta para o subsolo. Um reservatório resiliente de rizomas subterrâneos permaneceu, que poderia crescer rapidamente com protecção. Embora frequentemente considerado um aspecto negativo, o fogo, com cuidado, pode ser usado como uma ferramenta de manejo para aumentar atributos desejáveis. Pecuáristas utilizam o fogo tanto para estimular o crescimento de novos capins quanto para

controlar a invasão ou recrutamento de plantas lenhosas nas pastagens, enquanto silvicultores têm utilizada queimadas "frios" em áreas maduras para limpar o sub-bosque ou reduzir o risco de queimadas mais intensos e danosos no final da estação seca (Chidumayo and Gumbo, 2010).

2.4. Mapeamento de severidade

A severidade das queimadas está directamente relacionada às alterações físicas e ecológicas provocadas pelo fogo. As queimadas ocorrem de maneira heterogênea nas paisagens, com áreas não queimadas ou ligeiramente queimadas intercaladas com zonas severamente afetadas, devido à variabilidade nos padrões climáticos e nas características da paisagem (Cochrane and Schulze, 1999). A propagação e a intensidade do fogo são influenciadas por factores abióticos, como o clima, a humidade e o relevo (Romme and Knight, 1981). Além disso, a severidade do fogo pode ser significativamente impactada por factores bióticos, incluindo o tamanho das árvores, a fase de sucessão ecológica e a presença de patógenos (Turner et al, 1999).

No entanto, o mapeamento da severidade das queimadas é crucial para orientar as estratégias de recuperação de maneira eficaz (Miller and Yool, 2002). Grandes áreas queimadas podem ter efeitos negativos sobre a nidificação e a alimentação de animais selvagens (Romme and Knight, 1981). A morte da vegetação altera a perda de água por evapotranspiração, além de impactar o escoamento superficial e subsuperficial. Queimadas de alta severidade frequentemente aumentam as condições hidrofóbicas do solo, o que resulta em maior escoamento superficial e erosão, quando comparado a áreas menos afectadas. As áreas não queimadas ou pouco queimadas actuam como fontes de sementes para as regiões mais severamente atingidas, que normalmente apresentam menor número de sobreviventes e rebrotam com mais dificuldade (White et al., 1996).

A investigação sobre a severidade de queimadas tem-se tornado cada vez mais interessante nos últimos anos. Existem principalmente dois tipos de indicadores espectrais que podem ser utilizados para detectar as áreas ardidas, incluindo o índice de vegetação e o índice de área ardida (Patterson and Yool, 1998). O método tradicional de detecção de áreas degradadas baseia-se no índice de queimadura composto (CBI), que é uma medida baseada no solo proposta por (Key and Benson, 2004). O índice CBI continua a ser o índice padrão utilizado em levantamentos de campo e avaliações da gravidade das queimadas florestais pelo Serviço Florestal dos Estados Unidos (USFS). O Índice de Queimadura Normalizado (NBR) foi proposto pela primeira vez por (García and Caselles, 1991) como uma alternativa ao Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), em que a banda vermelha (R) na fórmula de cálculo do NDVI é substituída pela banda infravermelha de ondas curtas (SWIR). Outros

estudos demonstraram que o índice NBR diferencial (dNBR) pode representar melhor a distribuição espacial da gravidade da queimada florestal em comparação com o índice NBR (Farhadi and Najafzadeh, 2021). Estudos anteriores mostraram que o índice NBR é mais sensível a alterações na clorofila e no teor de água da vegetação, e concluíram que este índice é a abordagem Sensoriamento remoto mais prático para avaliar a gravidade do fogo. Apesar do longo sucesso relativo e da sua utilização comum, os índices espectrais NBR/dNBR têm alguns inconvenientes na sua utilização.

2.4.1. Razão Normalizada de Queima Diferenciada (dNBR)

O índice Razão Normalizada de Queima Diferenciada, do inglês *Differenced normalized burn rate* (dNBR) é um índice espectral que foi elaborado para mensurar nível de gravidade de áreas queimadas em dados de Sensoriamento Remoto. A área queimada apresenta um comportamento espectral da vegetação alterado devido à perda de biomassa, ao aumento da temperatura, às mudanças na transpiração e à presença de resíduos queimados. Devido a mudança da resposta espectral após a ocorrência de alguma perturbação (Santos et al., 2020). Esta mudança, refere se a diferenciação de um pixel, em que na primeira imagem obtida encontrava se com a vegetação fotossinteticamente activa, antes da aquisição da segunda imagem há uma ocorrência de algum evento degradativo (queimadas ou desmatamento), o que resulta na queda da actividade fotossintética da vegetação, indicando que houve danos, ou seja, “gravidade ou severidade”. Do mesmo modo, o aumento da actividade fotossintética dentro do pixel será detectada pelo índice, calculados nas duas imagens, indicando a rebrota da vegetação (Miller and Thode, 2007). Essas modificações podem ser analisadas nas faixas espectrais do infravermelho próximo (NIR) e do infravermelho de ondas curtas (SWIR). Utilizando essas faixas espectrais, o cálculo do índice NBR é realizado para quantificar a severidade do fogo antes e depois da queimada (Key and Benson, 1999). Desse modo, Δ NBR consegue mensurar a mudança absoluta da reflectância pré e pós-queimada (Soverel et al, 2010). Utilizando de uma abordagem directa e tendências computacionais simples (Van Gerrevink and Veraverbeke, 2021). O que tornou o Δ NBR amplamente utilizado para classificação da gravidade das áreas queimadas em imagem orbitais.

Embora o uso do índice Δ NBR se mostra eficiente, deve se ter em vista a complexidade da gravidade do fogo, pois o mesmo é uma variável contínua, onde é incluída uma ampla gama de possibilidades de respostas, quais podem ser afectadas por inúmeros factores, tais como; a combustão, a características do solo, a Δ NBR litologia, tempo de intervalo entre as queimadas, tipo de vegetação e outras coisas (Escuin et al, 2008). Relataram que a complexidade da gravidade das queimadas em áreas de preservação foi influenciada pelo alto consumo da biomassa, Santos et al., (2020) alertam para a análise da rebrota, pois altos

índices de rebrota, também são encontrados em meses chuvosos, independente da ocorrência de alguma perturbação. Embora a gravidade aconteça de forma contínua é usualmente agrupada em categorias para facilitar o entendimento dos danos e recuperação pós fogo (Miller and Thode, 2007). Um registro de longo prazo em áreas queimadas permite estimativas consistentes do mapeamento das áreas queimadas, assim como o acompanhamento da recuperação da estrutura vegetal (Loboda et al, 2007).

2.5. Uso de teledeteção para o mapeamento de áreas queimadas

A aplicação de técnicas de sensoriamento remoto orbital tem-se mostrado fundamental, pois além de se tratar de um método economicamente viável, possibilita a obtenção de informações contínuas e sistematizadas de áreas extensas e remotas. Assim sendo, simplifica o processo de observação, identificação e mapeamento de diversas alterações, tais como mudanças de uso e cobertura da terra, alterações nos ecossistemas, dinâmicas na atmosfera e queimadas (Coppin et al., 2004).

A utilização de técnicas de sensoriamento remoto para monitorar a ocorrência de queimadas aborda diferentes metodologias para a utilização de imagens de satélites. O sensoriamento remoto pode ser utilizado na detecção de queimadas a partir da radiação detectada pelos sensores dos satélites (Pereira et al, 1997). No geral, metodologias têm sido propostas em duas linhas de pesquisas: a primeira aborda a emissão e reflexão que operam na região óptica do espectro eletromagnético, possibilitando, dessa maneira, a cartografia das queimadas (Chuvieco and Congalton, 1988), a segunda aborda a emissão pelo foco de calor e o processo de combustão que é registrado pelo sensor ao captar a temperatura na superfície (Justice *et al.*, 1996). De modo geral, a primeira metodologia refere – se ao mapeamento das áreas onde ocorreram as queimadas (Roy et al, 2002). Nesse processo, são utilizadas imagens de sensores a bordo de satélites, que possuem resolução espacial que possibilite um nível de detalhe adequado, pois o mapeamento é possível a partir da análise da resposta espectral de cada alvo, já que a reflectância depende do que é detectado na região do visível do espectro eletromagnético (entre 0.4 a 0.7 μm) e na região do infravermelho próximo (entre 0.7 a 1.3 μm) (Lima, 2013).

Dessa maneira, por meio de processamento de imagens e combinação de canais espectrais, torna-se possível pontuar as áreas queimadas, haja visto que o processo de combustão da biomassa altera toda a estrutura do local, resultando na remoção da vegetação, exposição e modificação da temperatura superficial do solo, além da formação de carvão e cinzas, possibilitando, dessa maneira, a identificação e mapeamento das queimadas (Cardozo et al., 2014).

No entanto, a crescente preocupação com as emissões de gases de efeito estufa e as mudanças climáticas tem impulsionado uma demanda cada vez maior por dados sobre queimadas a longo prazo em escalas globais, regionais e locais. Em resposta, utilizando diversos sensores de resolução baixa e média, várias observações de queimadas baseadas em satélites foram desenvolvidas ao longo dos anos (Giglio et al., 2009; Archibald et al., 2010). Isso resultou na produção global de dados sobre queimadas ativos e áreas queimadas. O desenvolvimento dos dados de queimadas ativos marcou as etapas iniciais do mapeamento de queimadas via sensoriamento remoto. Os primeiros dados de queimadas baseadas em satélites foram derivados do Radiômetro Avançado de Alta Resolução (AVHRR) (Dozier, 1981). As observações subsequentes de queimadas ativos baseadas em satélites incluíram o Imager do Satélite Geoestacionário Operacional Ambiental (GOES), o Sistema *Operational Linescan* do Programa de Satélites Meteorológicos de Defesa (DMSP) (Elvidge et al., 1995), o Radiômetro de Varredura ao Longo da Rota (ATSR), o Scanner Visível e Infravermelho (VIRS) (Giglio and Kendall, 2001), o Espectrômetro de Imagem de Resolução Moderada (MODIS) (Justice et al., 2002) e o Imager Visível e Infravermelho Giratório e Aprimorado (SEVIRI). Estes produtos são amplamente utilizados, tanto para estimar as áreas queimadas quanto para validar mapeamentos realizados a partir de imagens provenientes de sensores com menor resolução espacial (Chuvieco and Congalton, 1988).

Além disso, para metodologias baseadas em mapeamento de área pós fogo, foram desenvolvidos índices que possibilitam o realce e a diferenciação entre áreas queimadas e não queimadas, tais como o *Burned Area Index* (BAI), o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e o *Normalized Burn Ratio* (NBR) (Key and Benson, 2006).

2.5.1. Descrição do sensor MODIS

O instrumento *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) é um dos cinco instrumentos a bordo do satélite TERRA (formalmente conhecido como EOS-AM-1), e possui imensas vantagens em relação aos satélites e sensores convencionais, como o caso de (i) os produtos e imagens serem distribuídos já corrigidos geograficamente e radiograficamente, minimizado a influência de nuvens e aerossóis que muitas das vezes interferem na utilização de produtos orbitais; (ii) os produtos apresentam varias opções de resolução espacial; e (iii) disponibiliza gratuitamente os produtos e imagens na internet (Jussara and Rosa, 2005).

Este sensor foi projectado para satisfazer os requerimentos de três campos de estudos diferentes: atmosfera, oceano e terra, com bandas de resolução espectral e espacial selecionadas para o conhecimento de diferentes necessidades observacionais e para oferecer uma cobertura global quase diariamente (1 a 2 dias) (Justice et al., 2002). O design da

componente de imagem terrestre combina as características do Radiômetro de Alta Resolução Avançado (AVHRR) e do Mapeador Temático Landsat, adicionando bandas espectrais no infravermelho de onda média e longa (IR), o sensor MODIS opera com 36 bandas espectrais, distribuídas nas faixas de espectro eletromagnético que vão de 0.407 μm a 14385 μm , possuindo um campo de visada de 100°, abrangendo cerca de 2330 km de largura a faixa de cobertura espacial, esta localizado a 705 km de altitude, com uma resolução espacial de 250 m, 500 m, e 1 km (Justice et al., 1998).

Os dados gerados através do sensor MODIS são enviados para base terrestre localizada na cidade de *White Sands*, Novo México, utilizando um sistema chamado *Tracking and Data Relay Satellite System* (TDRSS), onde os dados começam a receber os primeiros processamentos, que são divididos em cinco níveis diferentes (Nível 0 à Nível 4), onde cada nível varia de acordo com o grau de processamento aplicado nos dados. É importante ressaltar que após o processamento do primeiro nível (Nível 0), o centro de arquivos chamado *Goddard Space Flight Center Earth Sciences Distributed Active Archive Center* (GES DAAC), criará os níveis 1A e 1B e os produtos de geolocalização (Latorre et al., 2003). De acordo com Justice et al (2002), os produtos que possuem um nível mais alto são produzidos pelo Sistema de Processamento Adaptativo do sensor MODIS (MODIS Adaptive Processing System – MODAPS) e depois disponibilizados através de outros três centros DAACs. Todos os produtos gerados pelo sensor MODIS são distribuídos seguindo um nível hierárquico (Justice et al., 2002).

- Nível 0 – este nível retrata a imagem em seu estado bruto, sem tratamento de espécie alguma. Não é disponível ao usuário, não constando, portanto, das listas de produtos padrões do sensor MODIS.
- Nível 1 (1A): contém uma base de dados de 36 canais do MODIS, utilizado como dado de entrada para geolocalização, calibração e processamento. Indicadores de qualidade são adicionados aos dados para indicar a perda ou pixels ruins. Medidas no visível, infravermelho próximo e médio são feitas apenas durante o dia, enquanto as medidas na faixa do infravermelho termal são feitas tanto de dia, quanto de noite.
- Nível 1 (1B): o produto contém os dados de calibração e geolocalização para as 36 bandas geradas pelo nível 1 A. As radiâncias são em $\text{W}/(\text{m}^2 \cdot \mu\text{m} \cdot \text{sr})$. Em adição, o BRDF (reflectância bidirecional) pode ser determinado para bandas reflectivas solares (1-19, 26) através do conhecimento da irradiação solar (por exemplo, determinação de dados MODIS e a geometria de iluminação do alvo). Dados adicionais dados são fornecidos, incluindo as estimativas de qualidade, de erro e dados de calibração.

- Nível 2: os produtos deste nível são derivados de radiâncias calibradas de prévios produtos MODIS. Os produtos conhecidos como nível 2G (L2G) são gerados a partir de um conjunto de dados de um simples dia do nível 2, reorganizados e armazenados em uma grade baseada na Terra (*earth-based grid*), preservando todas as amostras dos dados originais do nível 2. Cabe salientar que, a menor quantidade de dados processados em um determinado período é definida nos níveis 1 e 2 como granular (*granule*) e correspondem à aproximadamente 5 min de imageamento. O MODIS imagea 288 “grânulos” a cada 24 h, sendo sua cobertura equivalente a uma área aproximada de 2340 Km (*acrosstrack*) por 2030 Km (*along-track*).
- Nível 3: neste nível os produtos são espacialmente reamostrados e temporariamente compostos para produzir uma simples estimativa das variáveis geofísicas para cada grade de localização. As escalas de tempo dos produtos destes níveis variam de um simples dia para um ano inteiro.
- Nível 4: os produtos deste nível são gerados pela incorporação dos dados MODIS em modelos para se estimar as variáveis geofísicas.

Complementando, a menor unidade de processamento referente aos níveis 2G, 3 e 4, é definida como um “Tijolo”, a qual corresponde a uma área geocodificada de 1200 X 1200 Km.

2.5.1.1. Produto MODIS MCD14ML

O Produto MODIS MCD14ML é o produto derivado da combinação do produto de fogo ativo MOD14 e MYD14. É um produto global de localização de queimada mensal, e como referido, resulta da combinação dos dados de Terra e Aqua MODIS Nível 2. Os dados são representados como os centroides geográficos do respectivo pixel de 1 km, onde uma queimada ou outra anomalia térmica (Vulcões) é detetado no momento da passagem do satélite (Justice *et al.*, 2002). O tamanho real de uma queimada detetado pode ser muito menor que a resolução espacial de 1 km dos dados. O produto de fogos activos MCD14ML pertence a colecção 6 do sensor MODIS e contem dados de focos detectados pelo MODIS a uma resolução espacial de 1km. Os focos de fogos detetados em cada pixel nesse produto são processados, classificados e atribuídos percentagem de confiança, onde $[0\% \leq C < 30\%]$ representa baixa confiança, $[30\% \leq C < 80\%]$ confiança nominal e $[C > 80\%]$ alta confiança (Giglio *et al.*, 2018, 2020).

Tabela 1. Resumo descritivo da informação contida no produto de localização de queimada MCD14ML.

Nome	Unidade	Descrição
YYYYMMDD	-	Ano (YYYY), mês (MM) e dia (DD).
HHMM	-	Horas (HH) e minutos (MM).
Sat	-	Satélite: Terra (T) ou Aqua (A)
Lat	Graus	Latitude no centro do pixel.
Long	Graus	Longitude no centro do pixel.
T21	K	Temperatura de Brilho do pixel de fogo na Banda 21
T31	K	Temperatura de Brilho do pixel de fogo na Banda 31
Sample (amostra)	-	Número da amostra (variando de 0 a 1353)
FRP	MW (Mega watts)	Fire Radiative power (Energia radiactiva do fogo)
Conf	%	Confiança de detecção (varia de 0 a 100)
Tipo	-	Tipo de Ponto quente inferido:
		0 = Presumível fogo em vegetação
		1 = Vulcão activo.
		2 = Outras fontes estáticas da terra
		3 = No mar
Dn		Sinalizador do algoritmo dia/noite: dia (D) ou noite (N)

Fonte: Giglio et al., (2020)

2.5.1.2. Produto MODIS MCD64A1

O produto *MODIS Direct Broadcast Burned Area Collection 6* (MCD64A1) é o produto mais recente do conjunto de produtos MODIS *Burned Area*. Ele foi adotado como produto de área queimada MODIS padrão para a coleção 6, substituindo o antigo conjunto MCD45 (Fornacca et al, 2017). É baseado em uma abordagem híbrida que explora o potencial de queimadas ativos de 1 km do MODIS e dados de entrada de refletância de superfície de 500 m (Giglio et al., 2009). As camadas de dados do produto MCD64 incluem, data de gravação, incerteza de dados de gravação, garantia de qualidade e primeiro dia e último dia de detecção confiável de alterações do ano (Ruiz et al., 2014).

Um índice de vegetação sensível à queima é calculado a partir da série temporal MODIS usando os canais infravermelhos de ondas curtas, e limiares dinâmicos são aplicados para detectar mudanças espectrais persistentes. Posteriormente, mapas de fogo ativo cumulativo são usados para gerar funções de densidade de probabilidade regional para a classificação de amostras de treinamento queimadas e não queimadas que irão guiar a determinação final de pixels queimados e não queimados (Giglio et al., 2009). O MCD64A1 apresenta uma melhoria geral na detecção de áreas queimadas em relação às coleções anteriores. Em particular, uma detecção significativamente melhor de pequenas queimadas e

a adaptabilidade a diferentes condições regionais em vários ecossistemas estão entre os principais aspectos positivos deste produto (Fornacca et al, 2017).

2.5.2. Descrição do sensor Landsat

A série LANDSAT teve início na segunda metade da década de 60, a partir de um projecto desenvolvido pela NASA (sigla em inglês de *National Aeronautics and Space Administration*; Administração Nacional do Espaço e da Aeronáutica), também conhecida como Agência Espacial Americana e dedicado exclusivamente à observação dos recursos naturais terrestres. Essa missão foi denominada *Earth Resources Technology Satellite* (ERTS) e em 1975 passou a se denominar Landsat. O sistema LANDSAT foi o primeiro sistema a oferecer imagens sistematizadas em média resolução, e teve suas actividades iniciadas em 1972. O último da série, o LANDSAT 7 é equipado com os sensores ETM (*Enhanced Thematic Mapper*) e PAN (Pancromático), o que lhe proporciona uma resolução de até 15 metros pelo sensor PAN, e de 30 metros no ETM (Figueiredo, 2005).

Figueiredo (2005) realça que cada sistema sensor tem uma capacidade de definição do tamanho do pixel conforme sua capacidade de captação, o que corresponde a menor parcela imageada, e que o tamanho do pixel é denominado de resolução espacial. As imagens LANDSAT 5 e 7 têm resolução espacial de 30 m no sensor PAN, a resolução espacial do SPOT é de 20 m e a do NOAA é de 1100 m. Quanto menor a dimensão do pixel, maior é a resolução espacial da imagem. Imagens de maior resolução espacial têm melhor poder de definição dos alvos terrestres.

Os satélites Landsat 7 e Landsat 8 orbitam a Terra a uma altitude de 705 quilómetros (438 milhas) em uma faixa de 185 quilómetros (115 milhas), movendo-se de norte a sul sobre o lado ensolarado da Terra em uma órbita síncrona do sol. Cada satélite faz uma órbita completa a cada 99 minutos, completa cerca de 14 órbitas completas a cada dia e cruza todos os pontos da Terra uma vez a cada 16 dias. Embora cada satélite tenha um ciclo de cobertura total da Terra de 16 dias, suas órbitas são deslocadas para permitir a cobertura repetida de 8 dias de qualquer área da Terra Landsat no globo. Entre os dois satélites, mais de 1.000 cenas são adicionadas ao arquivo USGS a cada dia. Os Landsats 4 e 5 seguiram a mesma órbita que os Landsats 7 e 8, enquanto os Landsats 1, 2 e 3 orbitaram a uma altitude de 920 quilómetros (572 milhas), circulando a Terra a cada 103 minutos, produzindo cobertura repetida a cada 18 dias. Os satélites de 1 a 5 foram desactivadas, estando operacionais os satélites Landsat 7 (com restrições) e o Landsat 8 que funciona na sua plenitude (U.S.G.S, 2020)¹.

¹ U.S. Department of the Interior (USGS). Landsat Missions. Disponível em: https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/landsat-satellite-missions?qt-science_support_page_related_con=2#qt-science_support_page_related_con

O Landsat-8 foi lançado em 11 de fevereiro de 2013 com dois novos sensores de imagens da Terra para fornecer um registro de dados contínuos com os Landsats anteriores. Para o Landsat-8, a tecnologia pushbroom foi adotada, e as faixas reflexivas e térmicas foram divididas em dois instrumentos. O *Operational Land Imager* (OLI) é o sensor de banda reflexiva e o Sensor infravermelho térmico (TIRS), o térmico (Markham et al., 2015). Além dessas mudanças fundamentais, bandas foram adicionadas e faixa dinâmica e quantificação de dados foram melhoradas e vários outros aprimoramentos foram implementados (Markham et al, 2015).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

Este estudo foi conduzido no Parque Nacional do Gilé (PNAG), situado na parte nordeste da Província da Zambézia, na zona centro de Moçambique, nos Distritos de Pebane e Gilé, e inclui uma zona de protecção total (2861 km²) e uma zona tampão (1671 km²). É limitado nas zonas Norte, Oeste e Leste pelos rios Nanhope e Naivocone, Lice e Mulela e Molocué, respectivamente. O PNAG foi criado em 1932 originalmente como uma reserva de caça e foi proclamado como uma área de conservação em 1999 como uma Reserva Nacional (Mercier *et al.*, 2016) e em 2020 como Parque Nacional (Montfort *et al.*, 2021). A zona Tampão do PNAG vivem cerca de 12.500 habitantes (Etc Terra, 2017). Cerca de 89% da população dedica-se à prática da agricultura de subsistência baseada em técnicas de corte e queima (Mercier *et al.*, 2016).

