

Séries de sensoriamento remoto orbital na análise de padrões de ocorrência de fogo nos enclaves campestres e savânicos do Parque Nacional Mapinguari (Amazonas, Brasil)

Orbital remote sensing time series in the analysis of fire occurrence patterns over grasslands and savannah enclaves of the Mapinguari National Park (Amazonas, Brazil)

Series de teledetección orbital en el análisis de patrones de ocurrencia de fuegos en los enclaves de praderas y sabanas del Parque Nacional Mapinguari (Amazonas, Brasil)

Daniel Borini Alves ^{1,2}, Gustavo Henrique Deniz Pinto ², Taína Novaes Martins ³, Tatiane Rodrigues Lima ⁴ e Christian Niel Berlinck ⁵

¹ Universidade do Estado do Pará, Departamento de Geografia, Barcarena-PA, Brasil. daniel.b.alves@uepa.br
ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6658-7017>

² Universidade Estadual do Paraná, Colegiado de Geografia, União da Vitória-PR, Brasil. gustavoogutyy@gmail.com

³ Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Departamento de Geografia e Planejamento, Rio Claro-SP, Brasil. tainanovaesmartins@gmail.com

⁴ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Núcleo de Gestão Integrada de Porto Velho, Porto Velho-RO, Brasil. tatiane.lima@icmbio.gov.br
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9245-6480>

⁵ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros, Atibaia-SP, Brasil. christian.berlinck@icmbio.gov.br
ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9348-3942>

Resumo: O monitoramento e análise da incidência do fogo em ambientes de savana tropical são importantes para a compreensão dos processos ecológicos e da influência humana na dinâmica destas paisagens. Neste sentido, o presente estudo buscou caracterizar os padrões espaço-temporais de ocorrência de fogo dos enclaves de fisionomias campestres e savânicas do Parque Nacional do Mapinguari (Amazonas). Para isto, imagens Landsat foram utilizadas para mapear áreas queimadas no período de 2000-2023, mediante processos semiautomáticos acompanhados de supervisão visual. Adicionalmente, produtos de focos de calor e de porcentagem de arborização foram utilizados para otimizar a data de ocorrência e relacionar as classes de frequência de fogo com o tipo de superfície afetada. Nos últimos 24 anos 356.688,5 ha queimaram, concentrados principalmente no bimestre setembro-outubro, com 60,3% do total da série. Considerando apenas as áreas com fisionomias vegetais abertas dos enclaves, a porcentagem de áreas que apresentou pelo menos uma ocorrência de fogo na série é de 85,6%, sendo o intervalo médio de retorno do fogo mais habitual o de 1 ocorrência a cada 8 anos. Os resultados auxiliam a compreensão da dinâmica de ocorrências de fogo da área, gerando subsídios para sua gestão territorial enquanto área protegida.

Palavras-chave: áreas queimadas; histórico de fogo; sazonalidade; Landsat; savana amazônica.

Abstract: Monitoring and assessing fire incidence in tropical savanna environments is relevant for understanding ecological processes and human impacts on dynamics of these landscapes. In this context, the present study aims to characterize the spatio-temporal patterns of fire occurrence over grasslands and savannah enclaves of the Mapinguari National Park (Amazonas, Brazil). To this end, Landsat multitemporal time series were used to map burned areas in the period 2000-2023, using semi-automatic processes assisted by visual supervision. Additionally, active fire and tree cover datasets were used to optimize fire occurrence dates and relate fire frequencies to the type of surface affected. In the last 24 years 356,688.5 ha were burned, mainly concentrated in the September-October months, accounting for 60.3% of the total in the series. Considering only the areas with open vegetation physiognomies in the enclaves, the areas with at least one fire occurrence correspond to 85.6% of the total, with the most common mean fire return interval being 1 occurrence every 8 years. The results help with understanding the dynamics of fire occurrences in the area, which can support its territorial management as a protected area.

Keywords: burned areas; fire history; seasonality; Landsat; amazonian savannas.

Resumen: El seguimiento y análisis de los incendios en ambientes de sabana tropical son importantes para comprender los procesos ecológicos y la influencia humana en la dinámica de estos paisajes. En este sentido, el presente estudio buscó caracterizar los patrones espacio-temporales de ocurrencia de fuego en los enclaves de praderas y sabanas del Parque Nacional Mapinguari (Amazonas, Brasil). Para ello se utilizaron series Landsat para mapear áreas quemadas en el periodo 2000-2023, mediante procesos semiautomáticos acompañados de supervisión visual. Además, se utilizaron productos de foco activo de fuego y porcentaje de cobertura vegetal arbórea para optimizar la fecha de ocurrencia del fuego y relacionar las clases de frecuencia de incendios con el tipo de superficie afectada. En los últimos 24 años se quemaron 356.688,5 ha, concentrados principalmente en el bimestre septiembre-octubre, con el 60,3% del total. Considerando únicamente las zonas con fisonomías de vegetación abierta en los enclaves, el porcentaje de zonas que presentaron al menos una ocurrencia de incendio en la serie es del 85,6%, siendo el intervalo medio de retorno de incendios más común de 1 ocurrencia cada 8 años. Los resultados ayudan a comprender la dinámica de ocurrencia de incendios en la zona, generando informaciones apoyo para su gestión territorial como área protegida.

Palabras clave: áreas quemadas; histórico de incendios; estacionalidad; Landsat; sabanas amazónicas.

1. Introdução

A região amazônica, para além de abrigar um terço das florestas tropicais do Planeta (HUBBELL *et al.*, 2008), possui aproximadamente 172 mil km² (≈2,6% de seu total) de áreas com predomínio de fisionomias naturais campestres e savânicas (MAPBIOMAS, 2022). Estas áreas constituem importantes redutos de biodiversidade associados à história geológica recente de retração e expansão das florestas tropicais nos períodos terciário e quaternário (CARNEIRO FILHO, 1993; HAFFER; PRANCE, 2002). A conservação da biodiversidade destas fisionomias abertas é importante, já que o seu isolamento biogeográfico, em meio a grandes extensões de floresta tropical, pode resultar em processos de especiação (PRANCE, 1996), o que fragiliza estes ambientes em meio a um contexto crescente de conversão destas áreas naturais para usos agropastoris (CARVALHO; MUSTIN, 2017).

Diferente das áreas de florestas tropicais, que correspondem a ecossistemas sensíveis ao fogo, as áreas de predomínio de fisionomias naturais abertas, tais como as savanas amazônicas, são consideradas paisagens com histórico evolutivo relacionado com a presença do fogo (HARDESTY; MYERS; FULKS, 2005; PIVELLO *et al.*, 2021). Nas áreas de savana tropical da América do Sul, a presença do fogo data-se a períodos anteriores ao registro de assentamentos humanos na região (4 milhões de anos e 14 mil anos atrás, respectivamente) (CASTILLO, 2021; SIMON *et al.*, 2009). Isto indica a existência de regimes naturais de fogo na região, prévios a sua ocupação antrópica, associados à ocorrência de raios, que cumprem um importante papel para a manutenção da diversidade, da estrutura e da ciclagem de nutrientes dos habitats (PIVELLO, 2011; RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000).

Porém, o panorama das últimas décadas é de mudanças significativas desses regimes de fogo por meio de interferências antrópicas, que vão desde a alteração direta dos padrões de ignição, passando ainda pela influência do homem no contexto atual de mudanças climáticas, às quais na região refletem em um quadro de prolongamento das estações secas e consequente favorecimento da ocorrência de grandes incêndios (DURIGAN; RATTER, 2016; SCHMIDT; ELOY, 2020). Mesmo tratando-se de áreas de savana tropical, que evoluíram historicamente com a presença do fogo, a alteração destes regimes pode resultar em impactos severos para componentes da vegetação, fauna, solo e atmosfera (PAUSAS; KEELEY, 2009).

Estes fatores ressaltam os grandes desafios para conservação da biodiversidade dos ecossistemas campestres e savânicos da Amazônia, ressaltando-se a importância do monitoramento e análise dos padrões de ocorrência de fogo com vistas a adequar as estratégias de gestão territorial às especificidades as quais se insere a

dinâmica de suas paisagens. Para isso, as Unidades de Conservação Federais (UC) contam com o Plano de Manejo Integrado do Fogo (PMIF) como instrumento de gestão, que visa o planejamento e adoção de ações que contemplem de uma maneira mais adequada o papel do fogo de acordo com as características dos ecossistemas afetados (BERLINCK; BATISTA, 2020), devendo nele conter informações quanto a incidência e recorrência, tipos de fogo, de vegetação e áreas prioritárias para proteção.

Em termos de avaliação e geração de informações do histórico de fogo, destaca-se o grande potencial proporcionado pelo uso de séries temporais de imagens de sensoriamento remoto orbital, em especial da série Landsat, que permite o mapeamento de áreas queimadas em escala regional desde 1972 (PEREIRA, 2003). O avanço de algoritmos semiautomáticos de detecção de áreas queimadas (BASTARRIKA *et al.*, 2014), combinados às possibilidades de uso gratuito de plataformas de processamento múltiplo de informações geoespaciais (GORELICK *et al.*, 2017), facilitam a geração e análise multitemporal de padrões espaciais e temporais de áreas queimadas nas mais distintas regiões da superfície terrestre. Nesse contexto, muitos trabalhos têm se dedicado ao mapeamento e análise dos padrões de ocorrência de fogo em áreas de savana tropical utilizando séries temporais Landsat. Exemplos desses levantamentos de histórico do fogo estão demonstrados nos estudos realizados no Parque Nacional (PN) da Chapada Diamantina (MESQUITA *et al.*, 2011), PN da Serra do Cipó (ALVARADO *et al.*, 2017), no PN dos Campos Amazônicos (ALVES; PÉREZ-CABELLO, 2017), no PN Serra da Canastra (BATISTA *et al.*, 2018), no PN Chapada das Mesas (CARVALHO *et al.*, 2023), na Reserva Particular do Patrimônio Natural Serra do Tombador (DALDEGAN *et al.*, 2014) e no PN da Serra das Confusões (ARGIBAY; SPARACINO; ESPINDOLA, 2020).