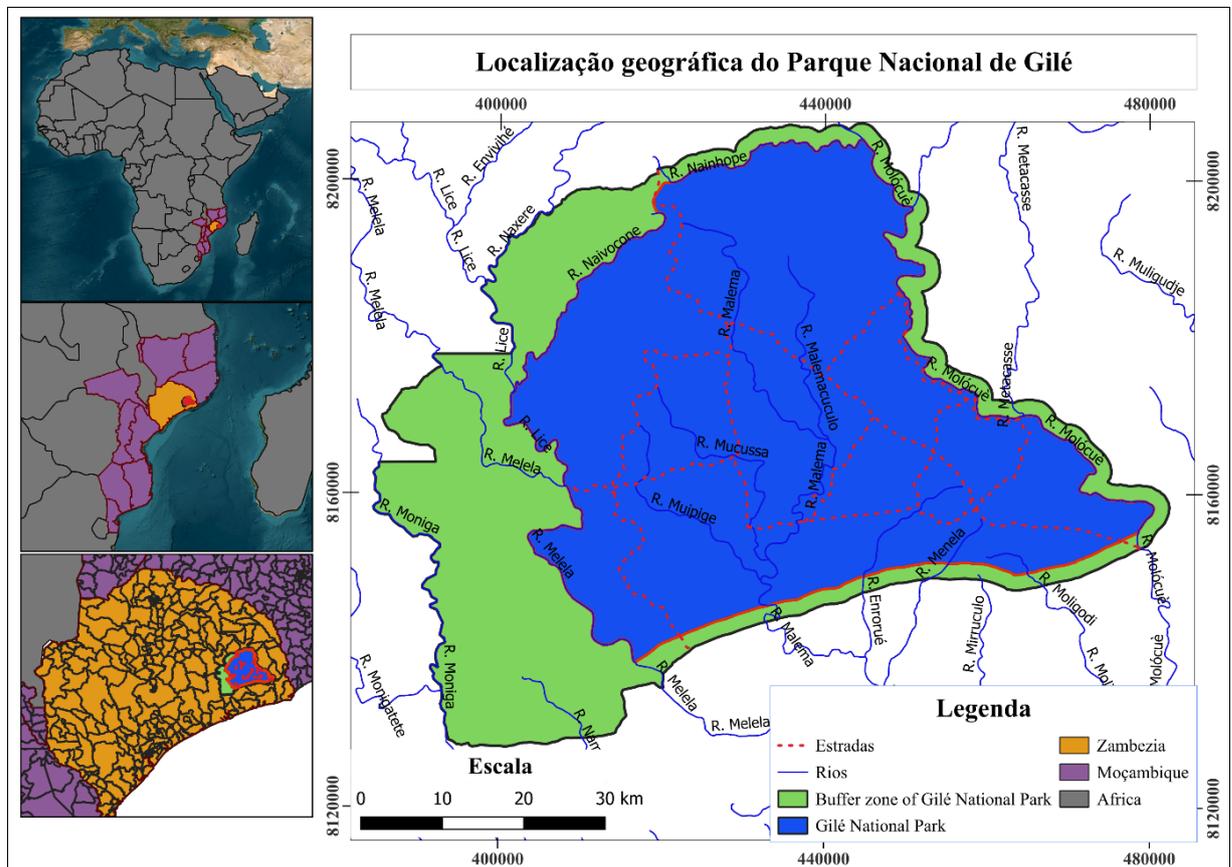


Figura 6. Localização geográfica do Parque Nacional de Gilé

Os distritos de Gilé e Pebane são caracterizados predominantemente por planícies com uma altitude média de 160 metros, embora existam algumas montanhas no Norte que chegam até 1.052 metros de altura (Montfort *et al.*, 2021). O clima é classificado como tropical de savana, segundo a classificação climática de Köppen. Este tipo de clima apresenta duas estações distintas ao longo do ano: uma estação chuvosa, que vai de novembro a abril, e uma

estação seca, que se estende de maio a outubro. A precipitação média anual na região é de 1296 mm. Durante o período de 2010 a 2020, as temperaturas médias anuais variaram entre 20°C e 31°C (Huntington et al., 2017).

A região central do PNAG, é dominada pela floresta de Miombo, que já foi considerada uma das áreas mais ricas em biodiversidade de Moçambique. As espécies de flora existentes nesta área são as conhecidas como as principais dominantes nas savanas de miombo (Fusari *et al.*, 2010), nomeadamente, *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora*, *B. floribunda*, *Diplorhynchus condylocarpon*, *Azelia quanzensis*, *Millettia stuhlmannii*, *Parinari curatellifolia* (Pungulanhe, 2020).

A zona-tampão do parque é um mosaico complexo de vegetação de miombo pós-cultivo de várias idades, terras de cultivo (milho, mandioca, feijão e amendoim), pomares (*Mangifera indica*, *Anacardium occidentale*), floresta de miombo madura e savanas arborizadas (Montfort et al., 2021).

Contudo, actualmente, as áreas periféricas e a zona tampão do parque enfrentam pressões antropogénicas significativas. As pressões antropogénicas incluem a expansão agrícola, a extracção de recursos naturais e o desmatamento, que impactam negativamente a biodiversidade e a integridade ecológica do parque (Mercier et al., 2016).

3.2. Aquisição e preparação de dados

3.2.1. Dados de focos activos e áreas queimadas

Para a obtenção dos dados referentes aos focos de queimada e áreas queimadas, utilizou-se informações adquiridas pelo sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*). Os dados de focos activos (*MCD14ML*) foram acedidos através do site FIRMS (*Fire Information for Resource Management System*) da NASA usando o seguinte link <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/map/>, onde foram seleccionados os registos no formato *Shapefile*, abrangendo o período de janeiro de 2001 a dezembro de 2023, com resolução espacial de aproximadamente 1 km. Os dados referentes a focos activos, foram recortados para a área de estudo e submetidos a uma correcção da projecção geográfica para UTM (*Universal Translator Mercator*) zona 37S WGS 84, com recurso à ferramenta *reproject* do software *ARCGIS 10.8*. O produto *MODIS MCD14ML* da colecção 6, não carece de procedimentos de correcções geométricas, radiométricas e/ou atmosféricas, pois as anomalias relacionadas a estas correcções são efectuadas dentro dos algoritmos de processamento (mascaramento das nuvens; identificação de potenciais pixéis de fogos e

caracterização de fundo) das imagens antes de serem fornecidas para os usuários finais (Giglio et al, 2016; Giglio et al., 2018).

Das imagens de fogos activos *MCD14ML* foram extraídos e classificados os pixéis com nível de confiança igual ou superior a 30%, pois autores como Giglio et al., (2018) referem que os focos com *Fire Radiative Power (FRP)* com um nível de confiança abaixo a 30% podem estar associados a fogos de baixa intensidade ou mesmo falso alarme de queimada. Giglio et al., (2018), sugere a exclusão fogos de baixa confiança (menor que 30%).

As áreas queimadas foram obtidas a partir do produto *MCD64A1*, disponível gratuitamente no site LP DAAC da USGS pelo link: <https://lpdaac.usgs.gov/tools/data-pool/>, no formato HDF (*Hierarchical Data Format*), com resolução espacial de 500 metros. Os dados foram baixados para o mesmo período (2001-2023). Todas as imagens foram corrigidas para a projecção UTM zone 37S WGS 84 usando o software ARCGIS 10.8.

Das imagens *MCD64A1* foram extraídas e classificadas como áreas queimadas, os pixéis cujos valores variaram entre 0 (não queimado) e 1-366 (dia juliano da queima). Esses valores foram transformados em dados binários tendo o número “1” como áreas queimadas e “0” área não queimada, através da ferramenta *Raster Calculator* do software *ARCGIS 10.8* (ESRI, 2020). Com a mesma ferramenta fez-se a adição de todas as imagens contendo dados binários, que culminou com 23 ficheiros dos anos 2001 a 2023.

Com base nestes dados estimou-se a frequência, intervalo de retorno, sazonalidade, intensidade, densidade e extensão da área queimada, como indicado na secção 3.4.

3.3. Dados ambientais e socioeconómicos utilizados no mapeamento de risco de queimadas

Vários dados ambientais e socioeconómicos foram utilizados para produzir o mapa de risco de queimadas (vide nos anexos a Figura 19) e estes dados são apresentados abaixo. Por forma a uniformizar a representação dos dados, todos os mapas das variáveis dependentes assim como independentes descritas na Tabela 2, foram reajustados para mesma extensão e a mesma resolução espacial de 30m, usando a função *projectRaster* do pacote *raster* do software R versão 4.4.0.

3.3.1. Dados bioclimáticos

Os dados climáticos foram adquiridos do banco de dados *WorldClim* (<http://www.worldclim.org>), uma plataforma que oferece informações espacial sobre variáveis climáticas globais. Para obter os dados, primeiramente acedeu-se ao site do *WorldClim* e

selecionou-se as variáveis de interesse: temperatura, precipitação, pressão de vapor de água, radiação solar e velocidade do vento, todas com resolução espacial de 1 km². Os dados foram baixados nos formatos GeoTIFF. Após a aquisição, as imagens foram recortadas para a área de estudo, com o auxílio do ArcMap versão 10.8 (ESRI, 2020), garantindo que as informações climáticas fossem precisamente alinhadas com os limites geográficos da região em análise.

3.3.2. Cobertura do solo

Nesta pesquisa foi utilizado o mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2020, elaborado por Montfort (2021), com uma resolução espacial de 30 metros. Esse mapeamento permitiu a identificação de seis tipos de uso e cobertura florestal no Parque Nacional do Gilé (PNAG), a saber: Solo exposto ou machamba, Vegetação herbácea, Corpos de água, Rocha, Floresta densa e Floresta aberta. De referir que as categorias de floresta correspondem a Miombo.

2.3.3. Altitude do terreno

O mapa de altitude da área de estudo foi elaborado com base dos dados SRTM (modelos digitais de terreno com radar), com uma resolução de 30 metros, que foram adquiridos do site DIVA-GIS <https://www.diva-gis.org/gdata>. Usando o software QGIS, (2024) versão 3.34.7 fez-se o clip do SRTM para a extensão da área de estudo.

2.3.4. Declive do terreno

A declividade do terreno influencia directamente na propagação do fogo e na velocidade na qual as chamas se alastram, já que o fogo de áreas acidentadas (colinas) se espalha mais facilmente e é muito difícil de ser combatido (Ribeiro *et al.*, 2008). Para obtenção da variável declividade (graus) foi utilizado o arquivo de altitude, por meio da ferramenta *Slope (Spatial Analyst)* usando o software ArcGis 10.8 (ESRI, 2020). Essa ferramenta converte os valores dos *pixels* de altitude (m) para declividade (graus).

2.3.5. Orientação das encostas ou exposição das vertentes (aspecto)

Para obtenção da orientação das encostas foi utilizado a imagem altitude (m), por meio da ferramenta *Aspect*, do ArcGis 10.8 (ESRI, 2020). O resultado foi uma imagem de altitude (m) convertida para valores de orientação de encostas.

2.3.6. Acessibilidade de recursos naturais

Para a acessibilidade de recursos naturais usou-se mapas de distâncias de vias de acesso (estradas), aldeias, rios, elaborados por Montfort (2021), e para distância de terras

agrícolas usou-se mapa da CENACARTA (Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção), em formato vectorial, que posteriormente foram projectados para sistema de coordenadas geográfica UTM zone 37S WGS 84. Estes dados foram convertidos de formato vectorial para raster e posteriormente calculou-se a distância euclidiana de estradas, aldeias, rios com auxílio do software Qgis e a função *Proximity* (distância *raster*), que se encontra no menu *Raster > Analyse > Proximity*.

2.3.7. Densidade populacional humana

O Mapa de densidade populacional usado nesta pesquisa foi o mapa elaborado por Tieceke et al., (2017), com uma resolução espacial de 30 metros que destaca como a população está distribuída em relação à área, ou seja, quantas pessoas vivem por quilómetro quadrado em uma determinada região.

2.3.8. Densidade de armadilhas para caça

O mapa de densidade de armadilhas foi elaborado usando dados em formatos de *Shapefile*, fornecidos pelo PNAG, referentes à ocorrências de actividades humanas na zona de protecção total e na zona tampão de janeiro de 2021 a maio de 2024. O mapa foi gerado usando a função *Kernel Density* da ferramenta *Density* encontrado no *Spatial Statistics Tool*, no *ArcMap* versao 10.8 (ESRI, 2020).

Tabela 2. Variáveis explicativas usadas para a modelagem de histórico de risco de queimada e variáveis dependentes

Tipo	Nome das variáveis	Definição	Fonte de dados	Resolução espacial
Restrições naturais	Altitude	Altitude (metros)	SRTM	30 m
Restrições naturais	Declive	Inclinação (graus)	SRTM	30 m
Restrições naturais	Aspeto	Direcção de inclinação (graus)	SRTM	30 m
Acessibilidade	Aldeias	Distância euclidiana das aldeias (metros)	INE	250 m
Acessibilidade	Estradas	Distância euclidiana das estradas (metros)	OSM, WB	250 m
Acessibilidade	Rios	Distância euclidiana dos rios (metros)	FAO, BANCO MUNDIAL	250 m
Acessibilidade	Agricultura	Distância euclidiana dos campos agrícolas (metros)	CENACART A	30 m
Acessibilidade	Floresta	Distancia a orla da floresta	Montfort, 2021	30 m
Demografia	População	Densidade populacional (pessoas / km ²)	Tieceke <i>et al.</i> , 2017	30 m
Demografia	Caça	Densidade de armadilhas (armadilha/km ²)	PNAG	30 m
Cobertura do solo	AGB BGB biomassa	Biomassa lenhosa acima e abaixo do solo (t/ha)	Montfort, 2021	30 m

	lenhosa			
Cobertura do solo	NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada	MOD13Q1	250 m
Cobertura do solo	Anomalias NDVI	Anomalias de índice de vegetação por diferença normalizada	MOD13Q1	250 m
Cobertura do solo	LULC	Utilização e ocupação do solo	FNDS, 2016	30 m
Bioclimático	Precipitação	Precipitação anual (mm/ano)	CHIRPS	5000 m
Bioclimático	Temperatura	Temperatura (graus Celsius)	MOD11A2	1000 m
Bioclimático	ET	Potencial de evapotranspiração	MOD16A2	500 m
Bioclimático	Vento	Velocidade do vento (metros por segundo)	WorldClim	1000 m
Bioclimático	Pressão do vapor de água	Pressão do vapor de água (kPa)	WorldClim	1000 m
Bioclimático	Radiação solar	Radiação solar (kJ m ⁻² dia ⁻¹)	WorldClim	1000 m
Variável dependente				
Queimada	Área ardida	Extensão de área ardida e não ardida (quilómetros)	Este estudo	500 m

3.4. Análise dos dados

3.4.1. Mapeamento do regime de queimadas

O mapeamento do regime de queimadas foi realizado seguindo a metodologia de Ribeiro et al., (2017) usando os focos activos (*MCD14ML*) e as áreas ardidas (*MCD64A1*) no período de 2001 a 2023.

3.4.1.1. Mapeamento da Frequência e Intervalo de retorno das queimadas entre 2001 a 2023

A frequência de queimadas é dada pelo número de vezes que um determinado pixel é afectado pelo fogo durante os 23 anos em análise, enquanto que o intervalo de retorno corresponde ao tempo médio que leva para um novo fogo a ocorrer no mesmo local após um queimada anterior sobre o mesmo pixel (Bond and Keeley, 2005b; He et al, 2019). O mapa de frequência de queimadas foi produzido a partir dos dados de satélite mensais de áreas queimadas que através da ferramenta *raster calculator* do software *ARCGIS 10.8*, as quais foram combinadas para determinar o número de vezes que cada pixel foi afectado pelo fogo durante o período em estudo.

O intervalo médio de retorno (IMRQ) e a frequência média de queimadas foram calculados com base na metodologia apresentada por Ribeiro et al., (2007), dada pela equação 1.

$$IMRQ = T * \frac{A}{a} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: T: período em estudo (2001 a 2023 = 23 anos); A: área da zona de protecção total do PNAG (2840 km²) e zona tampão (1527 km²) totalizando cerca de (4367 km²); a: área queimada.

A frequência média de queimadas é dada pela equação 2:

$$Frequencia = \frac{1}{IMRQ} \quad \text{Equação 2}$$

As classes de frequência foram definidas tomando como referência o intervalo médio de retorno nas florestas de miombo, que se situa entre 3 e 4 anos (Frost, 1996). Para tal, definiu-se a classe 3 - 4 como a “Classe média” e as outras classes foram geradas para intervalos de retorno abaixo e acima desta. Isto resultou na criação de 6 classes designadas: (i) 0: Não queimada; (ii) 1 - 2: Baixa frequência de queimada; (iii) 3 - 4: Média frequência de queimada (classe de referência para o Miombo); (iv) 5 - 10: Média a Alta frequência de queimada; (v) 10 - 18: Alta frequência de queimada e (vi) > 18: Muito alta frequência.

3.4.1.2. Mapeamento da sazonalidade e extensão da área queimada

A sazonalidade das queimadas é tida como a distribuição das queimadas ao longo do ano (Platt et al., 2015). Para determinar a sazonalidade das queimadas, intersectou-se os mapas de áreas queimadas e fogos activos baseando-se nas datas de ocorrência de queimadas (dias julianos). Posteriormente exportou-se os dados para o Microsoft Office Excel onde foi gerado um gráfico ilustrativo da distribuição mensal dos focos e áreas queimadas durante o período em estudo. A análise das variações intra-anuais do fogo, baseou-se nos critérios estabelecidos por Ribeiro et al., (2007), que consistiram em dividir o ano em três estações: húmida (Novembro-Abril), seca precoce (Maio - Julho) e seca tardia (Agosto-Outubro), de acordo com o padrão anual de distribuição da precipitação.

Para determinar a extensão da área ardida, primeiro converteu-se o mapa de áreas queimadas do formato *raster* para *Shapefile*. De seguida, usando a ferramenta *geometry calculate*, do software QGIS (2024) versão 3.34.7 calculou-se a extensão da área ardida por cada classe de frequência, assim como áreas ardidas anuais para o período em estudo.

3.4.1.3. Cálculo da densidade e intensidade das queimadas

A densidade de queimadas foi calculada a partir dos focos activos extraídos das imagens MCD14ML. A densidade de queimadas é o número de pixéis contendo focos de queimadas por km² durante o período de 23 anos de estudo. O cálculo da densidade de queimadas fez-se a partir da equação 3:

$$Densidade = \frac{\text{Numero de pixeis com fogo}}{\text{Área total}}$$

Equação 3

Para calcular a densidade de queimadas, foi construído um mapa de densidade com a função *kernel density* do software *Arcmap 10.8* (ESRI, 2020), com uma resolução espacial de 1 km², utilizando os dados de focos activos de queimadas.

A intensidade de queimadas é definida como a taxa de calor emitido por uma linha de frente de fogo num determinado tempo (Maúnze, 2016). E é apresentada nos dados MCD14ML como *Fire Radiative Power (FRP)*, que representa a taxa de libertação de energia radiante por um fogo sobre todos os comprimentos de onda e ângulos, expressa em MegaWatts (MW) ou em KiloWatts (KW) (Wooster et al., 2005; Silva Junior et al., 2018).

3.4.2. Severidade das queimadas

A Severidade de queimadas foi calculada usando o Script produzido pela UN-SPIDER e adaptado pela Nitidae (2023), na plataforma *Google Earth Engine (GEE)*, uma ferramenta de computação em nuvem baseada em *JavaScript*. A metodologia para analisar a severidade das queimadas após a queimada foi desenvolvido por Lutes et al., (2006) utilizando diferentes índices de queimada, como o NBR (*Normalized Burn Ratio*) e o dNBR (*differenced Normalized Burn Ratio*) (Konkathi and Shetty, 2021). Inicialmente, a geometria da área de interesse (PNAG) foi importada para o editor de código. A colecção de imagens foi carregada na plataforma. A taxa de queima normalizada foi calculada usando a equação 4, para os períodos pré-fogo e pós-fogo, permitindo assim, identificar as áreas afetadas pelo fogo entre 2014 a 2023² (Tabela 3. Imagens de pré e pós queimadas acessados usando o sensor LANDSAT).

Foram utilizadas colecções de imagens sem nuvens ou com no máximo 10% de cobertura de nuvens do sensor Landsat 8 OLI. As imagens pré-queimada (antes das queimadas) e pós-queimada (depois das queimadas) foram filtradas e carregadas no editor de código (Lutes et al., 2006; Tran et al., 2018).

² Estava prevista o uso de imagens de 2001 a 2023 correspondentes a 23 anos que é o período da pesquisa, mais enfrentou-se dificuldades no processamento devido as barras existentes nas imagens Landsat 7 que criam falta de dados nas imagens e estavam a obstruir o mapa final e devido à maior cobertura de nuvens em alguns meses, não foi possível manter a consistência nas datas das imagens, o que levou a exclusão dos anos 2001 a 2013 e 2015 nas análises.

Tabela 3. Imagens de pré e pós queimadas acessados usando o sensor LANDSAT

pré – fogo			pós – fogo		
Dia	Mês	Ano	Dia	Mês	Ano
6	6	2014	26	9	2014
29	7	2016	18	11	2016
6	2	2017	20	10	2017
25	2	2018	21	9	2018
16	3	2019	26	10	2019
25	8	2020	26	9	2020
28	8	2021	31	10	2021
22	6	2022	27	11	2022
15	6	2023	22	11	2023

$$NBR = \frac{NIR - MIR}{NIR + MIR} \quad \text{Equação 4}$$

O valor do NBR varia de -1 a +1, sendo que valores negativos correspondem à vegetação e valores positivos indicam áreas queimadas. Estes valores foram ajustados para esta pesquisa, onde se agrupou todos os valores negativos até o dNBR de 0.099 formando uma classe de não queimado ou regeneração. A Razão de Queima Normalizada Diferenciada (dNBR) foi calculada a partir da equação 5 para o NBR pré-fogo e o NBR pós-fogo, para cada ano e posteriormente fez-se a sobreposição dos mapas individuais de severidade resultando em um mapa final. O valor de dNBR aumenta com o aumento da severidade da queima, conforme ilustrado na Tabela 4.

$$\Delta NBR = NBR (\text{pré} - \text{fogo}) - NBR (\text{pós} - \text{fogo}) \quad \text{Equação 5}$$

Tabela 4. Níveis de severidade das queimadas obtidas do dNBR

Cod	Intervalo de dNBR	Designação
1	> 0,099	Não queimado/Regeneração
2	0,100 – 0,26	Baixa severidade
3	0,27 – 0,43	Media severidade
4	0,44 – 0,65	Media alta severidade
5	> 0,66	Alta severidade

Fonte: Key and Benson, (2006)

Aplicando a classificação proposta foi possível identificar espacialmente as áreas que sofreram maior mudança devido à severidade das queimadas florestais ocorridas nos períodos analisados. Com os cenários processados, as imagens foram convertidas para arquivo vectorial para extracção de informações explicativas da área queimada em km², considerando a escala de severidade apresentada na Tabela 4.

3.4.3. Mapeamento de risco de queimadas

Para o mapeamento de risco de queimadas utilizaram-se dados históricos de focos ativos submetidos a filtragem em duas etapas: primeiro, exclusão de focos com confiança inferior a 30%; segundo, análise por heatmap removendo focos não significativos e com confiança "fria", mantendo apenas focos com confiança superior a 95%. Através da ferramenta IDW (Inverse Distance Weighting) do QGIS elaborou-se um mapa de densidade que foi reclassificado binariamente: 0 para áreas não queimadas (baixa densidade) e 1 para áreas queimadas (alta densidade). Este mapa serviu como entrada para modelagem preditiva com algoritmo Random Forest. Utilizou-se o algoritmo *random forest* para mapear a probabilidade de ocorrência de queimadas na área de estudo através da construção de um modelo baseado em dados sobre queimadas e variáveis explicativas (Breiman, 2001). A amostragem compreendeu 2681 pontos de histórico de queimadas e 2681 pontos aleatórios para áreas não queimadas, gerados pela ferramenta Generate Random Points do QGIS, totalizando 5362 pontos. Destes, 70% foram utilizados para calibração e 30% para validação do modelo. O modelo foi calibrado usando dados provenientes de mapas de densidade de queimadas e variáveis explicativas espaciais. Utilizou-se vinte (20) variáveis explicativas relacionadas com i) topografia: altitude, declividade e aspecto; ii) acessibilidade: distância de campos agrícolas, distância das estradas, distâncias dos rios, distancia a orla da floresta e distâncias das aldeias; iii) factores humanos: densidade populacional, densidade das armadilhas de caça; iv) características da vegetação: Biomassa lenhosa, NDVI (índice de diferenças normalizadas de vegetação, utilizada para monitorar a condição da vegetação), Anomalias de NDVI (refere-se aos desvios significativos dos valores normais de NDVI para uma determinada área ou período de tempo, indicando uma alteração na saúde da vegetação), tipo de uso e cobertura da terra, v) climáticos: temperatura, precipitação, potencial de evapotranspiração, pressão de vapor de água, vento e radiação solar, vi) histórico de fogo: densidade de queimada (Tabela 2). Uma vez calibrado o modelo, este foi aplicado às variáveis explicativas espaciais para prever a probabilidade de ocorrência de duas categorias (0 sem risco e 1 com risco) em toda a área de estudo. O modelo forneceu um único mapa de saída com valores que variam de 0 para a baixa probabilidade de ocorrência de queimadas e 1 para alta probabilidade de ocorrência de queimada. Todos os testes estatísticos foram realizados no

software R usando os pacotes "*randomForest*" e "*raster*" (Liaw and Wiener, 2002; Montfort, 2021; R Core Team, 2023; Milà et al., 2024).

Para analisar os factores que influenciam risco de ocorrência de queimadas no PNAG, usou-se *Mean Decrease Gini* (MDG) que é uma medida de importância de recurso usada no algoritmo *Random Forest* para quantificar a importância de cada variável na classificação ou regressão (Silva et al., 2019; Gonçalves et al., 2022; Marteletto, 2022). De acordo com Silva et al., (2019); Gonçalves et al., (2022); Marteletto, (2022) o *Mean Decrease Gini* (MDG) é uma métrica usada para avaliar a importância de cada recurso em uma *Random Forest*. Uma vez que ele mede quanto o índice de Gini, que indica a impureza dos nós de decisão, diminui em média quando os valores de um determinado recurso são permutados. Se a permutação de um recurso provoca uma grande diminuição no índice de Gini, isso indica que o recurso é importante para o modelo. Com base nas pontuações de MDG foram seleccionadas oito variáveis com maior pontuação das 20 variáveis usadas para o treinamento que são: Precipitação, radiação solar, pressão de vapor de água, distância a vias de acesso, distância a terras agrícolas, velocidade de vento, distância a aldeias e densidade de armadilhas de caça.

3.4.3.1. Zoneamento do PNAG para o manejo integrado de queimadas

As zonas prioritárias de manejo integrado das queimadas foram definidas através do agrupamento das classes de riscos, sendo: a classe de risco muito alta foi definida como zona de manejo 1, que corresponde a zona de muito alta prioridade para o manejo visto que a probabilidade de ocorrência de queimadas nesta zona é superior a 90%, seguido da classe de alto risco que foi definido como zona de manejo 2, correspondente a alta prioridade de intervenção de manejo de queimadas, visto que a probabilidade de ocorrência de queimadas situa-se entre 71 a 90%, depois a classe de risco médio e médio a alto foram definido como zona de manejo 3, correspondente a media prioridade de intervenções de manejo de queimadas, visto que, a probabilidade de ocorrência de queimadas nessas regiões situa-se entre 31 a 70%, e por fim a classe de risco muito baixo e baixo, foram definidos como zona de manejo 4, correspondente a baixa prioridade de intervenção de actividades de manejo, visto que a probabilidade de ocorrência de queimadas nessas regiões situa-se entre 0 a 30%.

3.4.4. Análise de precisão do mapa de queimada e severidade

O levantamento de dados de campo (indícios de queimadas, sinais de impacto do fogo sobre as árvores p.e. queimadura, mortalidade, queda/mortalidade, qualidade da casca entre outros) foi realizado em 2023 no PNAG, com o objectivo de avaliar a precisão dos mapas temáticos de frequência e severidade. Foram usadas parcelas de amostragem estabelecidas por

Pungulanhe (2020). Estas representam um universo de amostragem de 29 parcelas de 0,1 ha (50 x 20 m) distribuídas ao longo do parque. O desenho de amostragem foi ajustado com base no mapa da severidade de queimadas. As 29 parcelas foram divididas e agrupadas em 5 principais classes de severidade definidas (p.e. Alta, média a alta, Média, Baixa e Não queimado/regeneração).

Feitas as classificações das imagens de área ardida, seguidamente fez-se a avaliação da precisão da classificação das mesmas imagens através da construção de uma matriz confusão, comparando informações de locais de referência (verdade encontrada no campo para os anos de 2022, 2023 e uso de imagens de *Google earth*³ para os anos 2001 até 2021) como ilustra a Figura 7, com as informações do mapa, posteriormente foi determinado o Índice *Kappa* (K) através da equação 5:

$$K = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

K: índice de *Kappa* variando de 0 a 1;

P_o: Proporção de unidades que concordam, obtém-se dividindo o número de pixéis que concordam pelo número total de pixéis avaliados;

P_e: proporção de elementos atribuídos a cada classe ao acaso, isto é, corresponde ao produto da linha e da coluna dessa classe na matriz de confusão.

A precisão global foi obtida a partir da soma dos valores da diagonal principal (pixéis correctamente classificados) dividida pelo total da amostra na matriz de confusão.



Figura 7. Áreas sem presença de cicatrizes de queimadas (a) e área com presença de cicatrizes de queimadas (b).

³ Foram lançados os pontos de amostragens e visualizados no google earth e registado a presença de cicatrizes de queimadas para cada ano desde 2014 a 2021.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Descrição do regime do fogo no PNAG

4.1.1. Mapeamento de Frequência de queimada

Durante o período de estudo (2001 a 2023, 23 anos) a frequência de queimadas no PNAG, variou de 0 a 24 vezes e frequência média anual de 0,26 vezes/ano. A Figura 8 ilustra a distribuição espacial da frequência de queimadas durante esse período, mostrando áreas que não sofreram queimadas (0), áreas que sofreram apenas uma queimada (1) e áreas que foram afetadas por queimadas múltiplas (até 24 vezes) nos 23 anos analisados.

No estudo realizado por Maúnze (2016) no PNAG encontrou uma frequência média de 4 ocorrência ao longo de 10 anos (2004 a 2014). A diferença na frequência média de queimada entre o presente estudo e o efectuado por Maúnze, (2016), está relacionado com o horizonte temporal. A frequência média anual de queimadas obtida neste estudo está dentro do intervalo verificado por Van Wilgen, (2009), que variava de 0,05 a 0,9 vezes/ano sob uma precipitação média de (705mm).

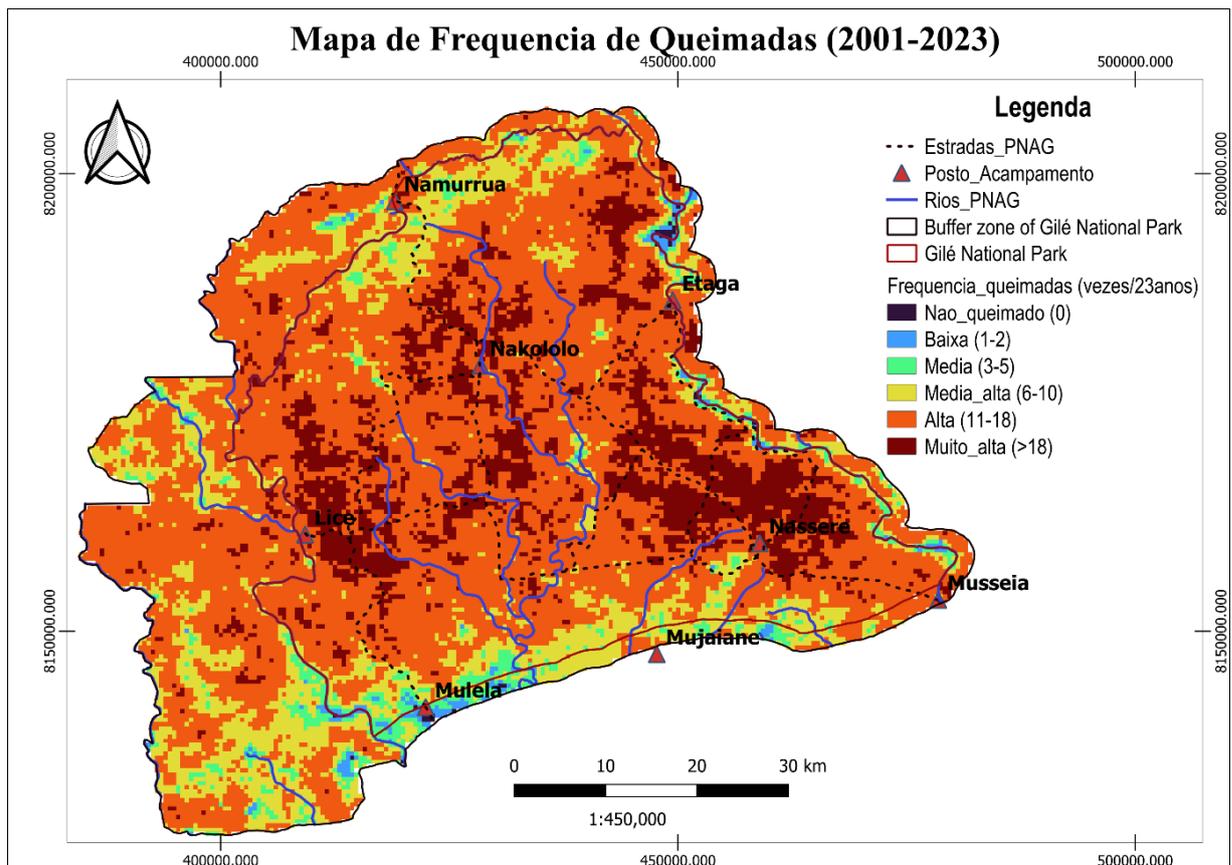


Figura 8. Frequência de queimadas no PNAG durante 2001 a 2023

Ribeiro et al. (2017) ao caracterizar a distribuição espacial e temporal das queimadas na então Reserva Nacional do Niassa, no norte de Moçambique, obteve uma frequência média anual de 0,36 vezes/ano, para um intervalo de retorno de 3,29 anos num período 12 anos

(2000 a 2012). Pungulanhe, (2020) ao caracterizar a vegetação arbórea sobre diferentes regimes de queimadas na floresta de miombo do Parque nacional de Gilé, verificou uma frequência de 0,38 vezes/ano, com um intervalo médio de retorno de 5,38 anos e Ribeiro et al., (2007) aos estudar o regime de queimadas na floresta de Miombo na Reserva Especial de Niassa, verificou uma frequência média de 0,65 vezes/ano para um intervalo médio de retorno de 1,54 anos. Estes resultados sugerem que a frequência de queimadas no PNAG é relativamente baixa e varia dependendo do período e mesmo em essas frequências baixas, as queimadas podem ter impactos significativos na estrutura e composição das comunidades de floresta de miombo (Cangela, 2014; Maúnze, 2016).

Pode se verificar na Figura 8, que a classe mais alta da frequência de queimadas encontra-se na área central do parque, criando o triângulo entre os acampamentos de Lice, Nakololo e Nassere. Durante o período de 23 anos, apenas 0,17% da área não queimou, 61,46% queimou de 11 a 18 vezes, e 14,44% queimou de 18 a mais vezes no mesmo local. Entretanto, a zona de protecção total do parque é dominada pela alta e muito alta de queimada correspondendo cerca de 75,9% da área total do parque conforme ilustra a (Tabela 5 e Figura 8).

Tabela 5. Área ocupada por cada classe de frequência de queimada em km² durante 2001 a 2023

Classe_ Frequência	Área ardida (km ²)	Área ardida (%)
N/A	37,26	0,85
Não queimado	7,21	0,17
Baixa	44,83	1,03
Média	162,33	3,72
Média alta	800,99	18,34
Alta	2683,99	61,46
Muito alta	630,41	14,44
Total	4367	100,00

Em termos individuais das áreas ocupadas por frequência de queimada, pode-se notar que a frequência 1, 23 e 24 apresentam menor área ardida e a frequência 17 a maior área ardida as quais ocupam cerca de 16,75, 11,39, 0,21 e 386,44 km² respetivamente. Estes dados mostram claramente um crescimento da área ardida com o aumento da frequência de queimada até 17 vezes, partindo deste ponto verifica-se um decréscimo da área ardida na medida que a frequência de queimada aumenta como ilustra a Tabela 6. Estes resultados mostram uma tendência inversa dos resultados que foram obtidos por Maúnze, (2004), visto que, em seu estudo, verificou que menor frequência (1 vez durante 10 anos) obteve maior área ardida e a maior frequência menor área ardida, verificando assim um decréscimo da área ardida na medida que a frequência de queimadas aumentava.

Tabela 6. Área ocupada por frequência de queimadas em km² durante 2001 a 2023

Frequência de queimada	Classes de frequência	área ardida	% área ardida
N/A	N/A	29,83	0,68%
0	Não queimado	7,41	0,17%
1	Baixa	16,75	0,38%
2	Baixa	29,78	0,68%
3	Media	38,19	0,87%
4	Media	62,5	1,43%
5	Media	69,41	1,59%
6	Media a alta	101,19	2,32%
7	Media a alta	142,93	3,27%
8	Media a alta	173,46	3,97%
9	Media a alta	191,88	4,39%
10	Media a alta	203,43	4,66%
11	Alta	254,2	5,82%
12	Alta	278,9	6,39%
13	Alta	316,14	7,24%
14	Alta	339,45	7,77%
15	Alta	368,44	8,44%
16	Alta	375,65	8,60%
17	Alta	386,44	8,85%
18	Muito alta	325,31	7,45%
19	Muito alta	270,87	6,20%
20	Muito alta	194,56	4,46%
21	Muito alta	127,69	2,92%
22	Muito alta	50,99	1,17%
23	Muito alta	11,39	0,26%
24	Muito alta	0,21	0,00%
Total		4367	100,00%

4.1.2. Mapeamento de Intervalo de retorno de queimadas no PNAG

O intervalo de retorno de queimadas (IRQ), mostra que no PNAG foi de 3,9 anos, o que indica que o fogo volta no mesmo local a cada 3,9 anos. Este valor de IRQ está de acordo com o valor obtido por Maúnze, (2016), no PNAG, que encontrou um IRQ igual ao do presente estudo. O IRQ observado neste estudo está de acordo com o intervalo determinado por Frost, (1996), que analisou quatro locais no centro da Zâmbia com ecossistema de Miombo. O autor encontrou um intervalo médio de 3 a 4 anos, consistente com padrões de recorrência de queimadas em outras partes da África Austral. Cangela, (2014) e Ribeiro et al. (2017) ao caracterizarem a distribuição espacial e temporal do regime de queimadas na Reserva Especial do Niassa, norte de Moçambique encontraram um intervalo médio de queimada de 3,29 anos. Tarimo et al. (2015) estudando o regime de queimadas nas florestas Miombo na Tanzania, detectaram um intervalo médio de queimada de 2,7 anos. Wood et al.

(2022), ao estudarem as intenções por detrás das queimadas e de risco no sudeste da Tanzânia, detectaram um intervalo médio de retorno de queimada de 5,6 anos para um período de 2001 a 2019, este intervalo maior foi devido maior área não ardida (30%) durante os 19 anos em estudo.

Portanto, o intervalo médio de retorno de queimadas estimado de 3,9 (~4 anos), não significa que a PNAG só queima a cada 4 em 4 anos, mas sim de acordo com este estudo, fazendo análises e observações anuais através de imagens do produto MCD64A1, foi verificado que há áreas que queimaram em todos os anos de estudo e algumas queimaram mais de 1 vez no mesmo ano, a razão de ter 24 queimadas num período de 23 anos, por parte, nos limites da zona de protecção total, nos postos de acampamentos de Mulela, Munjaiane, Namurrua e a norte de Etaga foram as menos afectadas por queimadas frequentes, com uma variação de 0 a 5 queimadas em 23 anos (Figura 8).

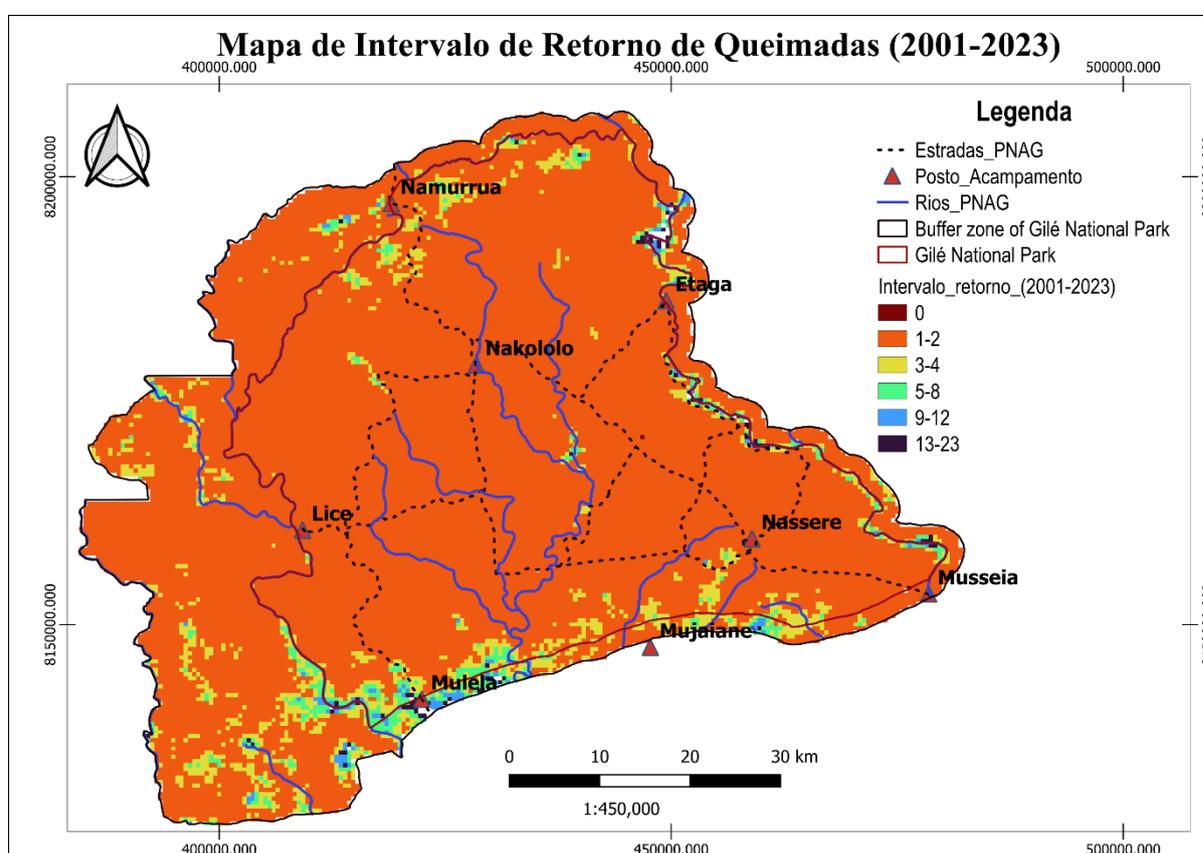


Figura 9. Intervalo de retorno de queimadas de 2001-2023

O IRQ observado no PNAG é um motivo de maior preocupação. Furley *et al.*, (2008), refere que um IRQ aproximadamente de 3 anos é geralmente aceitável para a manutenção de um ecossistema funcional. O que torna preocupação para o PNAG é o facto de apenas 7,19% da área total ardida no PNAG ter um IRQ que varia entre 3 a 4 anos, e a maior extensão da área ardida (88,46%) ser definida por um intervalo de retorno de queimadas de um a dois anos

(ver na Tabela 7), o que pode ter implicações negativas para a resiliência de Miombo no PNAG.

Magadzire (2013) estudou o regime de queimadas no ecossistema de Miombo na região de Charara Safari em Zimbabwe durante 10 anos tendo encontrado que 85% da área total queima-se a cada 2 anos. Ryan and Williams, (2011) estudaram o padrão de fogo em sítios de Miombo no Zimbabwe e em Moçambique, por um período de 50 anos com intervalo de retorno de queimadas de um (1) ano, resultou na erradicação da biomassa lenhosa em detrimento do domínio por vegetação graminal, mostrando que são necessários pelo menos dois anos entre queimadas sucessivas de baixa intensidade para permitir o estabelecimento e o desenvolvimento de árvores.

De acordo com Hudak and Brockett, (2004) e Devineau et al., (2010), as queimadas podem ser activamente suprimidas pelos agricultores em certas áreas para garantir as actividades agrícolas intensivas que resultam na redução carga de combustível.

A área central do PNAG que é desabitada, é dominada por um intervalo de retorno de queimada, mas baixo do que a zona tampão onde existem habitações. Esta observação é controversa aos achados por Devineau, Fournier and Nignan, (2010), onde verificou o IRQ na ausência de actividade humana foi inferior ao IRQ nas áreas habitadas. Magadzire, (2013), refere que as queimadas anuais e bienais prescritas podem ser consideradas uma explicação para o curto intervalo de retorno das queimadas, como pode se verificar na zona de protecção total do PNAG. Contudo, no caso do PNAG não foi possível obter coordenadas desses fogos controlados para verificar a veracidade desta observação. De acordo com Trollope (1993) a acumulação de biomassa de gramíneas, após períodos de chuvas acima da média, aliada ao pastoreio, influencia significativamente o IRQ, enquanto Van Wilgen et al., (2004) dizem que as práticas de manejo de queimadas, como a queimada prescrita, têm um impacto mínimo no IRQ.

Todavia, a maior área com o IRQ curto (1-2 anos) observado no parque pode ser melhor explicado pela ocorrência de chuvas anuais sobre o Parque, que por sua vez facilitam o crescimento e a senescência da biomassa graminal ao longo de um ano, como consequência, leva a um IRQ muito curto (Archibald et al., 2010).

Tabela 7. Área ardida por classe de intervalo de retorno das queimadas

Classe intervalo retorno	Área ardida (km ²)	Área ardida (%)
0	0,25	0,003
1-2	3863,01	88,46
3-4	314,05	7,19

5-8	101,10	2,32
9-12	29,84	0,68
13-23	16,53	0,38
N/A	42,27	0,97
Total	4367	100

4.1.3. Extensão e Sazonalidade da Área Queimada no PNAG

O registo histórico da ocorrência de queimadas indica que cerca 99% da área total do Parque Nacional do Gilé (4367Km²) foi queimada durante o período entre Janeiro de 2001 até Dezembro de 2023. Em termos médios que o PNAG, queima anualmente cerca de 2608,77 km², correspondente a 60% da área total Parque incluindo a ZT (Tabela 8). Durante o período de análise, foram registados picos de área afectada pelas queimadas por 8 anos (2001, 2005, 2008, 2010, 2013, 2021, 2022 e 2023 - Tabela 8). Pode -se destacar que o ano 2010 foi o ano que teve maior extensão da área ardida com cerca de 3493,391 km², correspondendo cerca de 80% da área total do parque incluindo a zona tampão, e o ano de 2003 foi o ano com menor extensão de área ardida com cerca de 1871,385 km², equivalente a 43% da área total do parque incluindo zona tampão.