Nesta perspectiva, o presente artigo busca contribuir com a geração de dados de ocorrência de fogo com base na análise de séries temporais de imagens de sensoriamento remoto orbital, com vistas a subsidiar informações para o desenvolvimento de ações de manejo integrado do fogo em áreas de savana amazônica situadas em áreas protegidas. Mais precisamente, o estudo foca nas extensas áreas de enclaves de fisionomias campestres e savânicas situadas no interflúvio do Purus-Madeira do PN do Matinguari, situado no sul do estado do Amazonas, buscando caracterizar os padrões espaciais e temporais de ocorrência de fogo destas áreas nos últimos 24 anos (2000-2023) e responder aos seguintes questionamentos: Com que frequência os enclaves campestres e savânicos do PN Matinguari queimaram nos últimos 24 anos? Quais são os meses do ano mais críticos em termos de número de ocorrências e subtotaís de áreas queimadas? Que tipo de fisionomias são as mais frequentemente afetadas?

2. Materiais e Métodos

2.1. Características da área de estudo

O PN Matinguari (Figura 1) é uma UC de proteção integral criada no ano de 2008, localizada na Amazônia Sul-ocidental. Seu objetivo de criação busca garantir a conservação da biodiversidade, em especial de fragmentos de savana amazônica do interflúvio Purus/Madeira, e promover o desenvolvimento de pesquisas científicas, educação ambiental e uso público. A UC ocupa uma área de 1.776.915 ha, caracterizada por extensas áreas de vegetação florestal associadas a enclaves de fisionomias campestres e savânicas, estabelecidos em grande parte em solo hidromórfico (ICMbio, 2018). Em termos climáticos, a região é caracterizada pela influência de altas temperaturas médias (24°C a 28°C) e altos índices pluviométricos anuais (2.000 mm), com maior concentração nos meses de outubro e abril, enquanto nos meses de maio e setembro predomina um período de seca (MARENGO *et al.*, 2001).

No contexto do presente estudo, foca-se na avaliação das áreas de predomínio de fitofisionomias campestres e savânicas no interior do PN Matinguari (Figura 2), que ocupam aproximadamente 241 mil ha. Esta área se distribui entre 8 principais enclaves presentes na UC, com extensões que variam entre 6.572 ha (aqui nominado "Enclave B") e 55.483 ha ("Enclave G"). O acesso viário (estradas sem pavimentação) se restringia historicamente e de modo consolidado aos Enclaves "A" e "E", sendo no primeiro onde a UC conta com uma base operacional em campo. No entanto os enclaves "H" e "G" estão cada vez mais sob pressão, considerando a recente expansão da malha viária ilegal nesta região a partir do furto de madeira e ampliação da frente de desmatamento na setor sul do Parque, sob influência do Distrito de Vista Alegre do Abunã. Os enclaves "B", "C", "D" e "F" ainda se mostram sob maior dificuldade de acesso, através de percursos por via fluvial e/ou trilhas por área florestal, mas a ausência de informações sobre tais áreas não permite determinar se ainda se encontram efetivamente isolados dos fatores de pressão antrópica.

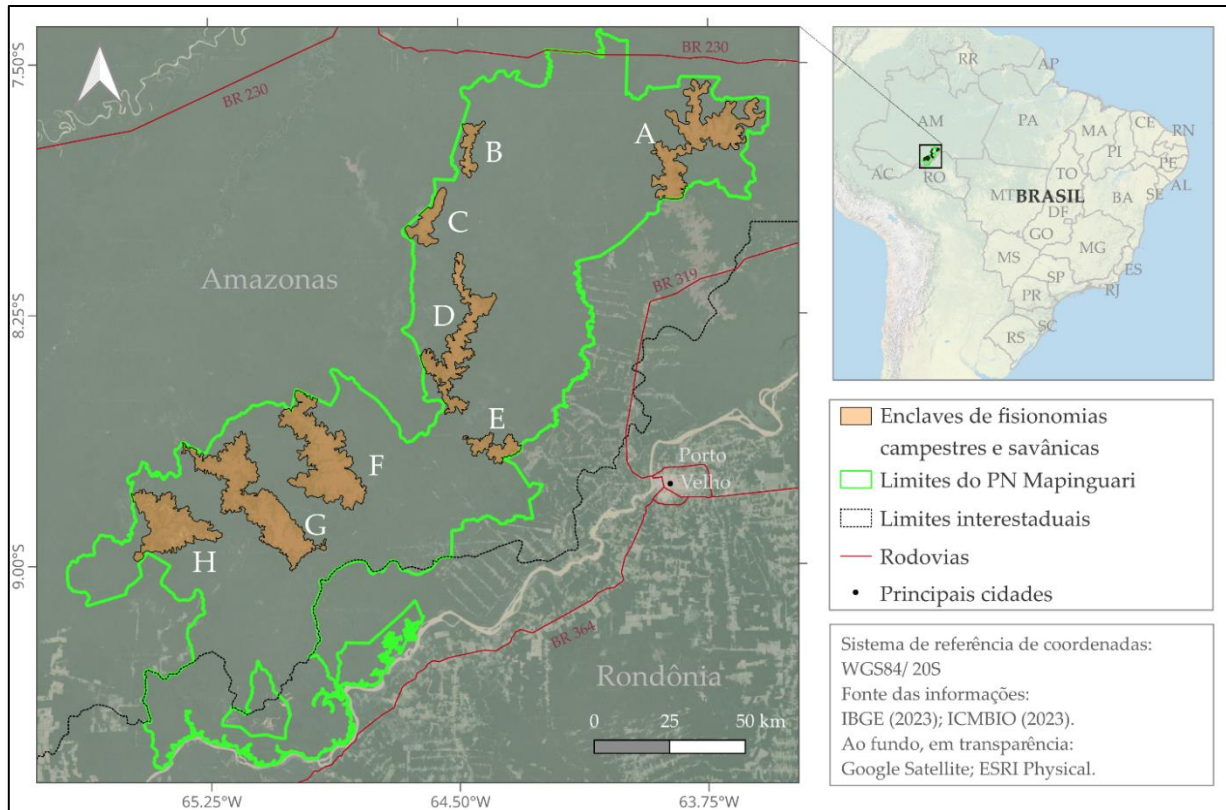


Figura 1. Localização e identificação (“A” a “H”) dos enclaves de fisionomias campestres e savânicas analisados, situados no interior do PN Matinguari.

2.2. Detecção e análise da série temporal de áreas queimadas

O processo de geração e análise do histórico de fogo do PN Matinguari foi realizado em três etapas: i) extração semiautomática de cicatrizes anuais de áreas queimadas; ii) supervisão visual da extensão espacial e otimização da data de cada cicatriz; iii) estratificação e síntese dos dados de áreas queimadas.

Na primeira etapa utilizou-se o algoritmo *Burned Area Mapping* (BAM) (BASTARRIKA *et al.*, 2014) sobre a série multitemporal de imagens Landsat 5, 7, 8 e 9 (TM - *Thematic Mapper*; ETM+ - *Enhanced Thematic Mapper Plus*; e OLI - *Operational Land Imager 1 e 2*, respectivamente) para a detecção de cicatrizes de fogo da área selecionada. Esta série disponibiliza imagens a cada 16 dias (que se reduz a 8 dias em períodos de operação simultânea de mais de um sensor) desde o ano de 1984. O BAM se trata de um algoritmo semiautomático pois exige uma interação inicial do usuário no treinamento de amostras de áreas queimadas sobre uma imagem multiespectral, posteriormente utilizados pelo algoritmo para calcular limiares de variação na reflectância espectral e gerar polígonos de áreas queimadas. Esta ferramenta foi disponibilizada pelo produtor em forma de script para uso junto à plataforma *Google Earth Engine* (GEE) (GORELICK *et al.*, 2017), permitindo o seu uso gratuito e otimizado através do acesso direto as coleções de imagens nos servidores da plataforma.

Em termos mais detalhados, inicialmente foi gerada uma imagem composição anual, completando uma série histórica de 24 anos (entre 2000 e 2023), agrupando todas as imagens disponíveis no período em um único registro anual, composto pelo conjunto de valores espectrais do sensor na data do ano em que atinge o seu valor máximo do índice espectral *Normalized Burned Index* (KEY; BENSON, 2006). Este índice é especialmente sensível a variações espectrais associadas aos efeitos imediatos do fogo em ambientes de savana tropical, sendo habitualmente utilizada na literatura para detecção e análise de áreas afetadas pelo fogo (LENTILE *et al.*, 2006). O recorte temporal aqui definido se refere a todo o período de coincidência de operação entre a série Landsat e o produto de áreas queimadas MCD64A1 V061 (GIGLIO *et al.*, 2018) do sensor MODIS (*Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer*), este último utilizado como dado auxiliar para detectar possíveis omissões de cicatrizes de queimadas durante o processo de supervisão. Se trata de um produto com resolução espacial inferior a Landsat, mas que é produzido com base na série de reflectância de superfície com resolução temporal diária, sendo reconhecido por ter um maior nível de acerto na detecção de área queimada em comparação a outros produtos de

média/baixa resolução espacial, e destacado pelo nível muito baixo de erros de comissão (ALVES *et al.*, 2018; MOUILLOT *et al.*, 2014).



Figura 2. Visão panorâmica das fisionomias abertas da área, em sobrevoo em veículo aéreo não tripulado em áreas do Enclave “A” nas cercanias da base operacional da UC. Fonte: D.B. Alves, agosto de 2023.

Sobre cada imagem anual, composta em falsa cor para facilitar a diferenciação visual de alvos afetados/não afetados pelo fogo com as bandas *Short-wave Infrared 2* (SWIR₂), *Near Infrared* (NIR) e *Red* (R) (R-G-B/7-4-3 para os sensores TM e ETM+; e 7-5-4 para os sensores OLI e OLI-2), realizou-se o treinamento de detecção de áreas queimadas (indicação de pontos notoriamente queimados na imagem anual, em um arquivo vetorial anual, tendo a quantidade de pontos de treinamento variando entre 150 e 500), que posteriormente foi integrado ao algoritmo para a extrapolação da detecção de áreas afetadas pelo fogo sobre toda a imagem composição anual.

A segunda etapa constitui-se de um esforço de supervisão visual das cicatrizes anuais de queimadas, mediante edição manual das mesmas no software QGIS 3.32 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2023), em escala fixa de 1:15.000, visando superar possíveis erros de omissão (incluindo áreas efetivamente queimadas não contabilizadas pelo algoritmo) e comissão (excluindo áreas efetivamente não queimadas contabilizadas como queimadas pelo algoritmo). Cabe ressaltar que a geração de cicatrizes de fogo mediante método de interpretação visual é considerada de confiabilidade superior a detecção mediante métodos automáticos e semiautomáticos (BOWMAN *et al.*, 2003), sendo muitas vezes desconsiderada por ser custosa em termos de tempo, que praticamente inviabiliza sua aplicação em vastas áreas e séries temporais longas.

Este processo de supervisão contou ainda com um esforço de individualização e otimização da data de detecção de cada cicatriz de fogo, com base na consulta de produtos de maior resolução temporal (produtos de focos de calor - MCD14DL V006; VIIRS-NPP; VIIRS-NOA20; e GOES16; e o produto de área queimada MCD64A1 V061), em conjunto com todas as imagens Landsat disponíveis. Os produtos de focos de calor foram obtidos através do Portal Queimadas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2023), enquanto que o produto MCD64A1 foi acessado através da plataforma GEE. Neste processo, cada cicatriz foi consultada pela presença/ausência de focos de calor e/ou pixel de área queimada do produto MCD64A1 V061. Quando a presença incluía detecções múltiplas, com datas com diferença superior a 8 dias sobre determinada cicatriz, ela foi marcada para uma nova rodada de supervisão, considerada como um potencial evento múltiplo que acabou sendo generalizado pelo BAM como um único evento. Tais eventos foram reavaliados caso a caso, realizando-se a individualização de novos polígonos mediante digitalização sobre a série Landsat quando confirmado tratar-se de evento múltiplo. Neste mesmo processo, a data de detecção de cada evento foi otimizada quando sua detecção por produto de calor/área queimada ocorreu em até 48 dias prévios à data de detecção obtida com a série Landsat.

A terceira e última etapa consistiu na estratificação e síntese dos dados anuais de áreas queimadas, realizada no *software* R (RCT, 2019), onde aplicou-se álgebras de mapas à base multitemporal supervisionada de áreas queimadas para gerar mapeamentos de frequência e último ano de queima, assim como se extraiu uma tabela de classes que explicitou os subtotais anuais de áreas queimadas para caracterizar a dinâmica de ocorrência de fogo da área. As cicatrizes ainda foram subdivididas de acordo com o bimestre da data de detecção e o tamanho do fogo, sendo no segundo caso classificadas em cinco categorias com base na distribuição logarítmica dos dados (≤ 10 ha; 11-100 ha; 101-1.000 ha; 1.001-10.000 ha; >10.000 ha). A estratificação dos dados por tipo de cobertura vegetal afetada pelo fogo contou com o uso do produto *Tree Cover Continuous Field* (SEXTON *et al.*, 2013), datada do ano inicial da série temporal analisada, que possui 30 metros de resolução espacial, sendo aqui dividido em três categorias de cobertura vegetal arbórea: entre 0 e 15% (baixa); entre 16% e 30% (média); e maior que 30% (média alta/alta). Tal subdivisão reproduz as categorias utilizadas em estudo prévio realizado por Alves e Pérez-Cabello (2017) em outras áreas de fisionomias abertas da Amazônia.

3. Resultados

3.1. Variação anual da extensão espacial e sazonalidade do fogo

Nos últimos 24 anos, um total de 356.688,5 ha queimados foram registrados no interior dos enclaves de fisionomias campestres e savânicas do PN Matinguari, distribuídos em 453 ocorrências de fogo (Tabela 1). Em relação ao tamanho das ocorrências, 73,7% do total estiveram incluídos entre as categorias de 11-100 ha (171 ocorrências) e 101-1000 ha (163 ocorrências). Registraram-se ainda um total de 7 ocorrências em que a área total superou os 10.000 ha, sendo duas delas vinculadas ao ano de 2010, que apresentou o maior subtotal anual da série, com 49.835,3 ha queimados, correspondente a aproximadamente 18,4% da área total do conjunto de enclaves. Os subtotais observados para cada enclave podem ser observados no “Material Suplementar A” (Tabela A1).

Tabela 1. Número de ocorrências (N) de fogo e total de área queimada anual divididos por classes de tamanho.

Ano	Número de ocorrências por categorias de tamanho					N total	Tamanho da maior ocorrência de fogo (ha)	Área total queimada (ha)
	≤ 10 ha	11 - 100 ha	101 - 1.000 ha	1.001 - 10000 ha	> 10000 ha			
2000	11	12	6	1	0	30	4.414,0	6.195,7
2001	2	16	22	3	0	43	5.768,0	18.573,7
2002	3	20	15	1	0	39	2.538,7	6.783,4
2003	4	11	14	5	1	35	11.618,6	28.929,9
2004	6	23	13	3	0	45	4.216,8	15.706,5
2005	12	20	18	4	0	54	9.189,9	24.586,8
2006	1	7	12	6	0	26	7.286,6	27.577,8
2007	1	11	6	4	0	22	6.096,4	21.837,6
2008	3	8	4	3	0	18	8.013,9	14.420,9
2009	1	6	2	1	0	10	1.846,0	3345,3
2010	1	1	3	5	2	12	13.872,8	49.835,3
2011	2	1	2	2	0	7	9.343,4	11.900,9
2012	0	0	2	3	1	6	14.849,0	25.309,9
2013	2	3	1	0	0	6	812,3	1.012,0
2014	0	4	5	3	0	12	8.555,0	14.430,0
2015	0	2	4	0	1	7	12.831,4	15.880,2
2016	2	3	1	0	1	7	21.343,1	21.870,7
2017	0	4	1	2	0	7	4.030,2	7.444,6
2018	2	7	8	0	0	17	513,8	2250,6
2019	1	5	3	2	0	11	2.033,8	5.173,1
2020	1	3	5	2	0	11	3.901,3	7.779,9
2021	1	0	3	1	1	6	13.551,0	16.035,0
2022	1	3	6	2	0	12	1.345,5	4.956,4
2023	1	1	7	1	0	10	1.156,4	4.852,3
Soma	58	171	163	54	7	453	169127,7	356688,5

Média	2,4	7,1	6,8	2,3	0,3	18,9	7047,0	14862,0
-------	-----	-----	-----	-----	-----	------	--------	---------

Além de 2010, destacam-se ainda os subtotais anuais de áreas queimadas dos anos de 2003, 2005, 2006, 2007, 2012 e 2016, todos com mais de 20.000 ha anualmente afetados pelo fogo. O último ano mencionado apresentou o maior registro de toda a série temporal, onde um único evento atingiu 21.343,1 ha no início de setembro, atingindo 42,3% de toda a extensão do “Enclave F”. É neste mesmo enclave que ocorreram três dos 7 incêndios com mais de 10.000 ha registrados no conjunto da série, sendo os demais ocorridos no “Enclave G” (duas ocorrências), “Enclave D” e “Enclave A” (ambos com uma ocorrência).

Em relação a variação interanual do número de ocorrências da série, observa-se que os anos iniciais da série são marcados por um elevado subtotal anual em comparação aos anos posteriores analisados, com destaque para os anos de 2004 e 2005, onde se registraram 45 e 54 ocorrências, respectivamente. Observa-se, entretanto, que um número reduzido de ocorrências não necessariamente reflete em um subtotal anual de área queimada reduzido, tendo como exemplos marcantes os anos de 2012 e 2016, ambos apresentando valores próximos ao mínimo de ocorrências de fogo da série (7 e 6, respectivamente), mas que apresentaram subtotais de áreas queimadas de 25.309,9 ha e 16.035,0 ha, respectivamente. Contrastando a série em dois segmentos divididos pelo ano de criação da UC, partiu-se de número de ocorrências médio de $34,7 \pm 11,7$ (média \pm desvio padrão) no período de 2000-2008, para $9,4 \pm 3,2$ no período de 2009-2023.

Em termos de distribuição intra-anual dos dados de área queimada, o protagonismo das ocorrências detectadas nos bimestres julho-agosto e setembro-outubro é evidenciado tanto na disposição gráfica dos subtotais anuais (Figura 3), quanto na cartografia anual (Figura 4). Juntos, os dois bimestres agregam 67,1% do número de ocorrências e 92,9% do total de área queimada da série, sendo que, respectivamente, 38,2% e 60,3% destes montantes estão relacionados apenas ao bimestre setembro-outubro.