Cangela, (2014) avaliou a extensão de área ardida durante 2000 a 2012 na Reserva Especial do Niassa, tendo observado que cerca de 91% da área total da reserva foi afectada pelo fogo, sendo que, cerca de 14% queimou anualmente, 29% de 2 em 2 anos, 27% em cada 3 a 4 anos, 21% em cada 5 a 12 anos e, apenas 9% corresponde a área que não foi queimada. Ribeiro et al., (2007) avaliou a extensão da área queimada na Reserva Especial do Niassa entre os anos 2000 a 2005 tendo observado que cerca de 93% da área total da reserva foi afectada pelo fogo, sendo que 13% queimou-se anualmente, 25% pelo menos 3 a 4 vezes e 20% ardeu pelo menos 2 vezes em 5 anos (2001-2005).

Tabela 8. Área total queimada por ano e focos activos durante a série temporal de 2001 a 2023.

Ano	Área ardida (km ²)	% área ardida (%)	Número de Focos de queimadas
2001	2977,885	68%	233
2002	2468,493	57%	1121
2003	1871,385	43%	1017
2004	2072,606	47%	1013
2005	2909,248	67%	1238
2006	2584,949	59%	1002

2007	1934,489	44%	1104
2008	2908,804	67%	1280
2009	2752,574	63%	1032
2010	3493,391	80%	1399
2011	2604,159	60%	991
2012	2591,814	59%	1093
2013	2966,111	68%	1347
2014	2483,758	57%	1224
2015	2015,71	46%	1138
2016	1989,046	46%	1329
2017	2405,757	55%	1136
2018	2221,231	51%	1145
2019	2218,361	51%	1133
2020	2802,033	64%	802
2021	3326,608	76%	1402
2022	3403,597	78%	974
2023	2999,921	69%	990
Média	2608,781	60%	1093

Os dados sobre o número de queimadas e extensão da área ardida, derivados do produto MCD64A1, foram usados para descrever a sazonalidade das queimadas no PNAG, conforme ilustra a Figura 10. A tendência da extensão da área ardida e número de queimadas mapeados de 2001 a 2023 no PNAG, corresponde geralmente com estudos realizado por Pereira *et al.*, (2004) e Magadzire, (2013), que descrevem que as queimadas no Miombo iniciam no início o período seco entre os meses de Maio a Junho e termina nos meses de Novembro a Dezembro e com pico das queimadas nos meses de Agosto a Outubro (vide Figura 10).

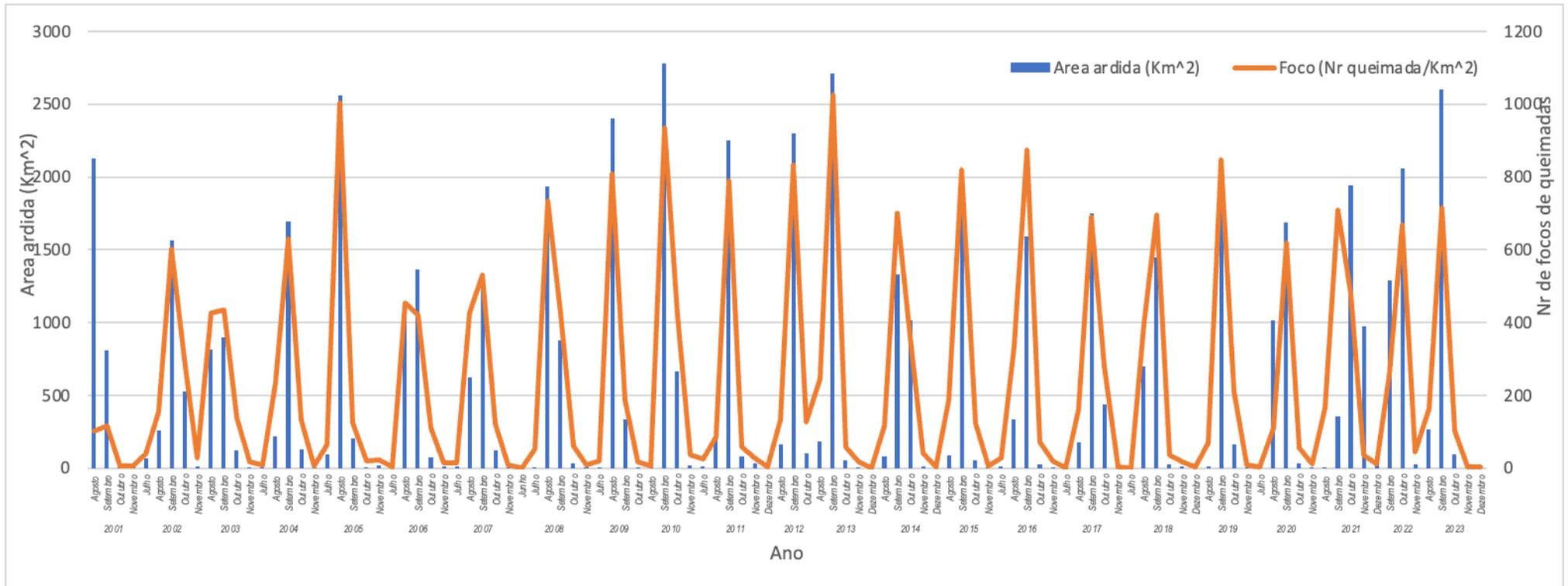


Figura 10. Distribuição intra-anual dos focos de queimada e da extensão da área queimada durante o período entre 2001 a 2023 no PNAG

A Figura 10, mostra que o pico das queimadas começa em setembro, o que é típico para queimadas que tem início tardio, que ocorrem a altas temperaturas, quando a carga de combustível está extremamente seca. No entanto Laris, (2002) refere que queimadas que ocorrem nos meses de Agosto a Outubro têm efeitos prejudiciais no ecossistema de savanas, uma vez que ardem com altas intensidades e são geralmente uma combinação de queimadas de superfície e de copa, afectando assim a capacidade da vegetação lenhosa no Miombo de recuperar das queimadas (Ryan and Williams, 2011).

4.1.4. Mapeamento de intensidade e densidade de queimada no PNAG

4.1.4.1. Intensidade de queimada

A intensidade de queimadas para esta pesquisa foi calculada para 25119 queimadas observadas entre os meses de Junho a Dezembro, em todo período em análise (2001 a 2023). De acordo com a Tabela 9, as queimadas de baixa intensidade são caracterizadas por possuírem FRP inferiores a 18 Mw e alta intensidade as queimadas com FRP maior que 35 Mw. Estes resultados vão de acordo com os propostos por Giglio et al., (2006) que distingui dois tipos fogos de acordo com a intensidade, baixa intensidade com FRP que aproxima 15Mw, associado muitas vezes a áreas extensas de culturas agrícolas, independentemente da sua localização (zona tropical ou subtropical), enquanto queimadas com alto FRP maior ou próximo de 40Mw tendem a ocorrer em áreas com gramíneas, visto que, os combustíveis herbáceos mais leves secam muito mais rapidamente e são consumidos através de uma combustão flamejante mais quente.

De acordo com Govender et al., (2006) a carga de combustível afecta significativamente a intensidade do fogo no Parque Nacional Kruger na África do Sul, uma vez que cargas de combustíveis mais elevadas conduzem a uma maior intensidade do fogo. Diferentes categorias de cargas de combustível (por exemplo, < 1000 kg ha⁻¹ a > 6000 kg ha⁻¹) correspondem a diferentes classes de intensidade do fogo, com cargas de combustível mais elevadas a resultarem geralmente em fogos de intensidade moderada a muito elevada. Além disso, a intensidade do fogo varia com as alterações sazonais do teor de humidade do combustível, influenciando ainda mais o comportamento geral do fogo.

A intensidade média queimada para o período de 23 anos foi de 36,24 Mw, com a mínima de 5,75 Mw no mês de Agosto de 2015 e um pico de 858,63 Mw no mês de Setembro de 2021. A intensidade média de queimadas registrada por Pungulanhe, (2020) para um período de 5 anos foi de 46,9 Mw, a intensidade máxima foi de 308,5 Mw (17 de Setembro de 2018) e a mínima foi de 15,6 Mw registada em 7 de Setembro de 2016. Maúnze (2016), num período de 10 anos obteve uma intensidade média de queimadas de 25,09 Mw, o pico foi de 477,287 Mw registado no mês de Agosto do ano 2006 e, as mínimas foram de 12 e 12,1 Mw, ambos registados no mês de Julho para os anos 2006 e 2014 respectivamente. Ribeiro et al., (2017) ao longo do período de 12 anos de estudo na Reserva Especial do Niassa, verificou que a intensidade de queimadas variou de 40 a 80 Mw.

O pico de intensidade verificado no mês de Setembro de 2021 pode estar aliado à disponibilidade de material combustível para queimar na época chuvosa, aliado a considerável baixa humidade da vegetação neste período (Govender et al., 2006b), o qual proporcionou

maior intensidade a estas queimadas que ocorreram neste período. É sustentado este aspecto por Zolho (2005) que, a intensidade e a capacidade destrutiva das queimadas tendem a aumentar no final da época seca (Abril a Julho) e início da época chuvosa (a partir de Agosto a Novembro).

A Figura 11 ilustra a distribuição espacial da intensidade de queimadas para o período em estudo, onde pode-se verificar que a maior intensidade de queimada se encontra na região central e norte do parque, concretamente nos postos de acampamento de Nassere, Lice, Nakololo e Etaga, sendo que a mesma região que registou maior frequência, maior densidade e maior severidade, o que pode ocasionar diversos impactos negativos sobre o ecossistema, podendo levar a perda da biodiversidade, resultando na extinção local de espécies, especialmente aquelas sensíveis ao fogo ou com baixa capacidade de regeneração.

As interações ecológicas também podem ser modificadas, impactando processos essenciais como a polinização e a dispersão de sementes Bond and Keeley, (2005). Visto que em uma área de conservação, a vegetação é essencial para a preservação da vida selvagem, um único queimada pode reduzir a diversidade de espécies de plantas lenhosas em até dois terços. Além disso, a intensidade do fogo pode causar impactos significativos na fauna, afetando tanto a biodiversidade quanto a dinâmica dos ecossistemas. Entretanto, esses impactos podem comprometer a resiliência do ecossistema, tornando-o menos capaz de se recuperar de distúrbios e prejudicando sua funcionalidade a longo prazo. Este cenário ressalta a necessidade urgente de definição de estratégias de manejo eficazes para mitigar os efeitos das queimadas, garantindo a integridade do ecossistema e a protecção da diversidade biológica no PNAG.

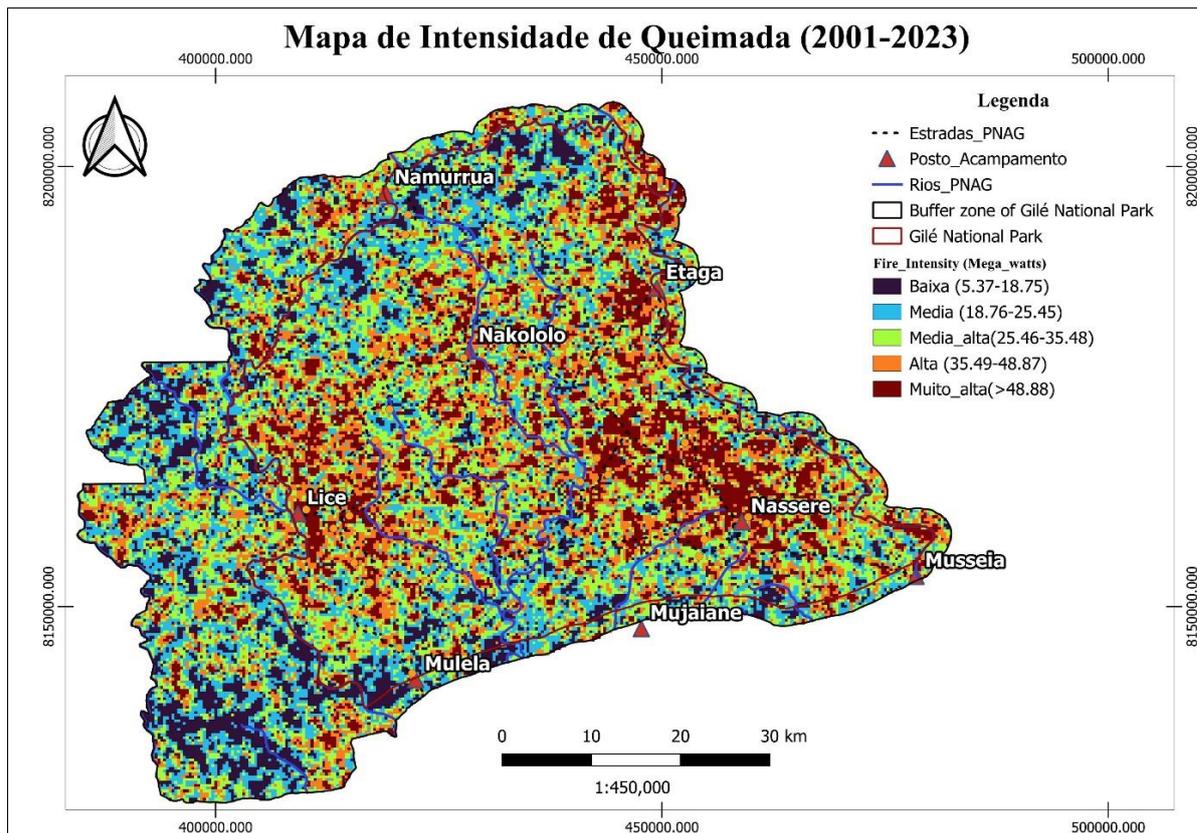


Figura 11. Mapa de intensidade de queimada de 2001 a 2023

De acordo com Govender *et al.*, (2006b), queimadas com intensidades relativamente altas podem matar as partes aéreas de plantas lenhosas de média altura, forçando-as a rebrotar a partir da base após a queimada e, mantendo assim os arbustos o que iria permitir a acessibilidade destas plantas por parte dos animais do Parque, mas para o caso de queimadas até 3000 kW (3 MegaWatts) pode causar a mortalidade inicial de 90% das mudas de até um metro (1m) de altura e apenas 40% das árvores a partir de 2m de altura. O recrutamento de plantas para classes de árvores de maior porte, pode estar relativamente dependente do número de vezes em que as queimadas intensas são registadas num dado local, a medida em que ao serem frequentes não permitirão que haja essa passagem para as classes superiores, devido a maior intensidade (Govender *et al.*, 2006b).

Para esta pesquisa verificou-se que cerca de 35% da área total do Parque é dominada por queimadas de alta intensidade, 40,18% da área total do Parque é dominado por queimadas de alta densidade com cerca de 217 focos por km² e maior 60% da área total é dominada por queimadas de alta frequência. Portanto, se estes eventos continuarem com a mesma magnitude e não se tomar medidas de prevenção ou combate, o PNAG pode correr o risco de perder o seu potencial de conservação das espécies e este perder o seu objecto de criação, visto que, queimadas frequentes e intensas eliminarão a vegetação, reduzindo assim a

disponibilidade de alimento bem como espaço para abrigo dos animais, mas também o aumento da predação, uma vez que a vegetação tem servido de esconderijo para certos animais contra predadores.

Tabela 9. Área ocupada por cada classe de intensidade

Intensidade (MegaWatts)	Área (km ²)	%
N/A	1,657	0%
Baixa (5.37-18.75)	637,535	15%
Media (18.76 – 25.45)	961,859	22%
Media alta (25.46 – 35.48)	1201,919	28%
Alta (35.49-48.87)	844,253	19%
Muito alta (>48.88)	719,778	16%
Total	4367	

4.1.4.2. Densidade de queimadas

A Densidade média de queimadas para o período de 23 anos foi de 206 focos por km², com a mínima de 14,86 focos por km² e um pico de 859,92 focos por km² no mês de Setembro de 2015. Esses dados revelam não apenas a variabilidade na ocorrência de queimadas, mas também indicam períodos críticos em que a intensidade do fogo pode ter impactos significativos no ecossistema. A Figura 12, mostra a distribuição da densidade de queimadas, onde pode se observar que a região central do parque concretamente nos postos de acampamento de Lice, Nakololo, Nassere e a norte do Parque no Posto de acampamento de Etaga, apresentam maior densidade de queimada (densidade de queimadas superior a 217 focos por km²). A baixa densidade de queimadas em algumas áreas do parque assim como na zona tampão podem estar associadas a queimadas infrequentes levando à produção e acumulação de grandes quantidades de biomassa vegetal (combustível) que, ao ser queimada emite elevada taxa de calor. Todavia, a elevada concentração dos fogos numa determinada área reduz a produção e disponibilidade de biomassa vegetal (combustível) diminuindo desta forma a quantidade de calor produzido durante as queimadas. Van Langevelde *et al.*, (2003) através de um modelo de simulação demonstraram que o aumento da quantidade de biomassa de gramíneas nas savanas tropicais conduz a queimadas mais intensos e a maiores danos nas árvores, permitindo assim o aumento da biomassa de gramíneas.

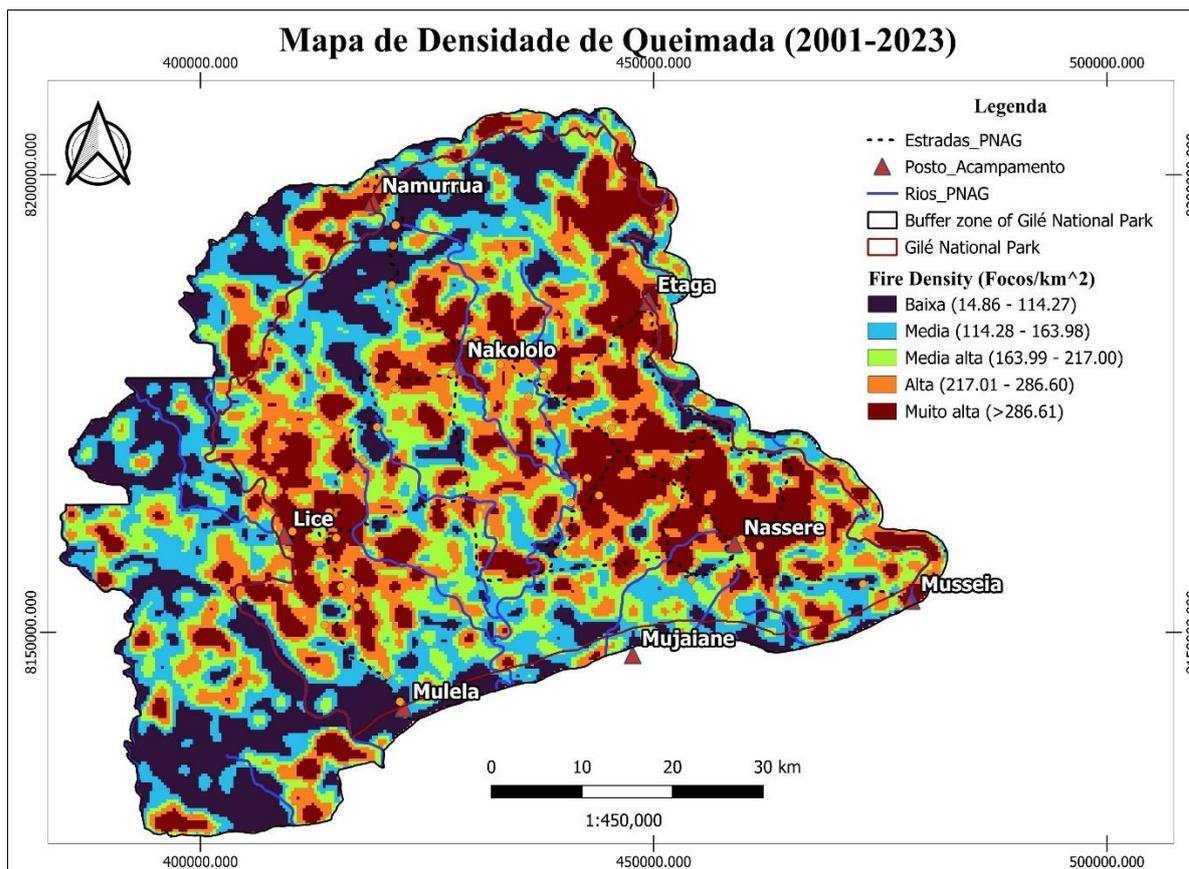


Figura 12. Mapa de densidade de queimadas do PNAG de 2001 a 2023

De acordo com a Tabela 10, apenas 18% da área total do Parque incluindo a zona tampão, apresenta queimadas de baixa densidade que variam de 14,86 a 114,27 focos por km^2 , estando mais concentração na zona tampão (região sul e sudoeste do parque) e no posto de acampamento de Namurrua, cerca de 20,47% da área total do PNAG possui queimadas de média densidade que variam de 114,28 a 163,98 focos/ km^2 , e cerca de 60,59% da área total do parque é dominado por queimadas de densidade média-alta a muito alta que estão mais concentradas na zona de protecção total do parque, apesar deste possuir algumas manchas na Zona tampão. A concentração dessas queimadas na zona de protecção total sugere que, apesar das medidas de conservação, as áreas mais vulneráveis estão sendo afetadas de forma significactiva. Isso pode indicar falhas na implementação de políticas de protecção, na monitoria e vigilância de queimadas, no envolvimento das comunidades locais, educação e conscientização assim como a respostas de emergência.

Tabela 10. Área ocupada por cada classe de densidade das queimadas no PNAG

Densidade (Focos/ km^2)	Area (Km^2)	%
N/A	14,143	0,32%

Baixa (14.86 -114.27)	812,910	18,61%
Media (114.28-163.98)	894,139	20,47%
Media alta (163.99 – 217)	891,097	20,41%
Alta (217.01 -286.60)	890,489	20,39%
Muito alta (>286.60)	864,223	19,79%
Total	4367	

4.2. Mapeamento da severidade de queimada no PNAG

A Figura 13, descreve a distribuição espacial de severidade de queimadas no PNAG, podendo se observar que as queimadas de média alta e alta severidade estão mais concentradas na região central do Parque, em locais onde a vegetação é mais aberta, estrato graminal considerável, e com ocorrência de *dambos*, nessa região que pode também influenciar a dinâmica do fogo, criando microclimas que favorecem a ocorrência de queimadas.

De acordo com as análises feitas para os últimos 10 anos, no Parque incluindo com a zona tampão, verificou-se que apenas 0,16% equivalente a uma área de 6,95 km² não sofreu pelas queimadas ou apresenta uma vegetação saudável, 1,17% equivalente a uma área 51,13 km² tem sofrida queimadas de baixa severidade, 56,51% equivalente uma área de 2463,47 km² tem registada queimadas de média severidade, 41,97% equivalente a uma área de 1832,62 km² tem registado queimadas de média a alta severidade e apenas 0,04% equivalente a 1,53km² registou queimadas de alta severidade (vide a Tabela 11).