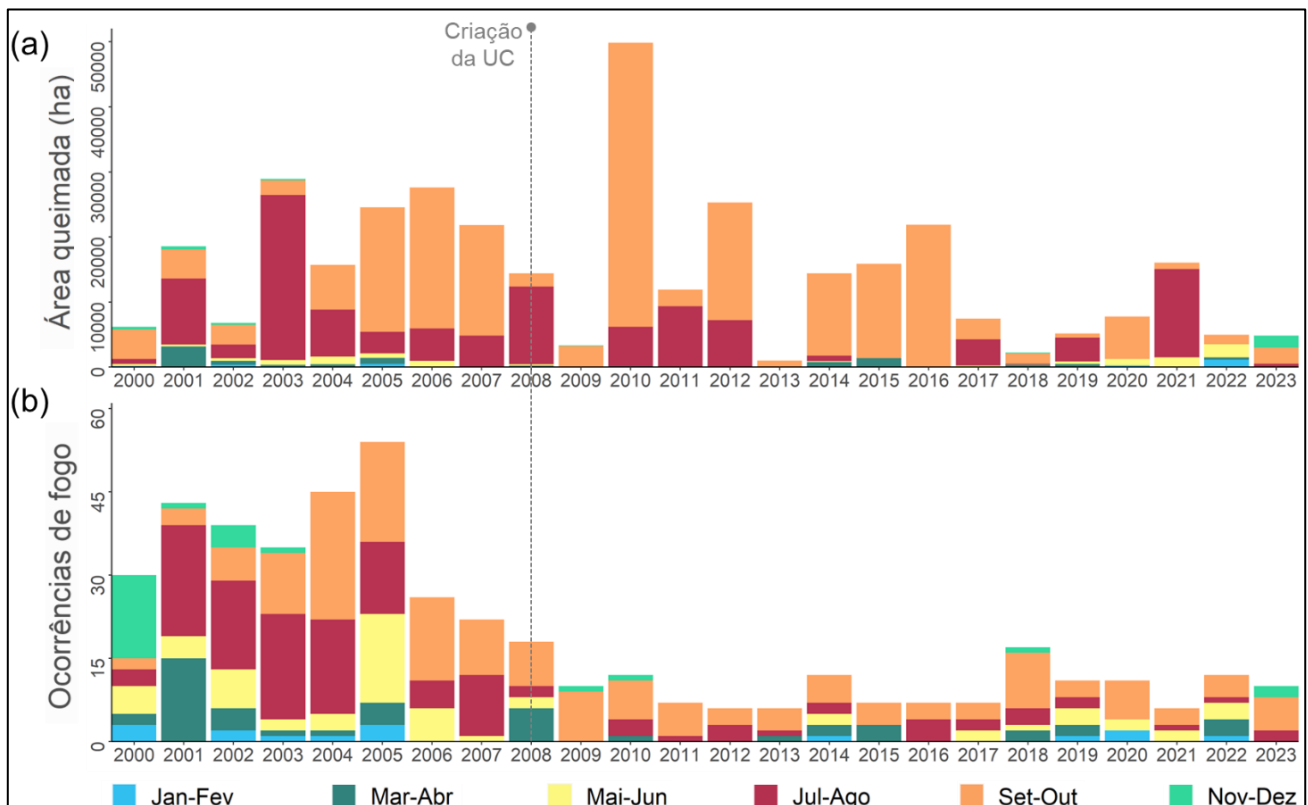


Figura 3. Variação anual de área queimada (a) e número de ocorrências de fogo (b), nos enclaves de fisionomias campestres e savânicas do PN Mapinguari, classificados por bimestre de detecção das ocorrências. A linha pontilhada situada no ano de 2008 ressalta o ano de criação do PN Mapinguari.

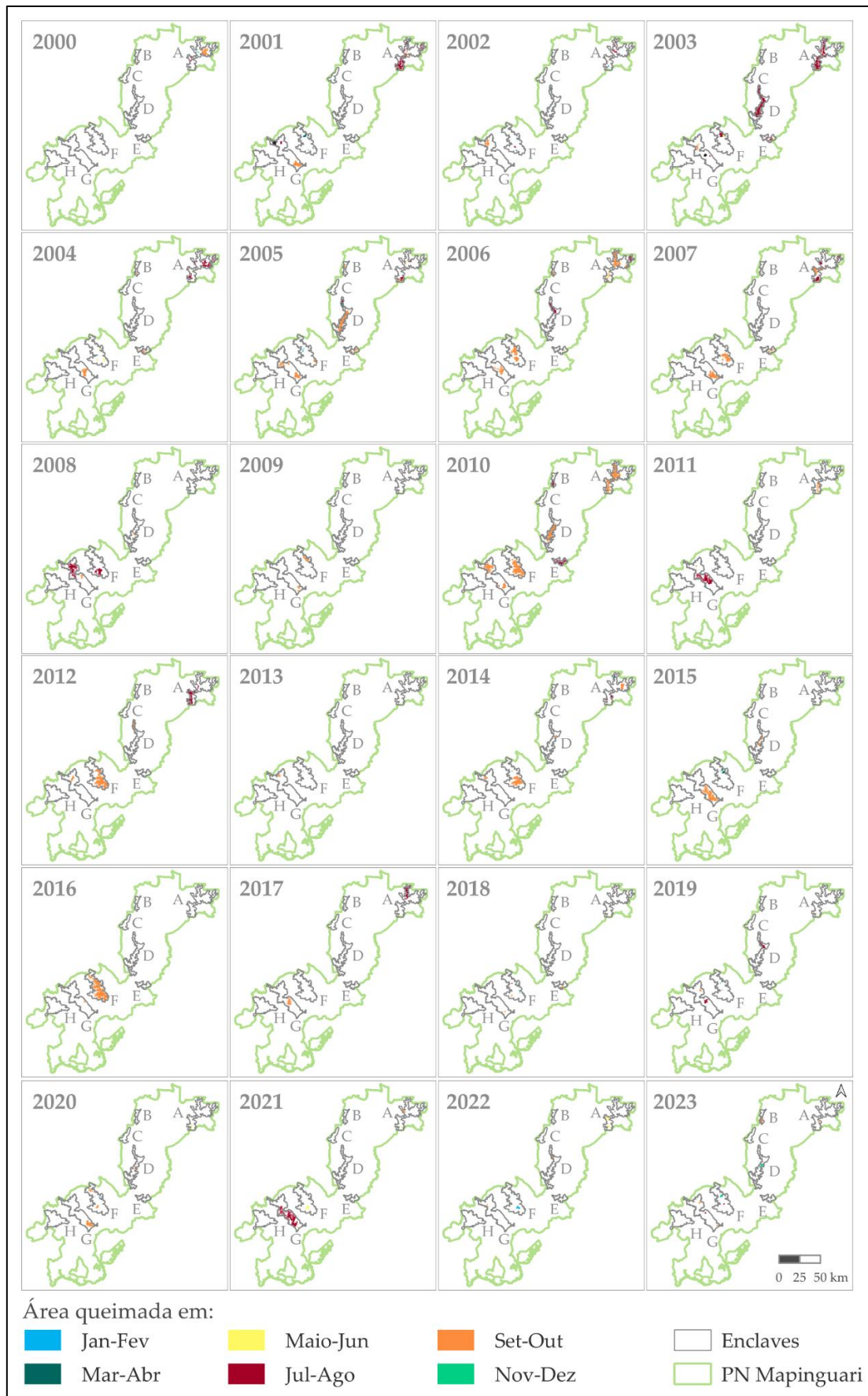


Figura 4. Cartografia anual de áreas queimadas nos enclaves de fisionomias campestres e savânicas do PN Mapinguari classificados por bimestre de detecção das ocorrências. Áreas em branco no interior dos enclaves correspondem a áreas não queimadas no respectivo ano.

3.2. Análise da frequência e do tipo de fisionomias afetadas pelo fogo

A sobreposição dos dados anuais de áreas queimadas revela que ao menos 41,4% da área total dos enclaves de fisionomias campestres e savânicas do PN Matinguari já registrou ao menos 1 ocorrência de fogo ao longo dos últimos 24 anos. Entretanto, quando avaliada por enclave (Tabela 2), observa-se que os enclaves "A" e "E" são os que apresentam maior proporção afetada por pelo menos uma ocorrência de fogo (com 61,4% e 51,0%, respectivamente), que contrastam com os enclaves "C" e "H", que apresentaram as porcentagens mais reduzidas, com 1,7% e 1,2%, respectivamente. Tais constatações podem ser observadas de uma maneira espacialmente explícita na Figura 5.

Entre as áreas que apresentaram pelo menos uma ocorrência de fogo na série, aquela que contabilizou um total de 3 ocorrências nos 24 anos analisados, ou seja, uma recorrência média de fogo de 1 vez a cada 8 anos, é a mais representativa, totalizando 19.379,5 ha (8,1% da área total do conjunto de enclaves). No desmembramento dos dados por enclaves, esta mesma categoria é a mais representativa 3 dos 8 enclaves analisados (enclaves "A", "D" e "F"). Destacam-se ainda os 18.583,9 ha (7,7% da área total do conjunto de enclaves) que apresentaram uma recorrência média de fogo de 1 vez a cada 6 anos, que é a segunda mais representativa entre as categorias avaliadas para o conjunto de enclaves, e que lidera a proporção de frequência no enclave "G". Por fim, ressalta-se que nos enclaves "C" e "H" as proporções reduzidas de suas extensões que foram afetadas pelo fogo apresentaram uma única ocorrência de fogo na série.

Tabela 2. Tabela de contingência das categorias de frequência de áreas queimadas em cada enclave analisado.

Frequência de fogo	Proporção (%) de frequência de fogo em relação a área de cada enclave								Proporção total (%)	Área total (ha)
	A	B	C	D	E	F	G	H		
1	9,46	10,70	1,67	8,60	15,06	5,78	7,52	1,18	6,93	16.684,74
2	9,80	7,93	0,00	6,77	11,74	6,85	5,64	0,00	6,11	14.705,46
3	13,86	4,97	0,00	12,45	12,94	7,78	6,81	0,00	8,05	19.379,52
4	10,09	3,12	0,00	11,53	7,44	5,42	12,21	0,00	7,72	18.583,83
5	7,69	4,14	0,00	4,51	2,39	7,20	10,13	0,00	6,06	14.590,98
6	5,25	1,60	0,00	0,79	1,25	6,07	5,27	0,00	3,65	8.779,95
7	2,60	0,84	0,00	0,01	0,21	3,73	1,58	0,00	1,65	3.976,74
8	1,64	0,39	0,00	0,00	0,00	2,25	0,17	0,00	0,82	1.976,22
9	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,65	0,01	0,00	0,28	669,15
10	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,10	235,98
11	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,01	31,95
12	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,20
Sem fogo	38,60	66,33	98,33	55,36	48,97	53,94	50,66	98,82	58,63	141176,55

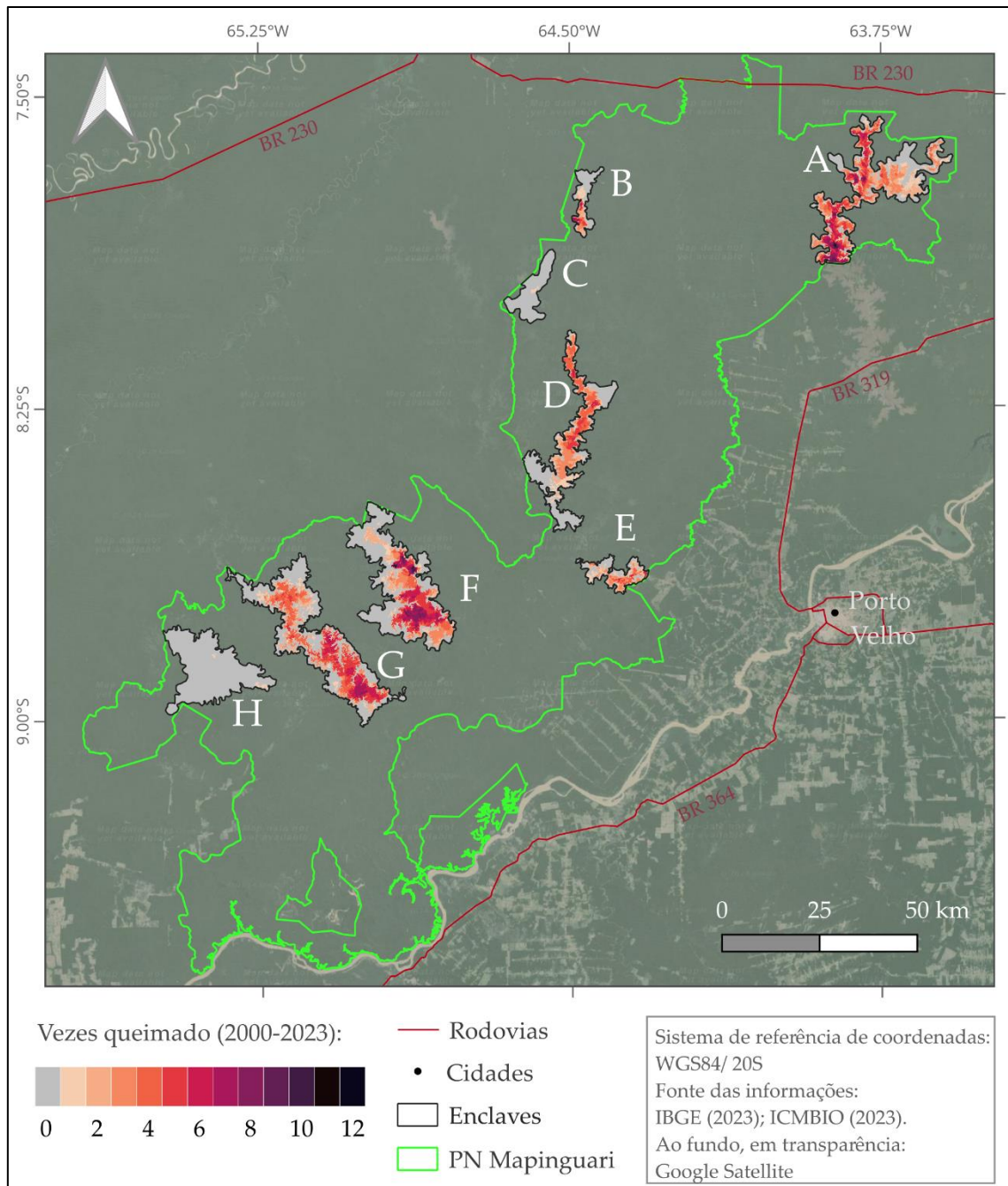


Figura 6. Mapa de frequência de áreas queimadas no período de 2000 a 2023 nos enclaves de fisionomias campestres e savânicas do PN Matinguari.

Em termos de tipo de cobertura vegetal afetada, observou-se que as áreas mais frequentemente afetadas pelo fogo correspondem predominantemente a fisionomias mais abertas em comparação às áreas mais arborizadas situadas no interior dos enclaves (Figura 6).

Mais especificamente, constatou-se que 89,8% das áreas não queimadas ao longo da série correspondem a superfícies onde há uma maior proporção de vegetação de porte arbóreo (com >30% de arborização), situadas principalmente nas áreas de mata ciliar, em fragmentos florestais, ou nas transições para as áreas de floresta nas bordas dos enclaves. Por outra parte, nas áreas onde o fogo é mais frequente (categorias entre 7-8 vezes queimados; ou com 9 ou mais ocorrências) verifica-se uma predominância de áreas com arborização entre 0-15%, que correspondem, respectivamente, 64,0% e 73,1% da extensão destas categorias de frequência. Por fim, é possível destacar que 85,6% das áreas com fisionomias vegetais mais abertas dos enclaves (arborização ≤ 30%) queimaram pelo menos uma vez nos últimos 24 anos.

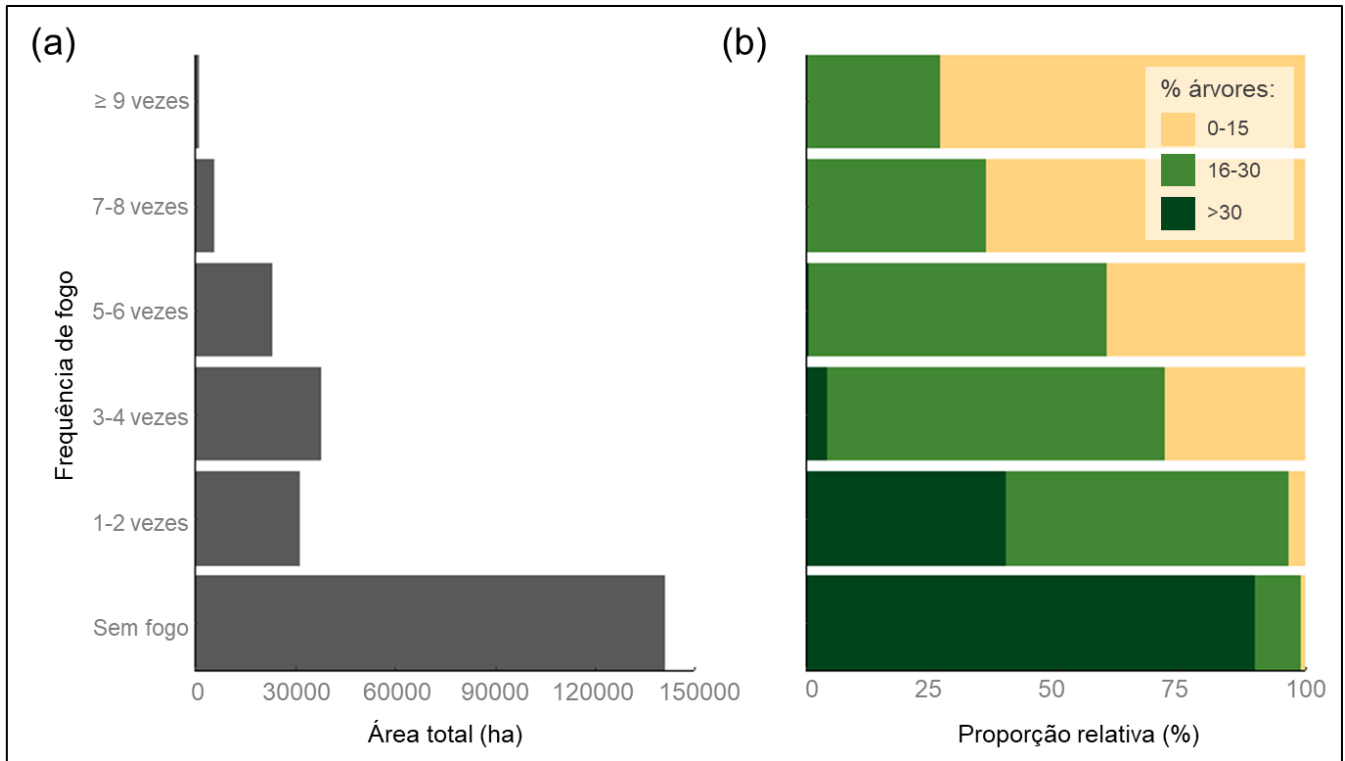


Figura 7. Relações entre área queimada por classe frequência de fogo (a) e sua proporção relativa em termos de tipo de cobertura afetada (b), categorizada de acordo com a porcentagem de cobertura vegetal arbórea.