Ao observar a distribuição espacial representada no mapa da severidade, intensidade, densidade e frequência das queimadas, é possível notar que as queimadas estão criando um padrão de mosaicos dentro do ecossistema. Esse fenômeno se caracteriza pela presença de áreas queimadas intercaladas com regiões não afetadas, resultando em uma paisagem heterogênea. Sendo que, a combinação do tempo de recorrência das queimadas, a distribuição da frequência de queimadas em dado espaço, e a localização das áreas queimadas produz um mosaico de histórias de fogo ao longo de uma paisagem, que incluirão áreas que queimaram com diferentes tamanhos e frequências (Keeley et al., 2011). Podendo assim, criar uma mudanças na estrutura da vegetação podem ocorrer quando a frequência de queimadas diverge significativamente do ciclo normal ou histórico natural (Pausas and Keeley, 2009).

Estes resultados revelam um quadro preocupante que demanda atenção urgente, pois, queimadas dessa natureza podem resultar na degradação do habitat, comprometendo a

sobrevivência de muitas espécies e a regeneração da vegetação. Mandlate (2025, em elaboração) analisou os efeitos da severidade de queimadas na floresta de Miombo no Parque nacional de Gilé. Constatou que, à área florestal aumentou de baixa a média severidade e diminuiu de média a alta severidade. O mesmo autor encontrou maior número de indivíduos na classe de média severidade, seguidos de baixa severidade e a classe de alta severidade encontrou poucos indivíduos, os mesmos resultados foram observados por Govene (2025, em elaboração) estudou o impacto da severidade das queimadas sobre regeneração natural no PNAG, encontrou maior número de indivíduos na classe de média severidade, seguido da baixa severidade e a classe de alta severidade com menos indivíduos. Entretanto, as queimadas de severidade baixa e média contribuem para o aumento de número de indivíduos, enquanto a queimada de alta severidade tem maior impacto sobre a vegetação (de características intolerantes a queimadas) tendo este diminuído o número de indivíduos, indicando deste modo que a floresta de miombo necessita de queimadas de média a baixa severidade para a sua manutenção enquanto as queimadas de alta severidade pode reduzir drasticamente o número de indivíduos e comprometendo assim a biodiversidade do Parque.

Todavia, é fundamental que sejam implementadas políticas e estratégias de conservação mais eficazes, que incluem desde o fortalecimento da monitoria das queimadas, a promoção de práticas agrícolas sustentáveis e o envolvimento das comunidades na gestão do parque. A educação ambiental e a consciencialização sobre os impactos das queimadas são essenciais para fomentar uma cultura de conservação.

Tabela 11. Severidade de queimada

Classe	Área (km ²)	%
Não queimado/regeneração (>0,099)	6,95	0,16%
Baixa severidade (0,1 – 0,26)	51,13	1,17%
Media severidade (0,27 – 0,43)	2463,47	56,41%
Media Alta severidade (0,44 - 0,65)	1832,62	41,97%
Alta severidade (>0,66)	1,53	0,04%
N/A	11,30	0,26%
Total	4367	100%

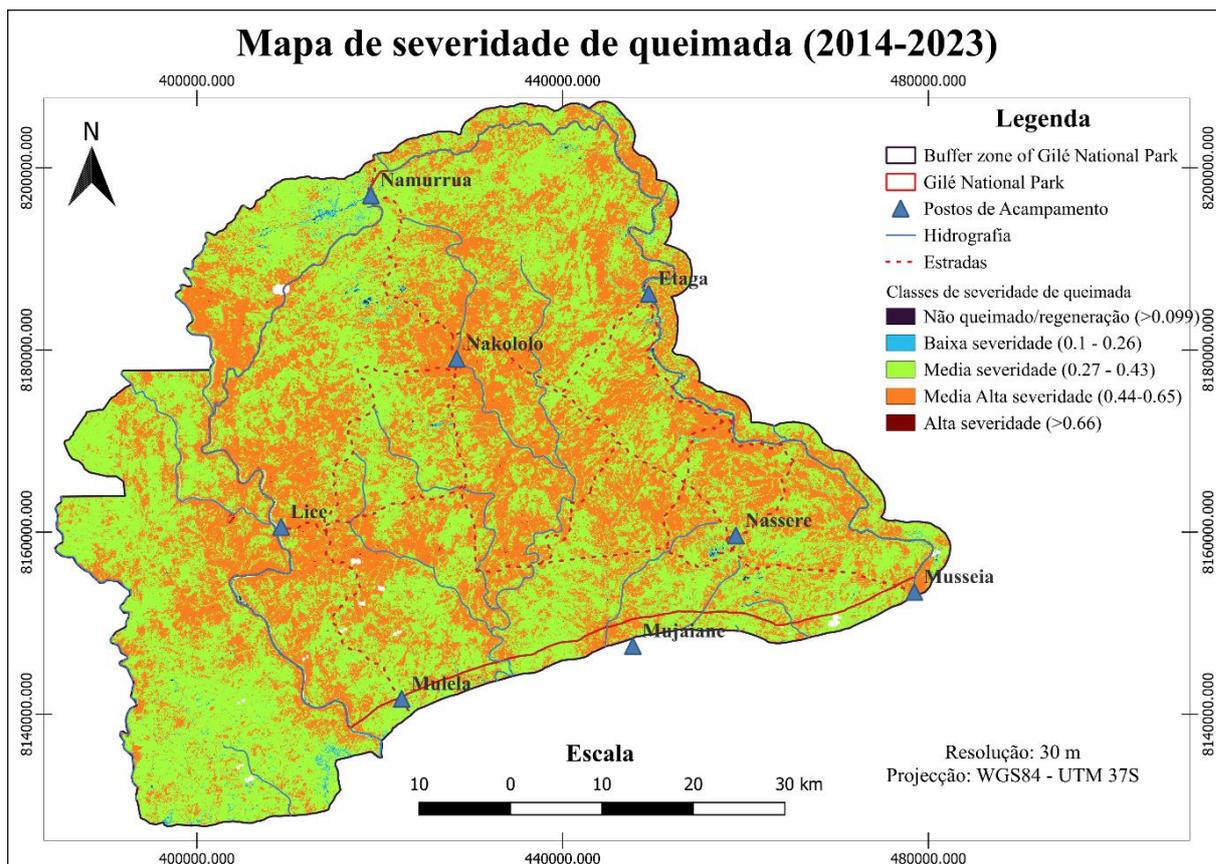


Figura 13. Mapa de severidade de queimadas

4.3. Avaliação da acurácia do mapa de frequência de Queimadas

A validação do mapa de frequência foi realizada de duas formas a primeira foi através de índice Kappa e a segunda no âmbito da divulgação dos resultados durante o workshop realizado no Parque Nacional do Gilé (ver nos anexos a Figura 21) que envolveu diferentes partes desde os membros comunitários, fiscais e administração do Parque e colheu-se sensibilidades sobre a ocorrência das queimadas no parque assim como na zona Tampão do Parque.

A acurácia temática apresentada na Tabela 12 demonstra um fraco a moderado ajustamento entre o mapa de frequência de queimada produzido a partir de dados de teledeteção e os dados obtidos a partir dos dados de campo e dados colctados através de Google Earth a partir de 2014 a 2021, onde foi possível verificar que o índice k variou de 25,26% a 66,25% para os anos de 2019 e 2020 respectivamente. Porém, a Acurácia Global estimada variou de 61,11% a 83,33% indica que a classificação das áreas queimadas obtida a partir das imagens MODIS é aceitável. Para os anos de 2014, 2015, 2016, 2019 e 2021 apresentam um valor de índice kappa fraco ou uma concordância fraca (valores que variaram de 25,26 a 35,71%), ao passo que os anos de 2017, 2020, 2022 e 2023 apresentaram uma

concordância moderada (valores que variaram de 41,3 a 66,25%) de acordo com a classificação descrita por Landis & Koch (1977). Em termos gerais o valor médio de índice kappa foi de 41,84% representado uma concordância moderada na validação dos resultados da frequência de queimadas. Estes resultados são similares aos achados por Giglio et al., (2009), no seu estudo realizado nas savanas da África do Sul onde a percentagem de cobertura era maior a 21% onde encontrou o valor de índice k igual a 49% estando ambos na classe de concordância moderada.

De acordo com os membros comunitários e os fiscais, o PNAG tem registada queimadas frequentes entre os meses de Julho a Novembro e os mesmo referiram que o parque fica totalmente queimado quando chega-se a esta época. Informação este que confirma a ocorrência de queimadas no parque e os participantes do workshop apontaram que as práticas de caça, abertura de machamba, viajantes, apicultura e madeireiros são os responsáveis por maior parte das queimadas registadas no Parque.

Tabela 12. Exactidão da classificação do mapa de frequência de queimadas

Ano	Classe	Acurácia do produtor (%)	Acurácia do usuário (%)	Erro de Omissão (%)	Erro de Comissão (%)	Acurácia geral (%)	Índice Kappa (%)
2014	Nao Queimado	42,86	81,82	57,14	18,18	61,11	26,96
	Queimado	86,67	52	13,33	48		
2015	Nao Queimado	55	78,57	45	21,43	66,67	34,94
	Queimado	81,25	59,09	18,75	40,91		
2016	Nao Queimado	55,56	66,67	44,44	33,33	63,89	27,78
	Queimado	72,22	61,9	27,78	38,1		
2017	Nao Queimado	77,78	82,35	22,22	17,65	77,78	55,56
	Queimado	83,33	78,95	16,67	21,05		
2018	Nao Queimado	69,23	75	30,77	25	80,56	57,14
	Queimado	86,96	83,33	13,04	16,67		
2019	Nao Queimado	54,55	46,15	45,45	53,85	66,67	25,26
	Queimado	72	78,26	28	21,74		
2020	Nao Queimado	81,25	81,25	18,75	18,75	83,33	66,25
	Queimado	85	85	15	15		
2021	Nao Queimado	50	55,56	50	44,44	75	35,71
	Queimado	84,62	81,48	15,38	18,52		
2022	Nao Queimado	37,5	75	62,5	25	83,33	41,3
	Queimado	96,43	84,38	3,57	15,62		
2023	Nao Queimado	45,45	83,33	54,55	16,67	80,56	47,5
	Queimado	96	80	4	20		

O mapa de severidade de queimadas foi validado com base nos dados colectados no campo (Justice *et al.*, 2002), tendo obtido um Índice Kappa com 67,8% de exactidão, classificado como moderado de acordo com a classificação de (Jensen and Lulla, 1987).

Tabela 13. Exactidão da classificação do mapa de severidade

Classe	Acurácia do produtor (%)	Acurácia do usuário (%)	Erro de Omissão (%)	Erro de Comissão (%)	Acurácia geral (%)	Índice Kappa (%)
Não queimado/ Regeneração (>0,099)	100	0	50	50	75,86	67,8
Baixa severidade (0,1 – 0,20)	66,67	33,33	100	0		
Media severidade (0,21 – 0,4)	100	0	100	0		
Media Alta severidade (0,41-0,6)	55,56	44,44	100	0		
Muito Alta severidade (>0,6)	50	50	100	0		

4.4. Mapeamento de risco de queimadas

4.4.1. Identificação dos factores de riscos

A importância dos factores ambientais e sociais no risco de queimadas foi avaliada, os resultados mostram (ver Figura 14) que a importância da precipitação média é significativamente maior do que as demais variáveis, e a sua importância é classificada em primeiro lugar com um nível de importância de 13%, seguida da radiação solar com um nível de importância de 11%. A radiação solar mais elevada tende a reduzir o teor de água da vegetação e a aumentar a probabilidade de ocorrência de queimadas. A densidade populacional tem um efeito relativamente pequeno na ocorrência de queimadas florestais no Parque nacional do Gilé, isto é justificado pelo facto desta área não possuir habitações no interior do PNAG. Neste estudo, a pressão de vapor de água foi o terceiro factor mais importante que influenciou a ocorrência de queimadas florestais no PNAG, seguido da distância a estradas, terras agrícolas, velocidade de vento, distância as vilas/comunidades e actividades ilegais. Entre os factores topográficos, a elevação tem uma maior influencia na ocorrência de queimadas do que o declive e o aspecto. As proximidades a vias de acesso (estradas), terras agrícolas, velocidade de vento, proximidade a comunidades e práticas de caça estão entre quarto a oitavo factor mais importante na ocorrência de queimadas florestais no Parque.

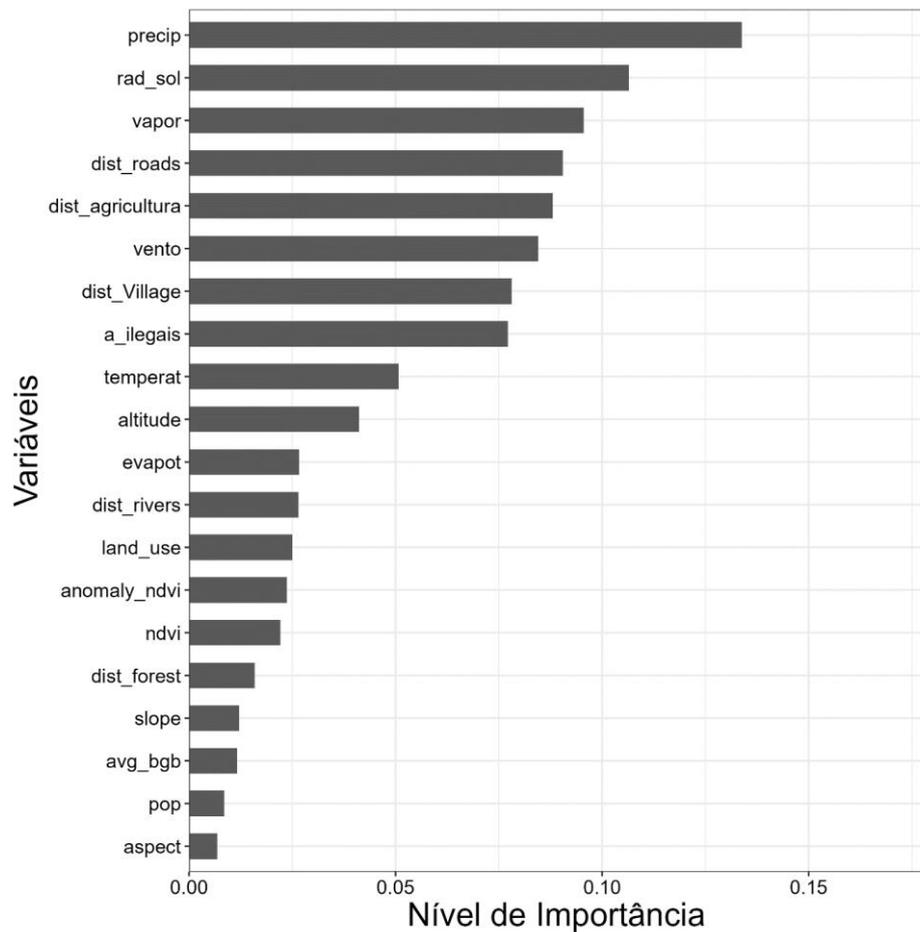


Figura 14. Variáveis de importância na ocorrência de queimadas no PNAG.

A Figura 15, mostra a dependência parcial as primeiras 8 variáveis de maior importância selecionadas utilizando *Random Forests*. Os resultados mostram que a precipitação influencia a ignição de queimadas quando estiver na faixa de 1150 a 1200 mm e os riscos diminuem quando esta estiver acima de 1200 mm, indicando que precipitações baixas tem maior influência na ocorrência de queimadas no PNAG, pelo facto deste, tornar a vegetação mais seca e inflamável, aumentando significativamente o risco de ignição e propagação das queimadas. A radiação solar influencia a ignição de queimadas a partir de 17800kj/dia para mais diante, indicando que quanto maior for a radiação solar maior é a probabilidade ocorrência de queimadas no PNAG, pois, elevados níveis de radiação solar, principalmente na época seca, contribuem para a secagem e o estresse da vegetação, aumentando assim a susceptibilidade a queimadas. Vapor de água tem maior influência na ignição de queimadas a partir de 2,23kPa e diminui a partir de 2,30kPa, entretanto, baixa pressão de vapor de água tornam o ambiente com menos humidade atmosférica, tornando a área mais susceptível à ignição e rápida propagação de chamas, aumentado deste modo o risco de queimadas. A velocidade do vento influencia a ignição de queimadas, com um aumento no

risco a partir de 1,2 km/s. No entanto, a partir de 1,6 km/s, esse risco diminui, contrariamente ao esperado. Isso pode ser explicado pelo facto de que ventos mais fortes podem dispersar as chamas e reduzir a concentração de calor, dificultando a ignição e a propagação do fogo. Assim, embora ventos moderados possam aumentar a chance de ignição, ventos muito fortes podem ter um efeito oposto.

Áreas mais próximas as aldeias são áreas que apresentam menor risco de ocorrência de queimadas, tendo maior influência de risco áreas mais distantes que aldeias (a uma distância >15000m), este resultado indica que a comunidade local não tem feito as queimadas perto das suas residências, mas realiza-nas no parque par para poderem ter a melhor visibilidade dos animais para a caça ou simplesmente protecção, quando circulam. A actividade agrícola tem influência na ignição das queimadas, quando este estiver a uma distância de 10000 metros até 20000 metros e diminui o risco quando a distância estiver acima de 20000 metros, este resultado mostra relação a distância a aldeia. A distância às estradas tem influência na ignição de queimadas quando esta está acima de 10000 metros, indicando que quanto maior for a distância às estradas maior é a probabilidade de ocorrência de queimadas, mais também a zero (0) metros de distância há uma probabilidade estimada em cerca de 50% de ocorrência de queimadas tanto na distância a terras agrícolas assim como nas vias de acesso, isso indica também que nas machambas tem usado o fogo que pode se arrastar para o interior do parque, e algumas pessoas que circularam e/ou viajam usando a estradas que atravessam o parque podem atear o fogo.

Quanto à densidade de armadilhas identificadas nas patrulhas, mostram que a partir de 0,2km², de cada ponto colectado há maior probabilidade de ocorrência de risco de queimadas no PNAG. Muitos estudos consideraram variáveis relacionadas com a densidade populacional e o risco de queimada, uma vez que existe uma ligação directa entre um número crescente de pessoas e a pressão sobre as florestas, aumentando potencialmente o risco de ignição de queimadas (Guyette and Spetich, 2003; Cardille *et al.*, 2024), mas para esta pesquisa o cenário foi o inverso por se tratar de uma área de conservação sem população no interior a densidade populacional não tem maior influência na ignição de queimadas. Su *et al.*, (2018) na sua pesquisa em Yichun, na China, verificou que a maior parte da população que vive na orla da floresta causam cerca de 28,59% por actividades agrícolas com recurso às queimadas, demonstrando claramente o papel crítico que as populações humanas desempenham na ocorrência de queimadas florestais. As estradas ligam a cidade às áreas rurais e florestais circundantes, sugerindo que as estradas locais podem afetar a ocorrência de queimadas

florestais Oliveira *et al.*, (2012), embora neste estudo não se tenha identificado qualquer relação significactiva entre os pontos de queimada e a distância à estrada mais próxima, tendo se identificado que áreas mais distantes são as que possuem maior probabilidade de ocorrência de queimada.

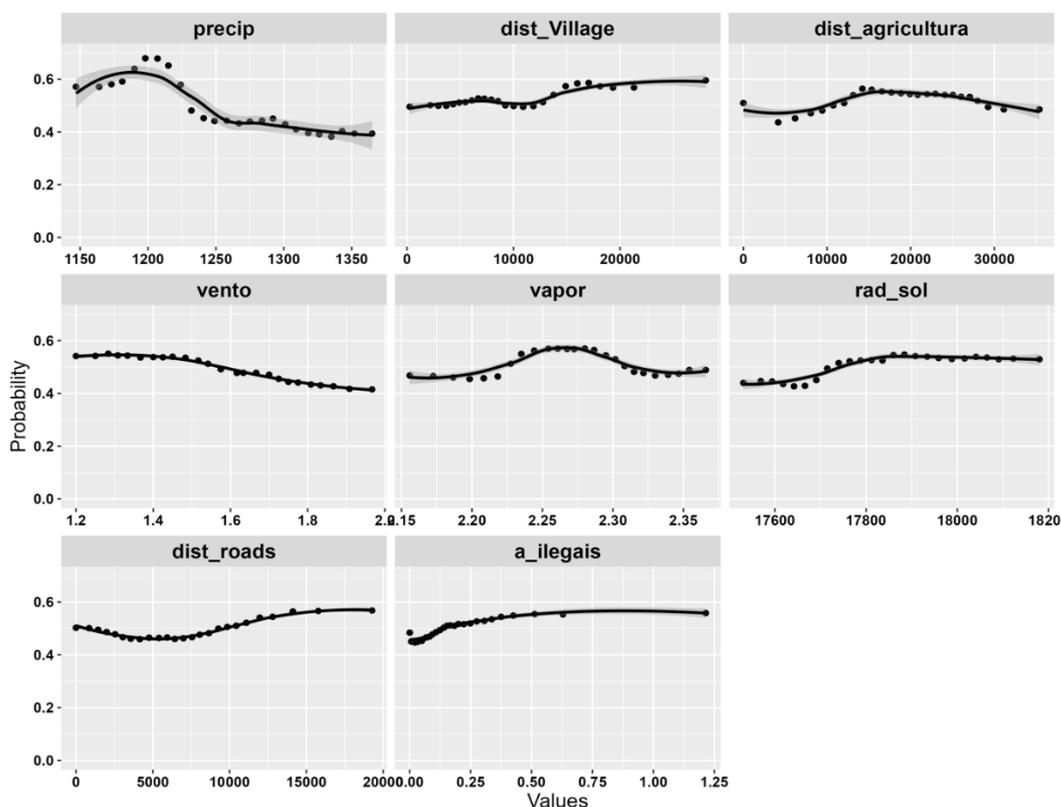


Figura 15. Gráficos de dependência parcial para as variáveis que prevêm a ocorrência de queimadas, selecionadas utilizando Random Forests⁴.

4.4.2. Risco de queimadas

A Figura 16 ilustra a distribuição espacial de risco de queimadas, no parque nacional do Gilé. O mapa do nível de risco de queimadas florestais no PNAG indica que a maioria das áreas de alto e muito alto risco de queimadas florestais se situam na região central do parque, especialmente nos postos de acampamento de Nassere, Etaga e Lice, e são áreas onde ocorrem queimadas de frequência alta a muito alta e vegetação densa a aberta. Nas regiões este de Etaga, Oeste e Norte de Namurrua, na região Este de Musseia, as queimadas coincidem com áreas de práticas de agricultura, mostrando na zona tampão do parque a actividade agrícola é que contribui para a maior ocorrência de queimadas principalmente nos postos de acampamentos de Musseia, Etaga e a sudoeste de Namurrua. As áreas onde a

⁴ Os gráficos parciais mostram a dependência da probabilidade de ocorrência de queimada em relação a uma variável preditora, depois de calcular a média dos efeitos de todas as outras variáveis preditoras no modelo (Su *et al.*, 2018).

probabilidade de ocorrência de queimada é muito baixa, baixa e média há maior predominância de floresta densa, em especial no posto de acampamento de Mulela, sul de Lice, Oeste de Mujaiane, Norte e sul de Namurrua a Oeste de Nakololo e em algumas manchas na região central do parque, o que evidencia claramente que em locais de predominância de floresta densa o risco de ignição das florestas é baixo, indicando que as queimadas neste tipo florestal tem origem noutros tipos de vegetação e arrastam-se para floresta densa. Nas áreas com maior risco de ignição de queimadas, são áreas dominadas por vegetação herbácea e floresta aberta para o caso de interior do parque e na zona tampão as áreas onde se realiza actividades agrícolas são áreas com maior probabilidade de ocorrência de queimadas. Nos postos de acampamentos de Musseia, Etaga, Nakololo e a norte de Lice são locais com maior densidade de armadilhas, indicando que a caça furtiva é uma das principais ameaças para o parque, mostrando claramente que a equipe de fiscalização trabalha mais onde há postos de acampamentos, evidenciando a necessidade de se intensificar ou reforçar os trabalhos de monitoria, aumentar o investimento para melhorar sistema de controlo de queimadas e prevenção, reforçar a gestão das actividades humanas, e a publicidade sobre educação nas matérias de prevenção de queimadas, bem como a sensibilização a todas as pessoas para a prevenção das queimadas florestais.

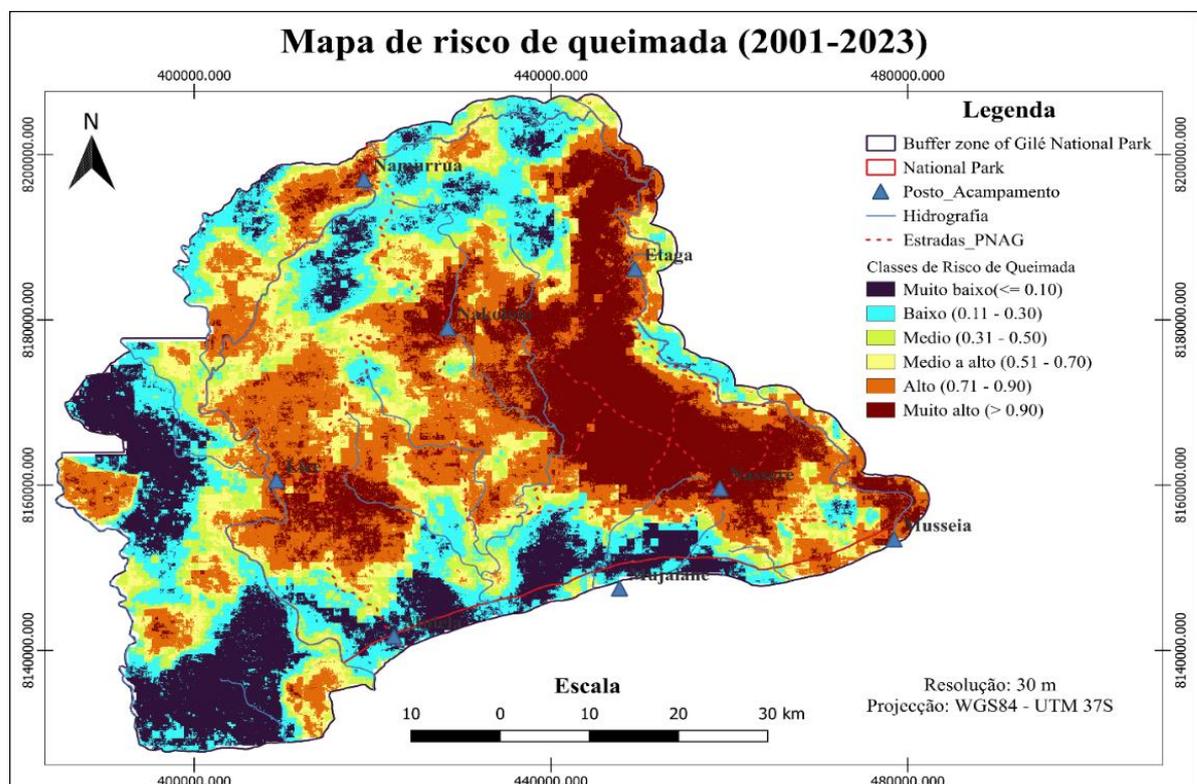


Figura 16. Mapa de risco de queimadas do PNAG

De acordo com a Tabela 14, se pode verificar que 15% da área total do Parque é ocupada por classe de risco muito baixo, 17% pertencendo a classe de risco baixo, 11% pertence a classe de risco medio, 13% pertence a classe de risco medio alto, cerca de 25% de pertence a classe de alto risco e cerca de 18% pertence a classe de risco muito alto. Assim sendo, cerca de 43% da área total do parque é dominado por áreas com maior probabilidade de ignição das queimadas, e estas áreas coincidem com áreas com maior densidade de queimadas, intensidade e frequência de queimadas assim como área com severidade media a alta.

Tabela 14. Área ocupada por cada classe de risco de queimada

Classe_risco	Área (km2)	%
N/A	67,967	2%
Muito baixo (0-0.10)	633,370	15%
Baixo (0.11-0.30)	748,020	17%
Medio (0.31-0.50)	466,570	11%
Medio alto (0.51-0.70)	561,530	13%
Alto (0.71-0.90)	1081,903	25%
Muito alto (0.91-1.00)	807,649	18%
Total	4367	

4.4.3. Análise de precisao e índice kappa

Para a análise da acurácia do modelo de risco de queimadas, usou-se o índice Kappa (K), que foi de 0,8 correspondente a 80% de grau de concordância, significando que o modelo apresenta uma qualidade de classificação boa (Tabela 15). Em termos de acurácia global, existe cerca de 90,01% de probabilidade de que as classes do modelo de risco de queimadas apresentadas na Figura 16 sejam correspondentes a verdade encontrada no mapa de referência, sendo que 9% dos pixéis com risco foram erradamente classificados como sem risco de queimadas. Estes resultados são sustentados com os obtidos por Buramuge *et al.*, (2023), ao explorar a distribuições espaciais das mudanças no uso e cobertura do solo em áreas afectadas pelo fogo nas florestas de Miombo do Corredor da Beira obteve um índice Kappa de 0,84 e uma acurácia de 94,7% exprimindo uma concordância muito boa entre o entre o exercício de mapeamento e a situação real.

Tabela 15. Análise de acurácia e índice Kappa do modelo Random Forests

Accuracy	0,9001	Specificity	0,913
95% CI	(0,8842, 0,9145)	Pos Pred Value	0,9115
No Information Rate	0,5022	Neg Pred Value	0,8892

P-Value [Acc > NIR]	<2e-16	Prevalence	0,5022
Kappa	0,8001	Detection Rate	0,4456
Mcnemar's Test P-Value	0,1105	Detection Prevalence	0,4889
Sensitivity	0,8872	Balanced Accuracy	0,9001

4.5. Limitações de estudos

Este estudo apresenta algumas limitações que devem ser consideradas na interpretação dos resultados. Uma limitação importante está relacionada à disponibilidade e qualidade dos dados de satélite. Para o cálculo da severidade das queimadas, optou-se pelo uso de imagens Landsat devido à sua qualidade e resolução. No entanto, os dados consistentes e confiáveis para a área de estudo estavam disponíveis apenas a partir de 2014, o que restringiu a análise de severidade ao período de 2014 a 2023. Para a validação da frequência das queimadas, foram utilizados dados de campo para os anos de 2022 e 2023, enquanto para o período de 2001 a 2021 recorreu-se a imagens do Google Earth como alternativa. Contudo, essas imagens apresentaram limitações significativas, como baixa resolução e obstruções, que dificultaram a identificação precisa das cicatrizes de queimadas e áreas não queimadas. Por essa razão, a validação das análises foi iniciada somente a partir de 2014.

Adicionalmente, a ausência de dados mais detalhados e de alta resolução para o período anterior a 2014 impede uma análise comparativa mais abrangente sobre a dinâmica histórica das queimadas no parque. O período de análise adotado (2014-2023) fornece informações valiosas, mas pode não refletir variações importantes que ocorreram em anos anteriores. Essa limitação temporal também restringe a possibilidade de correlacionar os resultados com potenciais mudanças climáticas de longo prazo ou com alterações nos padrões de uso do fogo e manejo ambiental ao longo das últimas décadas.

Outro desafio enfrentado foi relacionado à coleta de dados em campo, que sofreu limitações logísticas, como a dificuldade de acesso a determinadas áreas do Parque Nacional do Gilé (PNAG). Isso restringiu a validação de algumas análises, reduzindo a representatividade espacial dos dados coletados.

Apesar dessas limitações, os dados disponíveis foram analisados de forma criteriosa e forneceram informações relevantes sobre as dinâmicas de queimadas no PNAG. Este estudo apresenta contribuições importantes e pioneiras, oferecendo uma base valiosa para a gestão sustentável e a conservação do parque. Ao mesmo tempo, ele destaca lacunas que devem ser abordadas em pesquisas futuras, com ênfase na ampliação da cobertura espacial e temporal, bem como no uso de fontes de dados mais robustas e avançadas de sensoriamento remoto.

Essas ações são essenciais para aprimorar a compreensão sobre a interação entre fogo, ecossistemas e o manejo ambiental no PNAG.

4.6. Implicações para a gestão das queimadas no PNAG

Os resultados deste estudo mostram que as queimadas florestais ocorrem principalmente na região central do PNAG, formando um triângulo entre os postos de acampamento de Lice, Nassere e Nakololo e a nordeste (Etaga), ma zona tampão do parque também registam incidências de queimadas florestais, mas em menor escala. Apesar deste estudo ter um intervalo de retorno de 4 anos e uma frequência média de queimadas 0.26 vezes por ano, o que representa um tempo ideal para a recuperação da vegetação é notório que mais que a metade da área total do parque queima de um a dois anos, sugerindo dessa forma a necessidade de construção de torres de vigia, postos de controlo, queimadas frias e o parque deve procurar financiamento de modo a garantir a disponibilidade dos recursos adicionais de combate a queimadas nestas zonas de 1 (risco muito alto) e 2 (risco alto). O plano de manejo de queimadas do Parque deve incorporar os achados deste estudo, utilizando as informações sobre a frequência, severidade e risco de queimadas e localização das queimadas para desenvolver estratégias eficazes de monitoria e resposta. Isso permitirá não apenas reduzir a incidência de queimadas florestais, mas também minimizar os prejuízos à biodiversidade e à recuperação da vegetação, contribuindo para a conservação do parque. (Zonas de manejo de queimadas ver na Figura 17).

O governo deve intensificar investimento no turismo nas próximas décadas, assim a frequência de queimadas florestais poderá ser reduzida, devido ao fluxo de turistas no Parque, os caçadores poderão ter receio de provocar a queimada por medo de serem avistados. No entanto, de acordo com os resultados partilhados pela equipe socioeconómica na IIª Conferencia Nacional de Supervisão, mostram que há um crescimento acentuado da população que reside na zona Tampão, o que levará a um maior desenvolvimento e pressão dos recursos naturais e promoverá a ocorrência de queimadas.

Os resultados mostram que o PNAG é dominado pelas queimadas de alta densidade e alta intensidade e os mesmos locais apresentam maior frequência de queimadas o que a longo prazo pode comprometer a conservação da biodiversidade dentro do parque e perder o seu objectivo de criação. Assim sendo foram definidas zonas de manejo de queimadas de acordo com a prioridade (Ver Figura 17), que são:

- **Zona 1:** definido como zona de prioridade muito alta, situado ao longo da zona este do PNAG desde o posto de acampamento de Nassere a Etaga com cerca de 806.66km²

e a mesma apresenta queimada de frequência muito alta, alta densidade, alta intensidade e severidade media a alta.

- **Zona 2:** definido como zona de prioridade alta, situado na zona central do parque e algumas manchas na região sul, oeste e Norte, com cerca de 1081 km² e onde a frequência de queimada é alta. A vegetação é composta por floresta aberta e dambos.
- **Zona 3:** definido como zonas de média prioridade, áreas dispersas desde a zona central ate a preferia da zona de protecção total, com maior extensão na zona tampão com cerca de 1030.8 km², onde a frequência de queimadas é media. A vegetação é composta por floresta aberta, vegetação herbácea e são áreas com actividades agrícolas.
- **Zona 4:** definido como zona de baixa prioridade, localizadas na periferia do parque e zona norte (posto de acampamento de Namurrua, a oeste de Lice, sul de Mulela e norte de Mujaiane com cerca de 1380km². A vegetação é com posta por florestas densas, floresta aberta e vegetação herbácea.

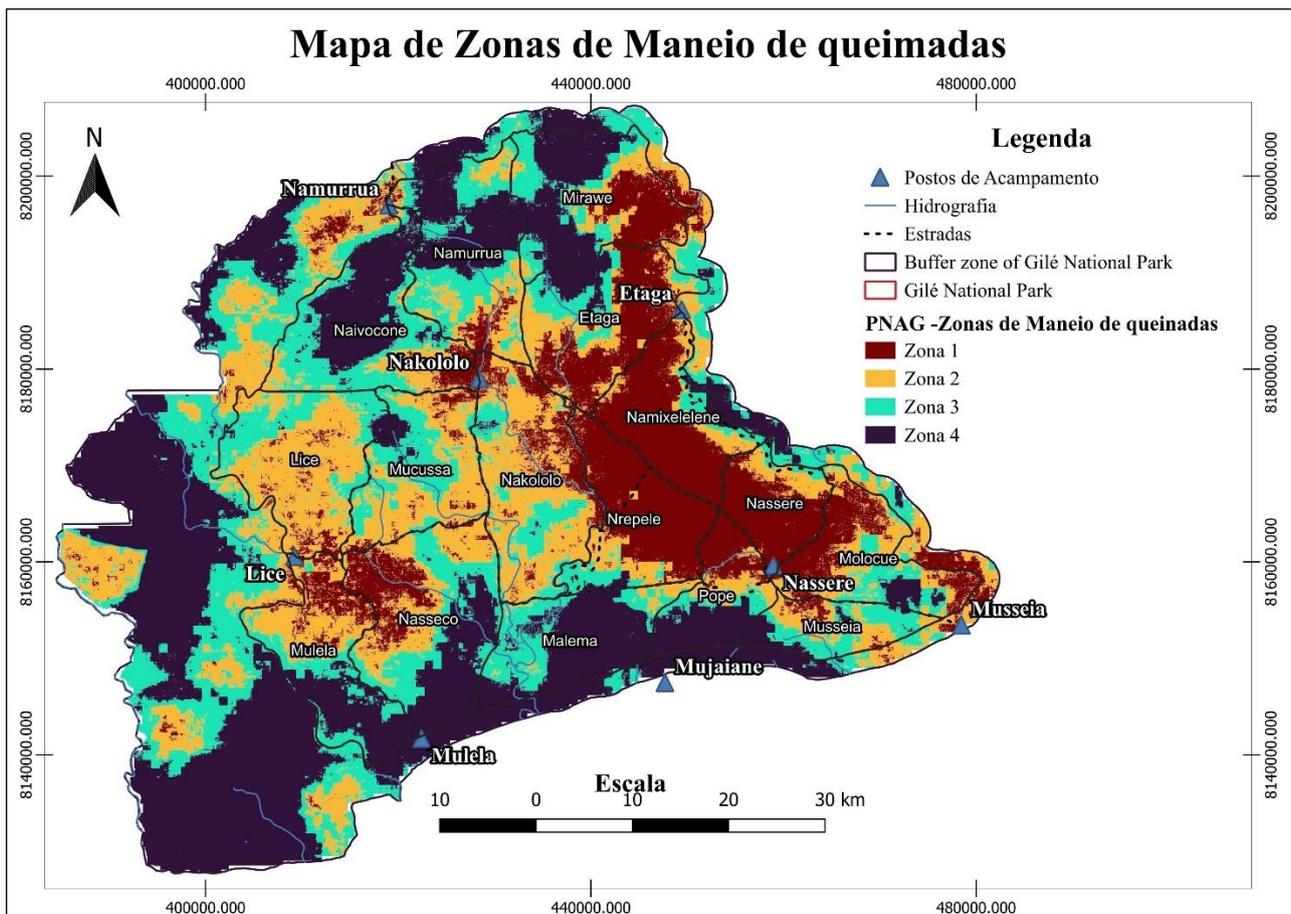


Figura 17. Zoneamento do PNAG para o manejo integrado de queimadas.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1. Conclusões

A análise da frequência de queimadas no PNAG revelou uma média de 0,26 ocorrências por ano com um intervalo de retorno de queimadas de 3,9 anos, destacando que a maior parte das queimadas ocorre entre agosto e outubro, durante os meses secos, com o pico no mês de Setembro. O registro histórico da ocorrência de queimadas indica que cerca 99% da área total do Parque Nacional do Gilé (4367Km²) foi queimada durante o período entre Janeiro de 2001 até Dezembro de 2023. Em termos médios que o PNAG queima anualmente cerca de 2608,77 km², correspondente a 60% da área total Parque incluindo a ZT. Durante o período de análise, foram registados picos de área afetada pelas queimadas por 8 anos (2001, 2005, 2008, 2010, 2013, 2021, 2022 e 2023). Essa sazonalidade é crucial para entender os padrões de fogo e suas implicações para a vegetação e fauna locais. A densidade média de 206 focos por km², especialmente nas áreas centrais do parque, sugere que essas regiões estão sob maior pressão de queimadas. A intensidade média das queimadas foi de 36,24 Mw, com picos significativos de 858,63 Mw no mês de Setembro de 2021, indica que o impacto no ecossistema pode ser severo, afetando a capacidade de regeneração das espécies vegetais.

A avaliação da severidade das queimadas revelou que uma grande parte da área do PNAG (cerca de 56,51%) sofreu queimadas de severidade média, enquanto 41,97% enfrentou queimadas de média a alta severidade. Este cenário é preocupante, pois a degradação do habitat pode resultar na perda de biodiversidade e na extinção local de espécies sensíveis ao fogo. A baixa percentagem de áreas não afetadas (0,16%) destaca a necessidade de intervenções para proteger as áreas remanescentes saudáveis.

Os factores identificados como mais influentes no risco de queimadas foram a precipitação média, a radiação solar, distancia a estradas, distancia a aldeias, distancia a terras agrícolas e densidade das armadilhas (actividades ilegais). A análise mostrou que a precipitação em níveis baixos aumenta a probabilidade de ignição de queimadas, enquanto a radiação solar elevada diminui o teor de humidade da vegetação, facilitando as queimadas. A densidade populacional teve um papel menor do que se esperava, indicando que as queimadas ocorrem frequentemente em áreas remotas, longe das estradas, longe das aldeias, o que pode sugerir que as práticas agrícolas e o uso do fogo são mais prevalentes em regiões periféricas e próximas as armadilhas, o que sugere a massificação de monitoria e fiscalização.

O mapeamento do risco de queimadas indicou que as áreas de maior risco estão concentradas na região central do parque, onde ocorrem queimadas frequentes e de alta

severidade. Isso é alarmante, pois essas áreas são também onde a vegetação é mais densa, aberta, herbácea e dambos, aumentando o potencial de queimadas severas. O mapeamento fornece uma base valiosa para a implementação de estratégias de mitigação e gestão de riscos, permitindo priorizar áreas que necessitam de monitoramento e protecção adicionais.

5.2. Recomendações

O PNAG deve implementar sistemas de monitoria em tempo real de focos de queimadas via satélite e criar um sistema de alerta precoce, especialmente entre Agosto e Outubro quando ocorre o pico das queimadas. Esta monitorização deve priorizar as fiscalizações nas áreas centrais do PNAG, particularmente no triângulo Lice-Nassere-Nakololo e região de Etaga, onde se concentram 61,46% das queimadas de alta frequência e a densidade é maior. É fundamental reforçar acções contra actividades ilegais, como armadilhas que superam 0,2 por quilómetro quadrado e práticas agrícolas que contribuem para ocorrência de queimadas, intensificando patrulhas em áreas distantes mais de 10-15 quilómetros das estradas e aldeias.

Na zona de maior risco de queimadas (43% da área total) deve-se identificar e proteger vegetação sensível e biodiversidade ameaçada, impondo restrições ao uso do fogo. As áreas de densidade muito alta ($>286,60$ focos/km²) requerem vigilância permanente e proibição total do fogo, enquanto as áreas de intensidade muito alta ($>48,88$ MW) necessitam de zonas de amortecimento. Actualizar periodicamente o mapeamento das áreas de risco e conduzir pesquisas sobre a resiliência das espécies locais para embasar acções de conservação e regeneração, protegendo rigorosamente as áreas não queimadas (0,16%) como refúgios de biodiversidade.

O PNAG deve utilizar queimadas prescritas em períodos de baixa incidência (Março a Junho) para reduzir o material combustível e prevenir queimadas descontrolados, considerando que 88,46% da área apresenta intervalo de retorno de apenas 1-2 anos. Esta estratégia deve coordenar-se com dados climáticos, considerando factores como precipitação entre 1150-1200mm, radiação solar superior a 17.800 kJ por dia e pressão de vapor de água entre 2,23-2,30 kPa que impactam significativamente a ocorrência de queimadas.

É crucial realizar campanhas educativas sobre os impactos das queimadas e treinar brigadas comunitárias para actuar na prevenção e combate ao fogo usando material local. Estas acções devem focar especialmente nas áreas de média-alta severidade que representam 41,97% da região e implementar protocolos específicos nas áreas de média severidade (56,41%) que apresentam maior potencial de recuperação natural.

O orçamento comunitário deve funcionar como incentivo na gestão de queimadas, financiando treinamentos e alternativas económicas como práticas agrícolas sustentáveis (agrofloresta) e actividades não dependentes do fogo, incluindo ecoturismo e colecta sustentável de produtos florestais não madeireiros. Estes incentivos devem ser direccionados às comunidades que contribuam efectivamente para a redução das queimadas, complementando a estratégia integrada de gestão territorial.