4. Discussão

4.1. Considerações sobre a variação anual de ocorrências e subtotais de áreas queimadas

Nos enclaves de fisionomias campestres e savânicas do PN Matinguari, a variação interanual de áreas queimadas da série analisada (2000-2023) é marcada por um pico muito alto ocorrido no ano de 2010, com 49.835,3 ha queimados, valor que corresponde a 1,7 vezes o registrado no segundo subtotal anual de toda a série (no ano de 2003, com 28.929,9 ha queimados). Um importante fator explicativo deste pico se relaciona com o registro de seca severa na Amazônia (MARENCO *et al.*, 2011), que deixam a vegetação desidratada e pré-aquecida, facilitando a ignição e a propagação do fogo. Mais especificamente, tal ano foi marcado por uma alta oscilação positiva tanto do *El Niño* Oscilação Sul (ENOS), quanto da Oscilação Multidecadal do Atlântico (OMA), a segunda especialmente relacionada ao prolongamento do período de seca e o aumento de ocorrências de fogo no sul e sudeste da Amazônia (CHEN *et al.*, 2011).

A estes fatores climáticos regionais, se soma o fato que o ano prévio este pico, 2009, é marcado por subtotais de área queimada muito reduzidos em relação ao conjunto da série. Este fator favorece a existência de extensas áreas com acúmulo de material combustível contínuo, potencializando a probabilidade de registro de altas áreas queimadas no período seco do ano subsequente, como observado em outros estudos que levantam o histórico anual de áreas queimadas no PN dos Campos Amazônicos (ALVES; PÉREZ-CABELLO, 2017), no PN da Serra do Cipó (ALVARADO *et al.*, 2017) e no PN da Serra das Confusões (ARGIBAY; SPARACINO; ESPINDOLA, 2020).

Ainda em relação a variação interanual da série temporal, observou-se que a o ano de criação do PN Matinguari coincidiu com uma acentuada redução do número de ocorrências de fogo na área média de 34,7 ocorrências anuais entre 2000-2008 para 9,4 entre 2009-2023. Tal diminuição se explica principalmente pela redução de número de ocorrências de fogo ocorridas nos enclaves “A” e “E” (ver em detalhe a Tabela A1, no Material Suplementar A), os dois enclaves com acesso viário mais consolidado da área. A criação e estabelecimento da UC inibiu o processo de ocupação ilegal da área, onde o fogo era usado principalmente para a abertura e estabelecimento de pastagens. A isto se soma a gestão e a criação de uma brigada de prevenção e combate a incêndios, atuando na UC desde o ano de 2011.

Um maior controle sobre o número de ignições antrópicas nos enclaves pode ser considerado um importante avanço obtido com a criação da UC. Porém, observou-se que esta redução não se vê claramente refletida nos subtotais anuais de áreas queimadas de 2009-2023, que registou em pelo menos 5 dos seus 15 anos subtotais anuais acima da média da série como um todo (14.862,0 ha), incluindo o pico extraordinário ocorrido em 2010. Especialmente alarmantes são as ocorrências de incêndios superiores a 10.000 ha, sendo que 6 dos 7 registrados na série ocorreram após o ano de 2009.

Mesmo se tratando de enclaves com predomínio de áreas de fisionomias campestres e savânicas, que evoluíram com a presença do fogo e apresentam diversos mecanismos de resiliência e resistência a este distúrbio, a ocorrência de grandes incêndios incorre a impactos negativos, associados, entre outros aspectos, a uma alta proporção de fisionomias sensíveis atingidas (por exemplo, áreas florestais situadas em matas ciliares ou na transição com as áreas de floresta dos arredores) e altos custos nas operações de combate (PIVELLO *et al.*, 2021; SCHMIDT; ELOY, 2020). O fato de se tratarem de enclaves, áreas isoladas biogeograficamente, atua como um importante agravante, já que além de suas áreas poderem abrigar possíveis processos de especiação em andamento, a ocorrência de grandes incêndios pode impactar espécies sensíveis (ALVES; PÉREZ-CABELLO, 2017; PRANCE, 1996).

Em que pese que não há registros sistemáticos da causa das ocorrências de fogo para a área, o isolamento viário e a reduzida circulação humana em 6 dos 8 enclaves sugerem que há uma parte não negligenciável de ocorrências causadas por raios, que quando ocorrem em períodos críticos de seca e incidem sobre extensas áreas não manejadas, com alto acúmulo de material combustível, resultam também em incêndios de grandes proporções. Ressalta-se ainda que a falta de acesso viário é fator que dificulta a logística de operações de combate, dando lugar a incêndios como os registrados em 2016 e 2012 no enclave “F” (21.343,1 ha e 14.849,0 ha), e em 2021 no “enclave D” (13.551,0 ha), os três maiores registros de toda a série.

Para afrontar este panorama de grandes incêndios, o uso de queimas prescritas, a exemplo de UCs do Cerrado e também de outras áreas com enclaves de fisionomias campestres e savânicas da Amazônia, pode trazer resultados positivos (BERLINCK; LIMA, 2021; SCHMIDT *et al.*, 2018). A elaboração do PMIF do PN Matinguari, além de trabalhos com as comunidades do entorno, pode considerar o uso do fogo com fins ecológicos, tanto para fragmentar a continuidade das áreas com alto acúmulo de combustível, como para favorecer espécies e ambientes adaptados e proteger ambientes sensíveis (CAMBRAIA, 2024).

É importante adicionar que o panorama de mudanças climáticas previsto para as próximas décadas pode impactar diretamente no prolongamento das estações secas anuais na Amazônia Meridional (FLANNIGAN *et al.*, 2013), tendo como possível consequência o aumento de ocorrências de grandes incêndios, o que demandam a consolidação de ações planejadas a curto, médio e longo prazo para gestão do fogo da área. É relevante ressaltar ainda a importância de que tais ações sejam combinadas com a condução de estudos científicos que auxiliem na compreensão da relação do fogo com a biodiversidade da área, que devem orientar as decisões de manejo.

4.2. Análise dos meses mais críticos, dos padrões de frequência e dos tipos de fisionomias afetadas

A avaliação intraanual dos dados revelam uma forte concentração das ocorrências de fogo e da área queimada nos meses críticos do período de seca anual, principalmente nos bimestres julho-agosto e setembro-outubro, que agregam 67,1% do número de ocorrências e 92,9% do total de área queimada. Este protagonismo dos meses centrais e finais de seca, principalmente dos meses de agosto, setembro e outubro, se explica por se tratar dos meses em que a vegetação apresenta um maior estresse hídrico, tornando-as mais inflamáveis e mais propensas a propagação do fogo (ARCHIBALD *et al.*, 2013). Ocorrências de fogo nos meses centrais e finais da estação anual de seca são genericamente caracterizados como mais intensos (ANDERSEN; COOK; WILLIAMS, 2001; RISSI *et al.*, 2017) e conseqüentemente com maior potencial de consumo do material combustível (ALVES *et al.*, 2022) em comparação a ocorrências em outros meses do ano.

Em relação aos padrões de frequência de fogo, observou-se que 41,4% da área total dos enclaves apresentou pelo menos uma ocorrência de fogo nos últimos 24 anos, sendo 8,1% deste montante correspondente a áreas que queimaram com uma recorrência média de um 1 fogo a cada 8 anos. Em combinação com os dados de porcentagem de cobertura vegetal arbórea, constata-se um padrão hierárquico, onde o aumento da frequência de fogo coincide com subtotais gradualmente superiores de fisionomias mais abertas afetadas (arborização $\leq 30\%$). Tal padrão reproduz os observados em áreas de enclaves de fisionomias campestres e savânicas do PN dos Campos Amazônicos por Alves e Pérez-Cabello (2017). Ainda nesta avaliação do tipo de superfície afetada, também se revelou que os 58,2% da área sem registro de fogo na série correspondem predominantemente a fisionomias

florestais (matas ciliares, fragmentos florestais e florestas situadas nas áreas de transição nas bordas dos enclaves) enquanto que 85,6% das áreas com fisionomias vegetais mais abertas (arborização $\leq 30\%$) queimaram pelo menos uma vez nos últimos 24 anos. Por possuírem um estrato vegetal herbáceo mais contínuo, que favorece a propagação do fogo, as fisionomias abertas são mais propensas a maiores frequências de fogo em comparação a fisionomias mais arborizadas em ambientes de savana tropical (PEREIRA JÚNIOR *et al.*, 2014).