Os resultados deste estudo sublinham a necessidade urgente de estratégias de manejo que integrem a compreensão da frequência, severidade e factores de risco associados às queimadas. A implementação de políticas eficazes de monitorização e controle através de torres de vigilância nos postos de Nassere, Lice, Nakololo e Etaga, aliadas à educação das comunidades locais sobre práticas de manejo sustentável e ao estabelecimento de quatro zonas de risco diferenciadas, é crucial para a preservação do PNAG e para garantir a resiliência dos ecossistemas florestais frente às ameaças das queimadas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agee, J., 1993. Fire ecology of pacific northwest forests.
- Aquino, A., Lim, C., Kaechele, K., Taquidir, M., 2018. Notas sobre a Floresta em Moçambique.
- Aragão, L.E.O.C., Malhi, Y., Barbier, N., Lima, A., Shimabukuro, Y., Anderson, L., Saatchi, S., 2008. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363, 1779–1785. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0026>
- Archibald, S., Lehmann, C.E.R., Gómez-Dans, J.L., Bradstock, R.A., 2013. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 6442–6447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211466110>
- Archibald, S., Nickless, A., Govender, N., Scholes, R.J., Lehsten, V., 2010. Climate and the inter-annual variability of fire in southern Africa: a meta-analysis using long-term field data and satellite-derived burned area data. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 794–809.
- Barbosa, P.M., Stroppiana, D., Grégoire, J., Cardoso Pereira, J.M., 1999. An assessment of vegetation fire in Africa (1981–1991): Burned areas, burned biomass, and atmospheric emissions. *Glob. Biogeochem. Cycles* 13, 933–950. <https://doi.org/10.1029/1999GB900042>
- Bento-Gonçalves, A., Ferreira-Leite, F., Vieira, V., 2019. Frequência, intensidade e severidade, três conceitos-chave no estudo dos incêndios florestais, in: Departamento de Geografia e Turismo, da Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra (Ed.), Os incêndios florestais. Em busca e um novo paradigma. II Diálogos entre Ciência e Utilizadores. NICIF e RISCOS, pp. 31–41. https://doi.org/10.34037/978-972-8330-25-5_2_2
- Beuchner, H.K., Dawkins, H.C., 1961. Vegetation Change Induced by Elephants and Fire in Murchison Falls National Park, Uganda. *Ecology* 42, 752–766. <https://doi.org/10.2307/1933504>
- Bond, W., Keeley, J., 2005. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 20, 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Bond, W.J., Keane, R.E., 2017. Fires, Ecological Effects of ☆, in: Reference Module in Life Sciences. Elsevier, p. B9780128096338020987. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02098-7>

- Borges, T.S., Fiedler, N.C., Santos, A.R.D., Loureiro, E.B., Mafia, R.G., 2011. Desempenho de alguns índices de risco de incêndios em plantios de eucalipto no norte do Espírito Santo. *Floresta E Ambiente* 18, 153–159.
<https://doi.org/10.4322/floram.2011.033>
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Carlson, J.M., Cochrane, M.A., D'Antonio, C.M., DeFries, R.S., Doyle, J.C., Harrison, S.P., Johnston, F.H., Keeley, J.E., Krawchuk, M.A., Kull, C.A., Marston, J.B., Moritz, M.A., Prentice, I.C., Roos, C.I., Scott, A.C., Swetnam, T.W., Van Der Werf, G.R., Pyne, S.J., 2009. Fire in the Earth System. *Science* 324, 481–484.
<https://doi.org/10.1126/science.1163886>
- Breiman, L., 2001. Random Forests. *Mach. Learn.* 45, 5–32.
<https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Buramuge, V.A., Ribeiro, N.S., Olsson, L., Bandeira, R.R., 2023. Exploring Spatial Distributions of Land Use and Land Cover Change in Fire-Affected Areas of Miombo Woodlands of the Beira Corridor, Central Mozambique. *Fire* 6, 77.
<https://doi.org/10.3390/fire6020077>
- Byers, B.A., 2001. Conserving the Miombo Ecoregion Final: Reconnaissance Summary Report. Prepared for the WWF Southern Africa Regional Programme Office (SARPO), Harare, Zimbabwe.
- Campbell, B.M. (Ed.), 1996. The miombo in transition: woodlands and welfare in Africa. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Cangela, A. da C.N.P., 2014. Caracterização e Mapeamento do regime de queimadas na Reserva Nacional de Niassa (Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal/UEM, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade). Universidade Eduardo Mondlane, Maputo.
- Cardille, J.A., Ventura, S.J., Turner, M.G., 2001. Environmental and Social Factors Influencing Wildfires in the Upper Midwest, United States.
- Cardozo, F.D.S., Pereira, G., Shimabukuro, Y.E., Moraes, E.C., 2014. Avaliação das áreas queimadas no estado de Rondônia-Amazônia Brasileira. *Rev. Bras. Cartogr.* 66.
<https://doi.org/10.14393/rbcv66n3-44766>
- Cauldwell, A.E., Zieger, U., 2000. A reassessment of the fire-tolerance of some miombo woody species in the Central Province, Zambia. *Afr. J. Ecol.* 38, 138.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2028.2000.00232.x>

- Chidumayo, E.N., 1997. Annual and spatial variation in herbaceous biomass production in a
Zambian dry miombo woodland. *South Afr. J. Bot.* 63, 74–81.
[https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30706-7](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30706-7)
- Chidumayo, E.N., 1995. Handbook of Miombo ecology and management [WWW
Document]. ETDEWEB. URL <https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/26137>
- Chidumayo, E.N., 1993. Responses of miombo to harvesting: ecology and management. SEI,
Stockholm.
- Chidumayo, E.N., 1991. Woody biomass structure and utilisation for charcoal production in a
Zambian Miombo woodland. *Bioresour. Technol.* 37, 43–52.
[https://doi.org/10.1016/0960-8524\(91\)90110-6](https://doi.org/10.1016/0960-8524(91)90110-6)
- Chidumayo, E.N., Gumbo, D.J. (Eds.), 2010. The dry forests and woodlands of Africa:
managing for products and services, The Earthscan forest library. Earthscan,
London ; Washington, DC.
- Chuvieco, E., Congalton, R.G., 1989. Application of remote sensing and geographic
information systems to forest fire hazard mapping.
- Chuvieco, E., Congalton, R.G., 1988. Using Cluster Analysis to Improve the Selection of
Training Statistics in Classifying Remotely Sensed Data. *Photogramm. Eng.*
- Clayton, W.D., 1961. Derived Savanna in Kabba Province, Nigeria. *J. Ecol.* 49, 595.
<https://doi.org/10.2307/2257225>
- Cochralle, M.A., Ryan, K.C., 2009. Fire and fire ecology: Concepts and principles, in:
Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use and Ecosystem Dynamics.
- Cochrane, M.A., Schulze, M.D., 1999. Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the
Eastern Amazon: Effects on Forest Structure, Biomass, and Species
Composition’.
- Conedera, M., Tinner, W., Neff, C., Meurer, M., Dickens, A.F., Krebs, P., 2009.
Reconstructing past fire regimes: methods, applications, and relevance to fire
management and conservation. *Quat. Sci. Rev.* 28, 555–576.
<https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2008.11.005>
- Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B., Lambin, E., 2004. Review Article
Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *Int. J. Remote Sens.*
25, 1565–1596. <https://doi.org/10.1080/0143116031000101675>
- Davis, K.P., Byram, G.M., 1959. Forest fire: control and use. McGraw, New York, Toronto,
London.
- Desanker, P.V., Frost, P.G.H., Justice, C.O., Scholes, R.J., 1997. The Miombo Network:
Framework for a Terrestrial Transect Study of Land-Use and Land-Cover Change

in the Miombo Ecosystems of Central Africa (IGBP REPORT No. 41). IGBP, Stockholm, Sweden.

- Devineau, J.-L., Fournier, A., Nignan, S., 2010. Savanna fire regimes assessment with MODIS fire data: Their relationship to land cover and plant species distribution in western Burkina Faso (West Africa). *J. Arid Environ.* 74, 1092–1101. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.03.009>
- Deweese, P.A., Campbell, B.M., Katerere, Y., Siteo, A., Cunningham, A.B., Angelsen, A., Wunder, S., Dewees, P.A., Campbell, B.M., Katerere, Y., Siteo, A., 2010. Managing the Miombo Woodlands of Southern Africa: Policies, Incentives and Options for the Rural Poor Managing the Miombo Woodlands of Southern Africa: Policies, Incentives and Options for the Rural Poor 0459. <https://doi.org/10.1080/19390450903350846>
- Dickinson, M.B., Johnson, E.A., 2001. Fire Effects on Trees, in: *Forest Fires*. Elsevier, pp. 477–525. <https://doi.org/10.1016/B978-012386660-8/50016-7>
- Dozier, J., 1981. A method for satellite identification of surface temperature fields of subpixel resolution. *Remote Sens. Environ.* 11, 221–229. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(81\)90021-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(81)90021-3)
- Dziba, L., Ramoelo, A., Ryan, C., Harrison, S., Pritchard, R., Tripathi, H., Sitas, N., Selomane, O., Engelbrecht, F., Pereira, L., Katerere, Y., Chirwa, P.W., Ribeiro, N.S., Grundy, I.M., 2020. Scenarios for Just and Sustainable Futures in the Miombo Woodlands, in: Ribeiro, N.S., Katerere, Y., Chirwa, P.W., Grundy, I.M. (Eds.), *Miombo Woodlands in a Changing Environment: Securing the Resilience and Sustainability of People and Woodlands*. Springer International Publishing, Cham, pp. 191–234. https://doi.org/10.1007/978-3-030-50104-4_6
- Elvidge, C.D., Kroehl, H.W., Kihn, E.A., Baugh, K.E., Davis, E.R., 1995. Algorithm for the Retrieval of Fire Pixels from DMSP Operational Linescan System Data: Defense Technical Information Center, Fort Belvoir, VA. <https://doi.org/10.21236/ADA350587>
- Eriksen, C., 2007. Why do they burn the ‘bush’? Fire, rural livelihoods, and conservation in Zambia. *Geogr. J.* 173, 242–256. <https://doi.org/10.1111/j.1475-4959.2007.00239.x>
- Escuin, S., Navarro, R., Fernández, P., 2008. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *Int. J. Remote Sens.* 29, 1053–1073. <https://doi.org/10.1080/01431160701281072>

- ESRI, (Environmental Systems Research Institute), 2020. ArcGIS Desktop: Release 10.8.
- Etc Terra, 2017. Project Design Document of GNR REDD Project. Validated by VCS. (No. 3), joint project description & monitoring report: VCS Version 3. Maputo, Mozambique.
- Farhadi, H., Najafzadeh, M., 2021. Flood Risk Mapping by Remote Sensing Data and Random Forest Technique. *Water* 13, 3115. <https://doi.org/10.3390/w13213115>
- Figueiredo, D., 2005. Conceitos Básicos de Sensoriamento Remoto.
- Fornacca, D., Ren, G., Xiao, W., 2017. Performance of Three MODIS Fire Products (MCD45A1, MCD64A1, MCD14ML), and ESA Fire_CCI in a Mountainous Area of Northwest Yunnan, China, Characterized by Frequent Small Fires. *Remote Sens.* 9, 1131. <https://doi.org/10.3390/rs9111131>
- Frost, P.G.H., 1996. The ecology of miombo woodlands, in: Campbell, B. (Ed.), *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*.
- Frost, P.G.H., Robertson, F., 1987. The ecological effects of fire in savannas., in: Walker, B.H. (Ed.), *Determinants of Tropical Savannas*. IUBS Monograph Series no 3.
- Furley, P.A., Rees, R.M., Ryan, C.M., Saiz, G., 2008. Savanna burning and the assessment of long-term fire experiments with particular reference to Zimbabwe. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.* 32, 611–634. <https://doi.org/10.1177/0309133308101383>
- Fusari, A., Lamarque, F., Chardonnet, P., Boulet, H., 2010. Reserva Nacional Do Gilé Plano De Maneio 2012 -2021.
- Gambiza, J., Campbell, B.M., Moe, S.R., Frost, P.G.H., 2005. Fire behaviour in a semi-arid *Baikiaea plurijuga* savanna woodland on Kalahari sands in western Zimbabwe. *South Afr. J. Sci.*
- Gandiwa, E., 2011. Effects of repeated burning on woody vegetation structure and composition in a semi-arid southern African savanna 2.
- García, M.J.L., Caselles, V., 1991. Mapping burns and natural reforestation using thematic Mapper data. *Geocarto Int.* 6, 31–37. <https://doi.org/10.1080/10106049109354290>
- Giglio, L., Kendall, J.D., 2001. Application of the Dozier retrieval to wildfire characterization: a sensitivity analysis. *Remote Sens. Environ.* 77, 34–49. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00192-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00192-4)
- Giglio, L., Loboda, T., Roy, D.P., Quayle, B., Justice, C.O., 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sens. Environ.* 113, 408–420. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.10.006>
- Giglio, L., Schroeder, W., Hall, J.V., Justice, C.O., 2020. MODIS Collection 6 Active Fire Product User’s Guide Revision C.

- Giglio, L., Schroeder, W., Hall, J.V., Justice, C.O., 2018. MODIS Collection 6 Active Fire Product User's Guide Revision B.
- Giglio, L., Schroeder, W., Justice, C.O., 2016. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. *Remote Sens. Environ.* 178, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.054>
- Giglio, L., Van Der Werf, G.R., Randerson, J.T., Collatz, G.J., Kasibhatla, P., 2006. Global estimation of burned area using MODIS active fire observations. *Atmospheric Chem. Phys.* 6, 957–974. <https://doi.org/10.5194/acp-6-957-2006>
- Gill, A.M., 1975. Fire and The Australian Flora: A Review. *Aust. For.* 38, 4–25. <https://doi.org/10.1080/00049158.1975.10675618>
- Gonçalves, Y.L.M., Siqueira, E.S., Ferreira, C.A., Teixeira, M.D.S., Correa, P.D.V., Urbinati, C.V., 2022. Aplicação de algoritmos de Random Forest no suporte à identificação das espécies *Handroanthus Serratifolius* (Vahl) S. O. Grose e *Handroanthus Impetiginosus* (Mart. Ex DC.) Mattos (bignoniaceae). *Braz. J. Dev.* 8, 39721–39735. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n5-457>
- Govender, Navashni, Trollope, W.S.W., Van Wilgen, B.W., 2006a. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *J. Appl. Ecol.* 43, 748–758. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01184.x>
- Govender, N, Trollope, W.S.W., van Wilgen, B.W., Biggs, H.C., 2006b. Practical ways of incorporating variation in fire intensity into fire management of african savannas.
- Guyette, R.P., Spetich, M.A., 2003. Fire history of oak–pine forests in the Lower Boston Mountains, Arkansas, USA. *For. Ecol. Manag.* 180, 463–474. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00613-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00613-8)
- Hantson, S., Arneeth, A., Harrison, S.P., Kelley, D.I., Prentice, I.C., Rabin, S.S., Archibald, S., Mouillot, F., Arnold, S.R., Artaxo, P., Bachelet, D., Ciais, P., Forrest, M., Friedlingstein, P., Hickler, T., Kaplan, J.O., Kloster, S., Knorr, W., Lasslop, G., Li, F., Mangeon, S., Melton, J.R., Meyn, A., Sitch, S., Spessa, A., Van Der Werf, G.R., Voulgarakis, A., Yue, C., 2016. The status and challenge of global fire modelling. *Biogeosciences* 13, 3359–3375. <https://doi.org/10.5194/bg-13-3359-2016>
- He, T., Lamont, B.B., Pausas, J.G., 2019. Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biol. Rev.* 94, 1983–2010. <https://doi.org/10.1111/brv.12544>
- Hély, C., Alleaume, S., 2006. Fire regimes in dryland landscapes.

- Hoffmann, A.A., Parry, J.-E., Cuambe, C.C.D., Kwesha, D., Zhakata, W., 2009. Climate change and wildland fires in Mozambique, in: *Tropical Fire Ecology*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 227–259. https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_8
- Hudak, A.T., Brockett, B.H., 2004. Mapping fire scars in a southern African savannah using Landsat imagery. *Int. J. Remote Sens.* 25, 3231–3243. <https://doi.org/10.1080/01431160310001632666>
- Huntington, J.L., Hegewisch, K.C., Daudert, B., Morton, C.G., Abatzoglou, J.T., McEvoy, D.J., Erickson, T., 2017. Climate Engine: Cloud Computing and Visualization of Climate and Remote Sensing Data for Advanced Natural Resource Monitoring and Process Understanding. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 98, 2397–2410. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-15-00324.1>
- Jensen, J.R., Lulla, K., 1987. Introductory digital image processing: A remote sensing perspective. *Geocarto Int.* 2, 65–65. <https://doi.org/10.1080/10106048709354084>
- Jussara, dos S.R., Rosa, R., 2005. A utilização de sensores com resolução moderada (modis) no estudo da vegetação na bacia do rio Araguari - MG. *Soc. Nat.* 17.
- Justice, C.O., Kendall, J.D., Dowty, P.R., Scholes, R.J., 1996. Satellite remote sensing of fires during the SAFARI campaign using NOAA Advanced Very High Resolution Radiometer data. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 101, 23851–23863. <https://doi.org/10.1029/95JD00623>
- Justice, C.O., Townshend, J.R.G., Vermote, E.F., Masuoka, E., Wolfe, R.E., Saleous, N., Roy, D.P., Morisette, J.T., 2002. An overview of MODIS Land data processing and product status. *Remote Sens. Environ.* 83, 3–15. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00084-6](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00084-6)
- Justice, C.O., Vermote, E., Townshend, J.R.G., Defries, R., Roy, D.P., Hall, D.K., Salomonson, V.V., Privette, J.L., Riggs, G., Strahler, A., Lucht, W., Myneni, R.B., Knyazikhin, Y., Running, S.W., Nemani, R.R., Zhengming Wan, Huete, A.R., Van Leeuwen, W., Wolfe, R.E., Giglio, L., Muller, J., Lewis, P., Barnsley, M.J., 1998. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 36, 1228–1249. <https://doi.org/10.1109/36.701075>
- Keeley, J.E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildland Fire* 18, 116. <https://doi.org/10.1071/WF07049>

- Keeley, J.E., Pausas, J.G., Rundel, P.W., Bond, W.J., Bradstock, R.A., 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends Plant Sci.* 16, 406–411. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002>
- Key, C.H., Benson, N.C., 2006. Landscape Assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio.
- Key, C.H., Benson, N.C., 2004. Landscape Assessment (LA) Sampling and Analysis Methods. FIREMON Landsc. Assess. V4.
- Key, C.H., Benson, N.C., 1999. Measuring and remote sensing of burn severity.
- Konkathi, P., Shetty, A., 2021. Inter comparison of post-fire burn severity indices of Landsat-8 and Sentinel-2 imagery using Google Earth Engine. *Earth Sci. Inform.* 14, 645–653. <https://doi.org/10.1007/s12145-020-00566-2>
- Koproski, L., Ferreira, M.P., Goldammer, J.G., Batista, A.C., 2011. Modelo de zoneamento de risco de incêndios para unidades de conservação brasileiras: o caso do Parque Estadual do Cerrado (pr). floresta. <https://doi.org/10.5380/rf.v41i3.24049>
- Krebs, P., Pezzatti, G.B., Mazzoleni, S., Talbot, L.M., Conedera, M., 2010. Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory Biosci.* 129, 53–69. <https://doi.org/10.1007/s12064-010-0082-z>
- Laris, P., 2002. Burning the Seasonal Mosaic: Preventative Burning Strategies in the Wooded Savanna of Southern Mali. *Hum. Ecol.*
- Latorre, M.L., Anderson, L.O., Shimabukuro, Y.E., Carvalho Júnior, O.A.D., 2003. Sensor modis: características gerais e aplicações. *Rev. Espaço E Geogr.* 91–121. <https://doi.org/10.26512/2236-56562003e39720>
- Liaw, A., Wiener, M., 2002. Classification and Regression by randomForest 2.
- Lima, A. de, 2013. Influência da cobertura da terra na extensão e configuração espacial de áreas queimadas em anos de seca extrema na Amazônia Oriental (Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto)). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos: INPE.
- Loboda, T., O’Neal, K.J., Csiszar, I., 2007. Regionally adaptable dNBR-based algorithm for burned area mapping from MODIS data. *Remote Sens. Environ.* 109, 429–442. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.01.017>
- Louppe, Dom., Oattara, N., Coulibaly, A., 1995. The effects of brush fires on vegetation: the Aubreville fire plots after 60 years.
- Lutes, D.C., Keane, R.E., Caratti, J.F., Key, C.H., Benson, N.C., Sutherland, S., Gangi, L.J., 2006. FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system (No. RMRS-

- GTR-164). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ft. Collins, CO. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-164>
- Magadzire, N., 2013. Reconstruction of a fire regime using MODIS burned area data: Charara Safari Area, Zimbabwe (Thesis presented in fulfilment of the requirements for the degree of Master of Science (Geoinformatics) in the Faculty of Science at Stellenbosch University). Stellenbosch University.
- Malaisse, F.P., 1974. Phenology of the Zambezian Woodland Area with Emphasis on the Miombo Ecosystem, in: Lieth, H. (Ed.), Phenology and Seasonality Modeling, Ecological Studies. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 269–286. https://doi.org/10.1007/978-3-642-51863-8_23
- Malambo, F.M., Syampungani, S., 2008. Opportunities and challenges for sustainable management of miombo woodlands: the Zambian perspective.
- Maquia, I.S.A., 2021. Biodiversity dynamics of two priority legume tree species from Miombo (*Brachystegia boehmii taub.*) and Mopane (*Colophospermum mopane* (*J. Kirk ex Benth*) *J. Léonard*) woodlands in Mozambique (Dissertation, presented as part of the requirements for the Degree of Doctor of Philosophy in Tropical Knowledge and Management). Universidade Nova de Lisboa, Portugal.
- Markham, B., Storey, J., Morfitt, R., 2015. Landsat-8 Sensor Characterization and Calibration. *Remote Sens.* 7, 2279–2282. <https://doi.org/10.3390/rs70302279>
- Marteletto, S.R., 2022. Técnicas de seleção de atributos através de Random Forests: um estudo de caso para detecção de tendências em séries temporais financeiras (Dissertação de Mestrado em Ciências). Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Martell, D.L., 1998. Forest Fire Management: Current practices and new challenges for operational researchers.
- Masocha, M., Skidmore, A.K., Poshiwa, X., Prins, H.H.T., 2011. Frequent burning promotes invasions of alien plants into a mesic African savanna. *Biol. Invasions* 13, 1641–1648. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9921-6>
- Maúnze, C.R., 2016. Análise Espacial e Temporal de Queimadas usando Imagens Satélite na Reserva Nacional do Gilé (de 2004 a 2014). (Projecto Final). Universidade Eduardo Mondlane, Maputo.
- Meiklejohn, J., 1955. The Effect of Bush Burning on the Microflora of a Kenya Upland Soil. *J. Soil Sci.* 6, 111–118. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1955.tb00835.x>
- Mercier, C., Grinand, C., Randrianary, T., Nourtier, M., Rabany, C., 2016. Background study for the preparation of the Zambézia Integrated Landscapes Management

- Program (Report for Government of Mozambique and FCPF.). Etc Terra e Rongead.
- Mifflington, A.C., Critdhley, R.W., Douglas, T.D., Ryan, P., 1994. Estimating Woody Biomass in Sub-Saharan Africa.
- Milà, C., Ludwig, M., Pebesma, E., Tonne, C., Meyer, H., 2024. Random forests with spatial proxies for environmental modelling: opportunities and pitfalls (preprint). Earth and space science informatics. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-138>
- Miller, J.D., Thode, A.E., 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). Remote Sens. Environ. 109, 66–80. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.12.006>
- Miller, J.D., Yool, S.R., 2002. Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. Remote Sens. Environ. 82, 481–496. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00071-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00071-8)
- Montfort, F., 2021. Dynamiques des paysages forestiers au Mozambique: étude de l'écologie du Miombo pour contribuer aux stratégies de restauration des terres dégradées. BOIS FORETS Trop. 357, 105–106. <https://doi.org/10.19182/bft2023.357.a37281>
- Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J.-B., Blanc, L., 2021. Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. For. Ecol. Manag. 488, 119039. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119039>
- Moreno, J.M., Oechel, W.C., 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral.
- Morgera, E., Cirelli, M.T., 2009. Forest fires and the law: a guide for national drafters based on the Fire Management Voluntary Guidelines, Legislative study. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Moritz, M.A., Morais, M.E., Summerell, L.A., Carlson, J.M., Doyle, J., 2005. Wildfires, complexity, and highly optimized tolerance. Proc. Natl. Acad. Sci. 102, 17912–17917. <https://doi.org/10.1073/pnas.0508985102>
- Mouillot, F., Field, C.B., 2005. Fire history and the global carbon budget: a 1° × 1° fire history reconstruction for the 20th century. Glob. Change Biol. 11, 398–420. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00920.x>
- Murphy, B.P., Williamson, G.J., Bowman, D.M.J.S., 2011. Fire regimes: moving from a fuzzy concept to geographic entity: Meetings. New Phytol. 192, 316–318. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03893.x>

- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F., Ffolliott, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *For. Ecol. Manag.* 122, 51–71. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8)
- Novo, A., Fariñas-Álvarez, N., Martínez-Sánchez, J., González-Jorge, H., Fernández-Alonso, J.M., Lorenzo, H., 2020. Mapping Forest Fire Risk—A Case Study in Galicia (Spain). *Remote Sens.* 12, 3705. <https://doi.org/10.3390/rs12223705>
- Ntumi, C., Nhambe, C., Pires, S., 2018. Projecto AID010164COSVMOZ “Conservação de Recursos Naturais na Reserva Nacional de Gile e suas áreas Periféricas por meio do Fortalecimento das Actividades Económicas e Produtivas das Comunidades Rurais.
- Oliveira, D. dos S., 2002. Zoneamento de risco de incêndios em povoamentos florestais no norte de Santa Catarina (Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ciências Florestais, Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná). Universidade Federal do Paraná, CURITIBA.
- Oliveira, S., Oehler, F., San-Miguel-Ayanz, J., Camia, A., Pereira, J.M.C., 2012. Modeling spatial patterns of fire occurrence in Mediterranean Europe using Multiple Regression and Random Forest. *For. Ecol. Manag.* 275, 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.003>
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D’amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R., 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51, 933. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Patterson, M.W., Yool, S.R., 1998. Mapping Fire-Induced Vegetation Mortality Using Landsat Thematic Mapper Data. *Remote Sens. Environ.* 65, 132–142. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00018-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00018-2)
- Pausas, J.G., Bradstock, R.A., Keith, D.A., Keeley, J.E., 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology* 85, 1085–1100. <https://doi.org/10.1890/02-4094>
- Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2014. Abrupt Climate-Independent Fire Regime Changes. *Ecosystems* 17, 1109–1120. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9773-5>
- Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2009. A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience* 59, 593–601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>

- Pereira, J.M.C., Chuvieco, E., Beaudoin, A., 1997. Remote sensing of burned areas: A review. A review of remote sensing methods for the study of large wildland fires.
- Pereira, J.M.C., Mota, B., Privette, J.L., Caylor, K.K., Silva, J.M.N., Sá, A.C.L., Ni-Meister, W., 2004a. A simulation analysis of the detectability of understory burns in miombo woodlands. *Remote Sens. Environ.* 93, 296–310. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.01.009>
- Pereira, J.M.C., Mota, B., Privette, J.L., Caylor, K.K., Silva, J.M.N., Sá, A.C.L., Ni-Meister, W., 2004b. A simulation analysis of the detectability of understory burns in miombo woodlands. *Remote Sens. Environ.* 93, 296–310. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.01.009>
- Pivello, V.R., 2011. The Use of Fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil: Past and Present. *Fire Ecol.* 7, 24–39. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>
- Platt, W.J., Orzell, S.L., Slocum, M.G., 2015. Seasonality of Fire Weather Strongly Influences Fire Regimes in South Florida Savanna-Grassland Landscapes.
- Pungulanhe, L.A., 2020. Caracterização da vegetação arbórea sob diferentes regimes de queimadas na floresta de miombo, reserva nacional do Gilé (Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal/UEM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade.). Universidade Eduardo Mondlane, Maputo.
- QGIS Development Team, 2024. QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation Project.
- R Core Team, 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Rawat, G.S., 2003. Fire Risk Assessment For Forest Fire Control Management In Chilla Forest Range Of Rajaji National Park Uttaranchal (India).
- Ribeiro, L., Koproski, L.D.P., Stolle, L., Lingnau, C., Soares, R.V., Batista, A.C., 2008. Zoneamento de riscos de incêndios florestais para a fazenda experimental do canguiri, pinhais (pr). *Floresta* 38. <https://doi.org/10.5380/rf.v38i3.12430>
- Ribeiro, Natasha, Nazerali, S., Chauque, A., 2020. A contribution to Mozambique's biodiversity offsetting system: framework to assess the ecological condition of Miombo Woodlands (Final Report).
- Ribeiro, N.S., Cangela, A., Chauque, A., Bandeira, R.R., Ribeiro-Barros, A.I., 2017. Characterisation of spatial and temporal distribution of the fire regime in Niassa National Reserve, northern Mozambique. *Int. J. Wildland Fire* 26, 1021. <https://doi.org/10.1071/WF17085>

- Ribeiro, N.S., Katerere, Y., Chirwa, P.W., Grundy, I.M., 2020. Miombo Woodlands in a Changing Environment: Securing the Resilience and Sustainability of People and Woodlands, *African Journal of Range & Forage Science*. <https://doi.org/10.2989/10220119.2020.1861097>
- Ribeiro, N.S., Matos, C.N., Moura, I.R., Washington-Allen, R.A., Ribeiro, A.I., 2013. Monitoring vegetation dynamics and carbon stock density in miombo woodlands. *Carbon Balance Manag.* 8, 11. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-8-11>
- Ribeiro, N.S., Shugart, H.H., Swap, R.J., Okin, G.S., 2007. Five-year period of fire regime in the Miombo Woodlands of Niassa Reserve, Mozambique in northern Mozambique (PhD Thesis.). University of Virginia, Charlottesville.
- Ribeiro, N.S., Shugart, H.H., Washington-Allen, R., 2008. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, Northern Mozambique. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.11.033>
- Ribeiro, N.S., Syampungani, S., Matakala, N.M., Nangoma, D., Ribeiro-Barros, A.I., 2015. Miombo Woodlands Research Towards the Sustainable Use of Ecosystem Services in Southern Africa, in: Lo, Y.-H., Blanco, J.A., Roy, S. (Eds.), *Biodiversity in Ecosystems-Linking Structure and Function*. InTech. <https://doi.org/10.5772/59288>
- Rogers, B.M., Soja, A.J., Goulden, M.L., Randerson, J.T., 2015. Influence of tree species on continental differences in boreal fires and climate feedbacks. *Nat. Geosci.* 8, 228–234. <https://doi.org/10.1038/ngeo2352>
- Romme, W.H., Knight, D.H., 1981. Fire Frequency and Subalpine Forest Succession Along a Topographic Gradient in Wyoming. *Ecology* 62, 319–326. <https://doi.org/10.2307/1936706>
- Roy, D.P., Lewis, P.E., Justice, C.O., 2002. Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data—a bi-directional reflectance model-based expectation approach. *Remote Sens. Environ.* 83, 263–286. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00077-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00077-9)
- Ruiz, J., Lázaro, J., Cano, I., Leal, P., 2014. Burned Area Mapping in the North American Boreal Forest Using Terra-MODIS LTDR (2001–2011): A Comparison with the MCD45A1, MCD64A1 and BA GEOLAND-2 Products. *Remote Sens.* 6, 815–840. <https://doi.org/10.3390/rs6010815>
- Ryan, C.M., Williams, M., 2011. How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass? *Ecol. Appl.* 21.

- Ryan, C.M., Williams, M., Grace, J., 2011. Above- and Belowground Carbon Stocks in a Miombo Woodland Landscape of Mozambique: Carbon Stocks in a Miombo Woodland. *Biotropica* 43, 423–432. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00713.x>
- Santos, S.M.B.D., Bento-Gonçalves, A., Franca-Rocha, W., Baptista, G., 2020. Assessment of Burned Forest Area Severity and Postfire Regrowth in Chapada Diamantina National Park (Bahia, Brazil) Using dNBR and RdNBR Spectral Indices. *Geosciences* 10, 106. <https://doi.org/10.3390/geosciences10030106>
- Scholes, R.J., Kendall, J., Justice, C.O., 1996. The quantity of biomass burned in southern Africa. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 101, 23667–23676. <https://doi.org/10.1029/96JD01623>
- Shlisky, A., Waugh, J., Gonzalez, P., Gonzalez, M., Manta, M., Santoso, H., Alvarado, E., Ainuddin, A., Rodríguez-Trejo, D.A., Swaty, R., Kaufmann, M., Myers, R., Alencar, A., Johnson, D., Smith, J., Zollner, D., 2007. Fire, ecosystems and people: Threats and strategies for global biodiversity conservation.
- Silva, I.S., Garcia, C.A.B., Alves, P.H., Garcia, H.L., 2019. Aplicação do Algoritmo Random Forest na Avaliação de Corpos Hídricos no Estado de Sergipe.
- Silva Junior, C.H.L., Aragão, L.E.O.C., Fonseca, M.G., Almeida, C.T., Vedovato, L.B., Anderson, L.O., 2018. Deforestation-Induced Fragmentation Increases Forest Fire Occurrence in Central Brazilian Amazonia. *Forests* 9, 305. <https://doi.org/10.3390/f9060305>
- Soriano, B.M.A., Daniel, O., Santos, S.A., 2015. Eficiência de índices de risco de incêndios para o pantanal Sul-Mato-Grossense. *Ciênc. Florest.* 25, 809–816. <https://doi.org/10.5902/1980509820231>
- Soverel, N.O., Perrakis, D.D.B., Coops, N.C., 2010. Estimating burn severity from Landsat dNBR and RdNBR indices across western Canada. *Remote Sens. Environ.* 114, 1896–1909. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.03.013>
- Stromgaard, P., 1985. Biomass, growth, and burning of woodland in a shifting cultivation area of South-Central Africa. *For. Ecol. Manag.* 12, 163–178. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(85\)90089-1](https://doi.org/10.1016/0378-1127(85)90089-1)
- Su, Z., Hu, H., Wang, G., Ma, Y., Yang, X., Guo, F., 2018. Using GIS and Random Forests to identify fire drivers in a forest city, Yichun, China. *Geomat. Nat. Hazards Risk* 9, 1207–1229. <https://doi.org/10.1080/19475705.2018.1505667>
- Syampungani, S., Chirwa, P.W., Geldenhuys, C.J., Handavu, F., Chishaleshale, M., Rija, A.A., Mbanze, A.A., Ribeiro, N.S., 2020. Managing Miombo: Ecological and

- Silvicultural Options for Sustainable Socio-Economic Benefits, in: Ribeiro, N.S., Katerere, Y., Chirwa, P.W., Grundy, I.M. (Eds.), *Miombo Woodlands in a Changing Environment: Securing the Resilience and Sustainability of People and Woodlands*. Springer International Publishing, Cham, pp. 101–137. https://doi.org/10.1007/978-3-030-50104-4_4
- Tarimo, B., Dick, Ø.B., Gobakken, T., Totland, Ø., 2015. Spatial distribution of temporal dynamics in anthropogenic fires in miombo savanna woodlands of Tanzania. *Carbon Balance Manag.* 10, 18. <https://doi.org/10.1186/s13021-015-0029-2>
- Teodoro, A.C., Duarte, L., 2013. Forest fire risk maps: a GIS open-source application – a case study in Norwest of Portugal. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 27, 699–720. <https://doi.org/10.1080/13658816.2012.721554>
- Tiecke, T.G., Liu, X., Zhang, A., Gros, A., Li, N., Yetman, G., Kilic, T., Murray, S., Blankespoor, B., Prydz, E.B., Dang, H.-A.H., 2017. *Mapping the World Population One Building at a Time*. World Bank, Washington, DC. <https://doi.org/10.1596/33700>
- Timberlake, J., Chidumayo, E.N., 2011. *The Miombo Ecoregion Vision Report*.
- Timberlake, J.R., Cotterill, F.P.D., Mundy, P.J., Broadley, D.G., Marshall, B., Gardiner, A.J., Fitzpatrick, M., 2010. *The miombo ecoregion areas of biological importance*.
- Torres, F.T.P., Ribeiro, G.A., Martins, S.V., Lima, G.S., 2011. Correlações entre os elementos meteorológicos e as ocorrências de incêndios florestais na área urbana de Juiz de Fora, MG. *Rev. Árvore* 35, 143–150. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000100017>
- Tran, B.N., Tanase, M.A., Bennett, L.T., Aponte, C., 2018. Evaluation of Spectral Indices for Assessing Fire Severity in Australian Temperate Forests. *Remote Sens.* 10, 1680. <https://doi.org/10.3390/rs10111680>
- Trapnell, C.G., 1959. Ecological Results of Woodland and Burning Experiments in Northern Rhodesia. *J. Ecol.* 47, 129. <https://doi.org/10.2307/2257252>
- Trollope, W.S.W., 1993. Fire regime of the Kruger National Park for the period 1980 -1992. *Koedoe* 36(2).
- Turner, M.G., Romme, W.H., Gardner, R.H., 1999. Prefire heterogeneity, fire severity, and early postfire plant reestablishment in subalpine forests of Yellowstone National Park, Wyoming. *Int. J. Wildland Fire* 9, 21. <https://doi.org/10.1071/WF99003>
- UN-SPIDER, n.d. Step by step: Burn severity mapping in Google Earth Engine. U. N. Off. Outer Space Aff. URL (accessed 7.20.24).

- Vallejo-Villalta, I., Rodríguez-Navas, E., Márquez-Pérez, J., 2019. Mapping Forest Fire Risk at a Local Scale—A Case Study in Andalusia (Spain). *Environments* 6, 30. <https://doi.org/10.3390/environments6030030>
- Van Gerrevink, M.J., Veraverbeke, S., 2021. Evaluating the Near and Mid Infrared Bi-Spectral Space for Assessing Fire Severity and Comparison with the Differenced Normalized Burn Ratio. *Remote Sens.* 13, 695. <https://doi.org/10.3390/rs13040695>
- Van Langevelde, F., Van De Vijver, C.A.D.M., Kumar, L., Van De Koppel, J., De Ridder, N., Van Andel, J., Skidmore, A.K., Hearne, J.W., Stroosnijder, L., Bond, W.J., Prins, H.H.T., Rietkerk, M., 2003. Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecology* 84, 337–350. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0337:EOFAHO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0337:EOFAHO]2.0.CO;2)
- Van Wilgen, B.W., 2010. The evolution of fire management practices in savanna protected areas in South Africa. *South Afr. J. Sci.* 105, 343. <https://doi.org/10.4102/sajs.v105i9/10.107>
- Van Wilgen, B.W., 2009. The evolution of fire management practices in savanna protected areas in South Africa. *South Afr. J. Sci.* 105, 343. <https://doi.org/10.4102/sajs.v105i9/10.107>
- Van Wilgen, B.W., Govender, N., Biggs, H.C., Ntsala, D., Funda, X.N., 2004. Response of Savanna Fire Regimes to Changing Fire-Management Policies in a Large African National Park. *Conserv. Biol.* 18, 1533–1540. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00362.x>
- Ward, D.E., Hao, W.M., Susott, R.A., Babbitt, R.E., Shea, R.W., Kauffman, J.B., Justice, C.O., 1996. Effect of fuel composition on combustion efficiency and emission factors for African savanna ecosystems. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 101, 23569–23576. <https://doi.org/10.1029/95JD02595>
- Whelan, R.J., 1995. *The ecology of fire, Cambridge studies in ecology.* Cambridge University Press, Cambridge ; New York.
- White, F., 1983. *The vegetation of Africa.*
- White, J., Ryan, K., Key, C., Running, S., 1996. Remote Sensing of Forest Fire Severity and Vegetation Recovery. *Int. J. Wildland Fire* 6, 125. <https://doi.org/10.1071/WF9960125>
- Whitlock, C., Higuera, P.E., McWethy, D.B., Briles, C.E., 2010. Paleocological Perspectives on Fire Ecology: Revisiting the Fire-Regime Concept.

- Wood, E., Mgaya, M., Andrews, C., Schreckenber, K., Fisher, J.A., Grundy, I., Ryan, C.M., 2022. Intentions behind common and risky fires in south-eastern Tanzania. *Afr. J. Range Forage Sci.* 39, 124–135. <https://doi.org/10.2989/10220119.2021.2000026>
- Wooster, M.J., Roberts, G., Perry, G.L.W., Kaufman, Y.J., 2005. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 110, 2005JD006318. <https://doi.org/10.1029/2005JD006318>
- WWF, 2012. Miombo Eco-region “Home of the Zambezi” Conservation Strategy: 2011-2020 (No. 07.08(6k)), WWF-Miombo Eco-region Conservation Strategy. WWF-World Wide Fund for Nature, Harare, Zimbabwe.
- WWF, 2001. Fire Management Manual. Southern Africa Regional Programme Office (SARPO), Harare, Zimbabwe.
- Zolho, R., 2005. Effect of fire frequency on the regeneration of miombo woodland in Nhambita, Mozambique.

Anexo 2. Mapeamento de severidade de queimadas

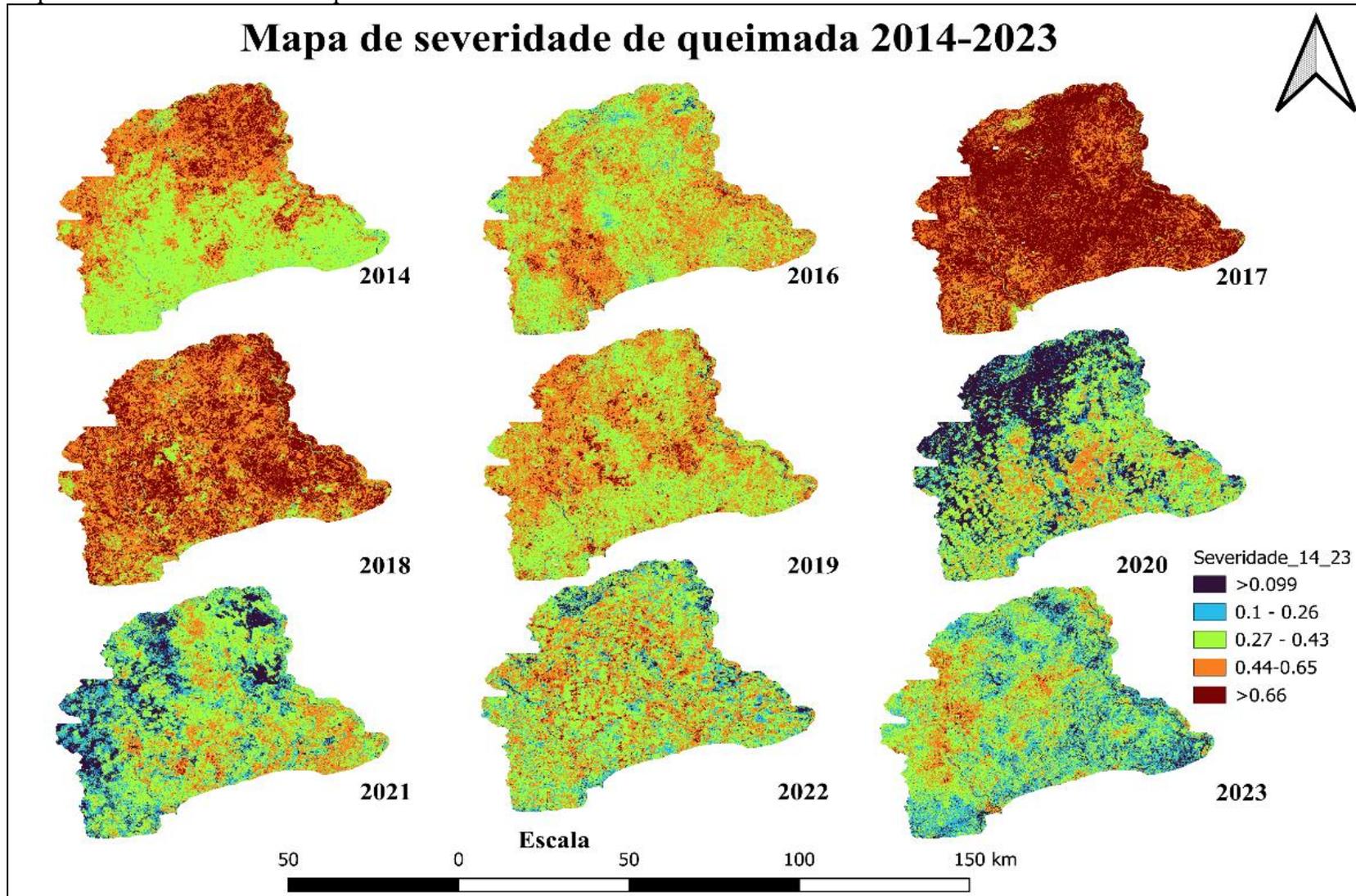


Figura 18. Mapas anuais de severidade de queimadas

Anexo 3. Dados ambientais e socioeconômicos usados na modelagem de risco de queimadas no PNAG.

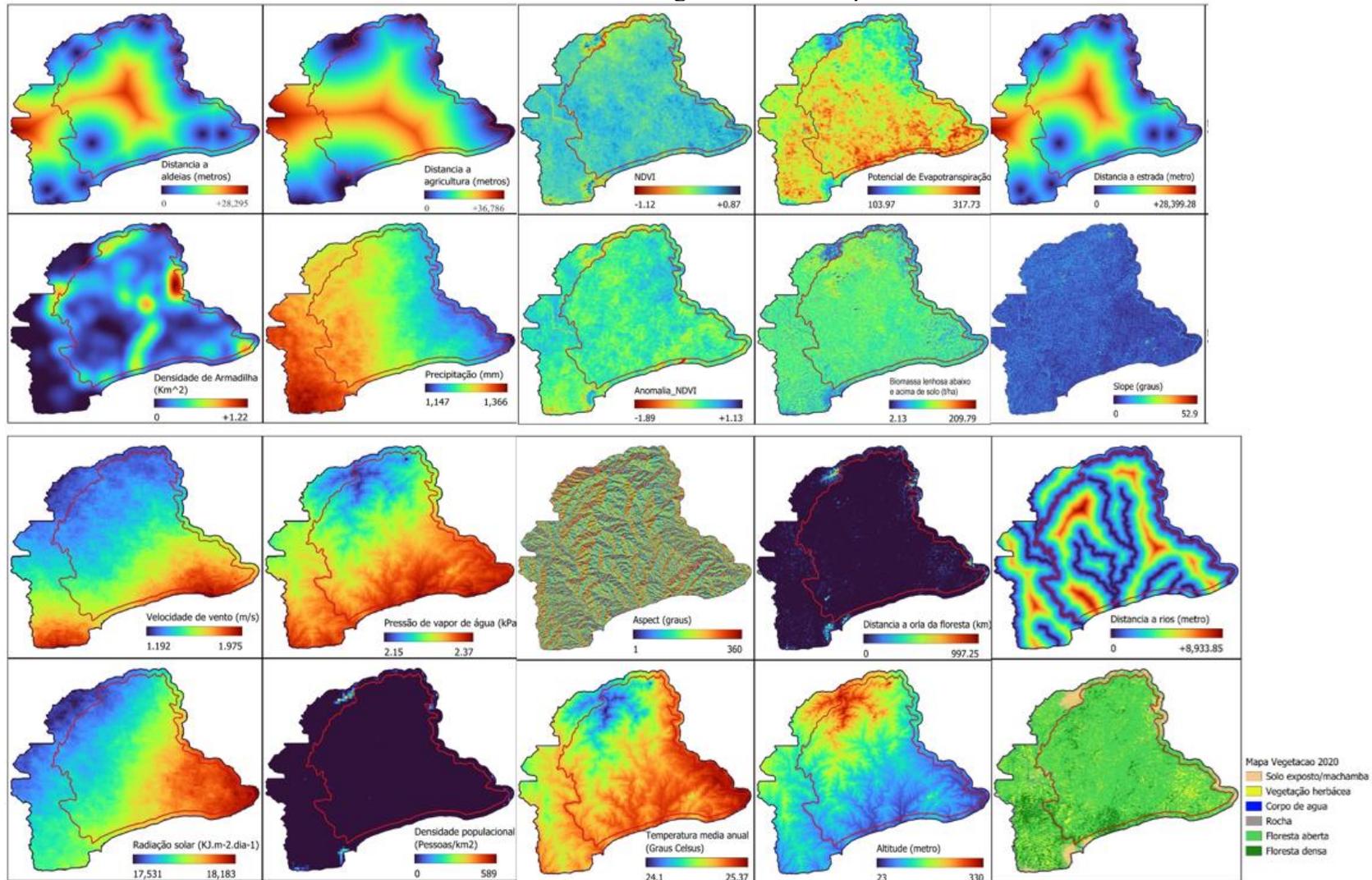


Figura 19. Variáveis usadas no mapeamento de risco de queimadas

Anexo 4. Evidências encontradas no campo da ocorrência de queimadas e possíveis danos na vegetação.



Figura 20. Evidências de pessoas (Sazonais ou viajantes) que confeccionaram alimentos dentro da floresta e não apagaram o fogo (a) e Evidências de uma árvore que foi consumida por completo pelo fogo (b).



Figura 21. Validação de resultados de frequência, severidade e risco de queimadas durante workshop. Definição de estratégias para redução de frequência de queimada no PNAG (a e b), e a partilha das ideias dos envolvidos sobre as estratégias de manejo e época das queimadas fria.