A ocorrência e o padrão de distribuição destas áreas florestais, e o isolamento em termos de acesso viário, são fatores explicativos para que determinados enclaves analisados (como os enclaves “C” e “H”) apresentem percentual reduzido de ocorrências de fogo na série. Em um comparativo com os demais enclaves, a conectividade das áreas de fisionomias abertas é bastante reduzida pelo padrão de distribuição das formações florestais, mais adensados e conectados, dificultando a propagação do fogo e tornando eventuais ocorrências menos extensas. Em contrapartida, os enclaves “A” e “E”, com acesso viário mais consolidado, apresentaram o maior número de ocorrências da série, relacionados principalmente pelo uso do fogo para o estabelecimento e manejo de paisagens por ocupações prévias a criação do PN Mapinguari. Em termos de classes de frequência de fogo, áreas com 3 ou 4 ocorrências de fogo (nos 24 anos analisados) preponderam em relação as demais áreas que apresentaram pelo menos um evento de fogo na série. Tais frequências também convergem com as registradas no enclave do PN dos Campos Amazônicos (ALVES; PÉREZ-CABELLO, 2017), que pela proximidade espacial, aproximadamente 200 km de distância do PN Mapinguari, constitui-se como um importante *proxy* para os padrões aqui analisados.

5. Conclusões

O uso de séries multitemporais orbitais permitiu gerar uma base dados anual de áreas queimadas, para os últimos 24 anos (2000-2023), agregando dados relevantes sobre a dinâmica do fogo no território estudado. A análise de toda série completa revela que um total de 356.688,5 ha queimaram nos enclaves de fisionomias campestres e savânicas do PN Mapinguari, revelando que ao menos 41,4% da área já registrou ao menos 1 ocorrência de fogo ao longo deste período. Considerando apenas as áreas com fisionomias vegetais abertas (arborização $\leq 30\%$), a porcentagem de áreas que apresentaram pelo menos uma ocorrência de fogo é de 85,6%, sendo a frequência mais habitual a de 1 ocorrência a cada 8 anos.

A criação do PN Mapinguari, no ano de 2008, resultou em uma diminuição do número de ocorrências de fogo no interior dos enclaves, mas que não necessariamente refletiu na redução de subtotaís anuais de área queimada. Especialmente alarmantes são as ocorrências de incêndios superiores a 10.000 ha, sendo que 6 dos 7 registros observados ao longo da série analisada ocorreram após o ano de 2009.

Em termos de distribuição interanual das ocorrências, uma forte influência dos meses centrais e finais do período de seca (bimestres julho-agosto e setembro-outubro) foi registrada, reunindo 67,1% do número de ocorrências e 92,9% do total de área queimada do total da série, remarcando a importância da sazonalidade no padrão de ocorrência de ecossistemas savana amazônica. Por fim, em termos de tipos de superfícies afetadas pelo fogo na série, detectou-se um padrão hierárquico, onde o aumento da frequência de fogo coincide com subtotaís gradualmente superiores de fisionomias mais abertas (arborização $\leq 30\%$) afetadas.

As informações geradas contribuem com a compreensão dos padrões espaço-temporais de ocorrências de fogo dos enclaves analisados, agregando informações sobre a frequência, extensão espacial, sazonalidade e tipo de superfícies afetadas, que podem servir como subsídio para consolidação e otimização do PMIF do PN Mapinguari.

Contribuições dos Autores: D.B.A. contribuiu com a concepção da pesquisa, geração e supervisão da base de dados de áreas queimadas, análise e discussão dos resultados e com a redação do manuscrito. G.H.D.P e T.N.M. colaboraram com a geração e supervisão da base de dados de áreas queimadas, análise e discussão dos resultados e com a revisão do manuscrito. T.R.L. e C.N.B. contribuíram com a concepção da pesquisa, análise e discussão dos resultados e com a revisão do manuscrito.

Financiamento: Dados utilizados nesta pesquisa contaram com financiamento pelo Conselho Nacional de Pesquisas e Desenvolvimento (CNPQ, processo número 126772/2022-3), juntamente ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO), ciclo 2022/2023, através de bolsa de iniciação científica concedida aos segundo e terceiro autores do presente artigo.

Agradecimentos: Agradecemos a servidora Bárbara Costa Carvalho, vinculada ao Núcleo de Gestão Integrada de Porto Velho do ICMBIO, pelo apoio na logística de atividades de reconhecimento em campo realizadas em agosto de 2023, e a João Fernandes Granella Gonçalves, da Equipe de Monitoramento da Biodiversidade do PN Mapinguari, vinculado a Ação Ecológica Guaporé, pelo acompanhamento e apoio durante as ações em campo.

Conflito de Interesse: Os autores declaram não haver conflito de interesse.

Referências

1. ALVARADO, S. T.; FORNAZARI, T.; CÓSTOLA, A.; MORELLATO, L. P. C.; SILVA, T. S. F. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 270–281, 2017. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.02.037
2. ALVES, D. B.; FIDELIS, A.; PÉREZ-CABELLO, F.; ALVARADO, S. T.; CONCIANI, D. E.; CAMBRAIA, B. C.; SILVEIRA, A. L. P. da; SILVA, T. S. F. Impact of image acquisition lag-time on monitoring short-term postfire spectral dynamics in tropical savannas: the Campos Amazônicos Fire Experiment. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 16, n. 03, p. 1–24, 2022. DOI: 10.1117/1.JRS.16.034507
3. ALVES, D. B.; PÉREZ-CABELLO, F. Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon). **Science of The Total Environment**, v. 601–602, p. 142–158, dez. 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.194
4. ALVES, D. B.; PÉREZ-CABELLO, F.; RODRIGUES MIMBRERO, M.; FEBRER-MARTÍNEZ, M. Accuracy assessment of the latest generations of MODIS burned area products for mapping fire scars on a regional scale over Campos Amazônicos Savanna Enclave (Brazilian Amazon). **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 12, n. 2, p. 1–21, 6 jun. 2018. DOI: 10.1117/1.JRS.12.026026
5. ANDERSEN, A. N.; COOK, G. D.; WILLIAMS, R. J. **Fire in Tropical Savannas: The Kapalga Experiment**. New York: Springer-Verlag, 2003.
6. ARCHIBALD, S.; LEHMANN, C. E. R.; GÓMEZ-DANS, J. L.; BRADSTOCK, R. A. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 16, p. 6442–6447, 2013.
7. ARGIBAY, D. S.; SPARACINO, J.; ESPINDOLA, G. M. A long-term assessment of fire regimes in a Brazilian ecotone between seasonally dry tropical forests and savannah. **Ecological Indicators**, v. 113, p. 106151, 2020. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106151.
8. BASTARRIKA, A.; ALVARADO, M.; ARTANO, K.; MARTINEZ, M. P.; MESANZA, A.; TORRE, L.; RAMO, R.; CHUVIECO, E. BAMS: a tool for supervised burned area mapping using Landsat data. **Remote Sensing**, v. 6, p. 12360–12380, 2014.
9. BATISTA, E. K. L.; RUSSELL-SMITH, J.; FRANÇA, H.; FIGUEIRA, J. E. C. An evaluation of contemporary savanna fire regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of fire suppression policies. **Journal of Environmental Management**, v. 205, p. 40–49, 2018.
10. BERLINCK, C. N.; BATISTA, E. K. L. Good fire, bad fire: it depends on who burns. **Flora**, v. 268, n. December 2019, p. 151610, 2020.
11. BERLINCK, C. N.; LIMA, L. H. A. Implementação do Manejo Integrado do Fogo em Unidades de Conservação Federais no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 11, n. 2, p. 128–138, 2021.
12. BOWMAN, D. M. J. S.; ZHANG, Y.; WALSH, A.; WILLIAMS, R. J. Experimental comparison of four remote sensing techniques to map tropical savanna fire-scars using Landsat-TM imagery. **International Journal of Wildland Fire**, v. 12, n. 4, p. 341, 2003.
13. CAMBRAIA, B. C. **Queima prescrita como técnica de prevenção de incêndios florestais no maior enclave de Cerrado da Amazônia Meridional Brasileira**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação), Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2024.
14. CARNEIRO FILHO, A. Cerrados amazônicos: fósseis vivos? Algumas reflexões. **Revista do Instituto Geológico**, v. 14, n. 1, p. 63–68, 1993.
15. CARVALHO, W. D. de; MUSTIN, K. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, p. 0100, 2017.
16. CARVALHO, I. S.; ALVARADO, S. T.; SILVA, T. S. F.; CORDEIRO, C. L. de O.; FIDELIS, A.; SARAIVA, R. V. C.; FIGUEIREDO, F. A. M. M. A.; SOUSA, J. R. P. de; FERRAZ, T. M. How does the fire regime change after creating a protected area in the Brazilian Cerrado? **Journal for Nature Conservation**, v. 71, p. 126318, fev. 2023.
17. CASTILLO, M. I. N. **Ancient Genetic Landscape of Archaeological Human Remains from Panama, South America and Oceania Described Through STR Genotype Frequencies and Mitochondrial DNA Sequences**. Tese de doutorado, Georg-August Universität Göttingen, 2021.
18. CHEN, Y.; RANDERSON, J. T.; MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; COLLATZ, G. J.; KASIBHATLA, P. S.; GIGLIO, L.; JIN, Y.; MARLIER, M. E. Forecasting fire season severity in South America using sea surface temperature anomalies. **Science**, v. 334, n. Nov., p. 787–792, 2011.
19. DALDEGAN, G. A.; DE CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RIBEIRO, F. de F.; MCMANUS, C. Spatial patterns of fire recurrence using remote sensing and GIS in the Brazilian savanna: Serra do Tombador Nature Reserve, Brazil. **Remote Sensing**, v. 6, n. 10, p. 9873–9894, 2014.

20. DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p. 11–15, 2016.
21. FLANNIGAN, M.; CANTIN, A. S.; DE GROOT, W. J.; WOTTON, M.; NEWBERY, A.; GOWMAN, L. M. Global wildland fire season severity in the 21st century. *Forest Ecology and Management*, v. 294, p. 54–61, 2013. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.10.022.
22. GIGLIO, L.; BOSCHETTI, L.; ROY, D. P.; HUMBER, M. L.; JUSTICE, C. O. The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. **Remote Sensing of Environment**, v. 217, n. July, p. 72–85, 2018. DOI: 10.1016/j.rse.2018.08.005.
23. GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 2017. DOI: 10.1016/j.rse.2017.06.031.
24. HAFFER, J.; PRANCE, G. T. Impulsos climáticos da evolução na Amazônia durante o Cenozóico: sobre a teoria dos refúgios da diferenciação biótica. **Estudos Avançados**, v. 12, n. 46, 2002.
25. HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W. Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **Fire Management**, v. 22, n. 4, p. 78–87, 2005.
26. HUBBELL, S. P.; HE, F.; CONDIT, R.; STEEGE, H. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? **PNAS**, v. 105, 2008.
27. ICMBIO, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Mapinguari**: Volume I – Diagnóstico. Porto Velho, Rondônia. 2018.
28. INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Banco de Dados de queimadas**, 2023. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>>. Acesso em: 06 jan. 2024.
29. KEY, C. H.; BENSON, N. C. Landscape assessment (LA): Sampling and analysis methods. In: LUTES, D. C.; KEANE, R. E.; CARATTI, J. F.; KEY, C. H.; BENSON, N. C.; SUTHERLAND, S.; GANGI, L. J. **FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system**. Fort Collins, CO, USA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2006.
30. LENTILE, L. B.; HOLDEN, Z. A.; SMITH, A. M. S.; FALKOWSKI, M. J.; HUDAK, A. T.; MORGAN, P.; LEWIS, S. A.; GESSLER, P. E.; BENSON, N. C. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. **International Journal of Wildland Fire**, v. 15, n. 3, p. 319–345, 2006.
31. MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas – Coleção 6.0 da série anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 18 jul. 2023.
32. MARENGO, J. A.; LIEBMANN, B.; KOUSKY, V. E.; FILIZOLA, N. P.; WAINER, I. C. Onset and end of the rainy season in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Climate**, v. 14, n. 5, p. 833–852, 2001.
33. MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R.; RODRIGUEZ, D. A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 12, p. 1–5, 22 jun. 2011. DOI: 10.1029/2011GL047436
34. MESQUITA, F. W.; LIMA, N.R.G.; GONÇALVES, C.N.; BERLINCK, C.N.; LINTOMEN, B.S. Histórico dos incêndios na vegetação do Parque Nacional da Chapada Diamantina, entre 1973 e abril de 2010, com base em imagens Landsat. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n.2, p. 228–46, 2011. DOI: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v1i2.141
35. MOUILLOT, F.; SCHULTZ, M. G.; YUE, C.; CADULE, P.; TANSEY, K.; CIAIS, P.; CHUVIECO, E. Ten years of global burned area products from spaceborne remote sensing—A review: Analysis of user needs and recommendations for future developments. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 26, n. 1, p. 64–79, 2014. DOI: 10.1016/j.jag.2013.05.014
36. PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. A burning story: The role of fire in the history of life. **BioScience**, v. 59, n. 7, p. 593–601, 2009.
37. PEREIRA, J. M. C. Remote sensing of burned areas in tropical savannas. **International Journal of Wildland Fire**, v. 12, n. 4, p. 259–270, 2003.
38. PEREIRA JÚNIOR, A. C.; OLIVEIRA, S. L. J.; PEREIRA, J. M. C.; TURKMAN, M. A. A. Modelling fire frequency in a Cerrado savanna protected area. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, 2014.
39. PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, v. 7, n. 1, p. 24–39, abr. 2011.
40. PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B.; DA SILVA MENEZES, L.; BERLINCK, C. N.; MELO, F. P. L.; MARENGO, J. A.; TORNQUIST, C. G.; TOMAS, W. M.; OVERBECK, G. E. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 233–255, 2021. DOI: 10.1016/j.pecon.2021.06.005
41. PRANCE, G. T. Islands in Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 351, n. 1341, p. 823–833, 1996.
42. QGIS Development Team. **QGIS Geographic Information System** (versão 3.32), 2023. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>.

43. RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, n. 6, p. 675–684, 2000.
44. R Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2019.
45. RISSI, M. N.; BAEZA, M. J.; GORGONE-BARBOSA, E.; ZUPO, T.; FIDELIS, A. Does season affect fire behaviour in the Cerrado? **International Journal of Wildland Fire**, v. 26, n. 5, p. 427–433, 2017.
46. SCHMIDT, I. B.; ELOY, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. **Flora**, v. 268, n. May, p. 151613, 2020. DOI: 10.1016/j.flora.2020.151613
47. SCHMIDT, I. B.; MOURA, L. C.; FERREIRA, M. C.; ELOY, L.; SAMPAIO, A. B.; DIAS, P. A.; BERLINCK, C. N. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, n. October 2017, p. 1–8, 2018.
48. SEXTON, J. O.; SONG, X.-P.; FENG, M.; NOOJIPADY, P.; ANAND, A.; HUANG, C.; KIM, D.-H.; COLLINS, K. M.; CHANNAN, S.; DIMICELI, C.; TOWNSHEND, J. R. Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of MODIS Vegetation Continuous Fields with lidar-based estimates of error. **International Journal of Digital Earth**, v. 6, n. 5, p. 427–448, 2013. DOI: 10.1080/17538947.2013.786146
49. SIMON, M. F.; GREYER, R.; DE QUEIROZ, L. P.; SKEMA, C.; PENNINGTON, R. T.; HUGHES, C. E. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 48, p. 20359–20364, 1 dez. 2009. DOI: 10.1073/pnas.0903410106

Material Suplementar A

Tabela A1. Número de ocorrências (N) de fogo e total de área queimada anual, subdivididos por enclave afetado.

Ano	Número de ocorrências (N) e área atingida (S) pelo fogo por enclave																N total	Área total (ha)
	"A"		"B"		"C"		"D"		"E"		"F"		"G"		"H"			
	N	S (ha)	N	S (ha)	N	S (ha)	N	S (ha)	N	S (ha)	N	S (ha)	N	S (ha)	N	S (ha)		
2000	22	5739,4	2	170,8	0	0,0	2	86,0	1	12,8	1	134,4	2	52,3	0	0	30	6195,7
2001	30	11050,0	2	371,1	1	130,8	0	0,0	0	0,0	7	1611,3	3	5410,5	0	0	43	18573,7
2002	28	2875,7	0	0,0	1	31,3	3	490,5	2	103,1	2	588,9	3	2694,0	0	0	39	6783,4
2003	9	11668,8	7	281,1	0	0,0	1	11618,6	11	1254,9	3	2357,0	3	1739,4	1	10,16	35	28929,9
2004	27	7712,1	2	560,2	0	0,0	0	0,0	11	1652,9	4	1564,6	1	4216,8	0	0	45	15706,5
2005	25	3976,5	2	695,5	0	0,0	3	10614,2	11	1700,1	6	1275,0	7	6325,5	0	0	54	24586,8
2006	12	11497,8	3	1179,8	0	0,0	1	2838,8	5	433,2	2	6919,2	2	4429,2	1	279,9	26	27577,8
2007	7	8289,8	1	11,7	0	0,0	1	58,7	10	1310,8	2	6070,1	1	6096,4	0	0	22	21837,6
2008	2	262,1	2	99,7	0	0,0	3	796,5	7	206,6	2	3995,6	2	9060,5	0	0	18	14420,9
2009	4	121,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	1979,4	2	1244,4	0	0	10	3345,3
2010	2	13878,9	1	1502,8	0	0,0	1	7293,8	1	4334,5	2	13712,5	5	9112,9	0	0	12	49835,3
2011	4	2320,0	0	0,0	0	0,0	1	7,0	0	0,0	0	0,0	2	9573,9	0	0	7	11900,9
2012	3	7205,6	0	0,0	0	0,0	1	1873,9	0	0,0	1	14849,0	1	1381,5	0	0	6	25309,9
2013	1	67,1	0	0,0	0	0,0	1	62,3	1	7,5	2	62,9	1	812,3	0	0	6	1012,0
2014	5	3889,4	1	93,4	0	0,0	1	492,0	0	0,0	4	8804,1	1	1151,1	0	0	12	14430,0
2015	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	1680,9	0	0,0	3	1368,0	1	12831,4	0	0	7	15880,2
2016	4	124,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	21343,1	1	369,2	1	34,17	7	21870,7
2017	5	4280,9	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	3163,7	0	0	7	7444,6
2018	4	296,2	0	0,0	0	0,0	3	35,7	2	529,2	4	901,6	4	487,9	0	0	17	2250,6
2019	4	406,4	0	0,0	0	0,0	1	2033,8	0	0,0	3	483,6	2	2180,5	1	68,79	11	5173,1
2020	4	1013,8	0	0,0	0	0,0	1	661,2	1	7,1	4	2196,5	1	3901,3	0	0	11	7779,9
2021	2	870,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	1364,9	2	13799,9	0	0	6	16035,0
2022	5	2425,5	0	0,0	0	0,0	1	828,6	1	13,2	4	1412,5	1	276,7	0	0	12	4956,4
2023	2	446,6	1	1156,4	0	0,0	1	985,9	0	0,0	2	1124,5	4	1138,9	0	0	10	4852,3
Soma	211	100418,3	24	6122,7	2	162,1	29	42458,3	64	11565,9	65	94118,6	54	101449,7	4	393,0	453	356688,5