



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS**  
***CAMPUS* UNIVERSITÁRIO DE GURUPI**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS E**  
**AMBIENTAIS**

**MARCOS PAULO BARBOZA REIS**

**QUEIMADAS E INCÊNDIOS FLORESTAIS NA REGIÃO**  
**DO PARQUE ESTADUAL DO JALAPÃO NO PERÍODO DE 2000 A 2024**

**GURUPI-TO**  
**2026**

**MARCOS PAULO BARBOZA REIS**

**QUEIMADAS E INCÊNDIOS FLORESTAIS NA REGIÃO  
DO PARQUE ESTADUAL DO JALAPÃO NO PERÍODO DE 2000 A 2024**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais da Universidade Federal do Tocantins (UFT), com requisito à obtenção do grau de Mestre em Ciências Florestais e Ambientais.

Orientador: Dr. Marcos Giongo  
Coorientadora: Júlia Stephane Melo Eneas

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
**Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins**

---

R375q    Reis, Marcos Paulo Barboza.  
          QUEIMADAS E INCÊNDIOS FLORESTAIS NA REGIÃO DO PARQUE  
          ESTADUAL DO JALAPÃO NO PERÍODO DE 2000 A 2024. / Marcos Paulo  
          Barboza Reis. – Gurupi, TO, 2026.  
          117 f.  
  
          Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins –  
          Câmpus Universitário de Gurupi - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em  
          Ciências Florestais e Ambientais, 2026.  
          Orientador: Marcos Giongo  
          Coorientadora : Júlia Stephane Melo Eneas  
  
          1. Manejo Integrado do Fogo. 2. Cerrado. 3. Unidades de Conservação. 4.  
          Sensoriamento Remoto. I. Título

**CDD 628**

---

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

**Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).**

## RESUMO

O Cerrado, bioma de alta biodiversidade historicamente modelado pelo fogo, foi submetido durante anos à política de exclusão total das queimadas ("Fogo Zero"), vigente até 2013, que, ao ignorar a inevitabilidade do fogo, favoreceu o acúmulo de combustível e incêndios de maior extensão e severidade. A partir de 2014, o Manejo Integrado do Fogo (MIF) introduziu queimas prescritas para redistribuir sazonalmente o fogo. Este estudo caracterizou o regime de fogo, sua relação com a variabilidade climática interanual e o efeito da transição entre os dois períodos de gestão em seis unidades de conservação do Mosaico do Jalapão e seu entorno (Tocantins), entre 2000 e 2024. Utilizaram-se dados mensais de área queimada (MapBiomas Fogo, Coleção 4), precipitação (CHIRPS) e temperatura de superfície (MODIS), dos quais se derivaram quatro métricas de fogo (área queimada, densidade de ignições, tamanho médio e tamanho dos maiores eventos). A análise, por unidade-ano, empregou os testes de Mann-Kendall com inclinação de Sen, correlação de Spearman e Mann-Whitney com correção de Benjamini-Hochberg (FDR), intervalos de confiança por bootstrap, um modelo linear de efeitos mistos agregando as unidades e a Série Temporal Interrompida (ITS). A área queimada apresentou forte variabilidade interanual e concentração no período tardio (agosto–outubro), que respondeu por 67% do total. Em escala de unidade, o controle climático interanual mostrou-se fraco e espacialmente inconsistente. Das 140 associações testadas, apenas três resistiram à correção, restritas à APAJA e ao SPI-6. Contudo, o modelo de efeitos mistos revelou um sinal climático consistente, porém modesto, sobre a extensão e o tamanho do fogo, ausente para a densidade de ignições, indicando que o clima modula a propagação, e não a ocorrência. Quanto à gestão, o MIF associou-se à redução da participação tardia na APAJA ( $r=-0,49$ ;  $p=0,040$ ) e na EESGT ( $r=-0,51$ ;  $p=0,035$ ), com redução média de cerca de 13% estimada pelo modelo misto de ITS e ausência de efeito no entorno. Conclui-se que o fogo em escala local é dominado por fatores de manejo e uso da terra mais do que pela variabilidade climática interanual, e que o MIF desloca o fogo para fora do período mais crítico, ainda que o baixo poder das séries individuais recomende cautela e monitoramento continuado.

**Palavras-chaves:** Cerrado; Manejo Integrado do Fogo; Unidades de Conservação; Regime de Fogo.

## ABSTRACT

The Cerrado, a biodiversity-rich biome historically shaped by fire, was subjected for many years to a policy of total fire exclusion ("Zero Fire"), in force until 2013, which, by disregarding the inevitability of fire, favored fuel accumulation and larger, more severe fires. From 2014 onward, Integrated Fire Management (IFM) introduced prescribed burns to redistribute fire seasonally. This study characterized the fire regime, its relationship with interannual climate variability, and the effect of the transition between the two management periods across six protected areas of the Jalapão Mosaic and their surrounding Buffer zone (Tocantins), from 2000 to 2024. Monthly data on burned area (MapBiomas Fire, Collection 4), precipitation (CHIRPS), and land surface temperature (MODIS) were used, from which four fire metrics were derived (burned area, ignition density, mean scar size, and the size of the largest events). Analyses were conducted on a protected area-year basis using the Mann-Kendall test with Sen's slope, Spearman correlation and Mann-Whitney tests with Benjamini-Hochberg (FDR) correction, bootstrap confidence intervals, a mixed-effects linear model pooling the protected areas, and Interrupted Time Series (ITS) analysis. Burned area showed strong interannual variability and was concentrated in the late season (August–October), which accounted for 67% of the total. At the protected area scale, interannual climate control proved weak and spatially inconsistent: of 140 associations tested, only three survived correction, restricted to APAJA and SPI-6. However, the mixed-effects model revealed a consistent, though modest, climate signal on the extent and size of fire, absent for ignition density, indicating that climate modulates fire spread rather than occurrence. Regarding management, IFM was associated with a reduction in late-season share in APAJA ( $r = -0.49$ ;  $p = 0.040$ ) and in EESGT ( $r = -0.51$ ;  $p = 0.035$ ), with an average reduction of about 13% estimated by the mixed-effects ITS model and no effect detected in the Buffer zone. We conclude that fire at the local scale is dominated by management and land-use factors rather than by interannual climate variability, and that IFM shifts fire away from the most critical period, although the low power of individual time series recommends caution and continued monitoring.

**Key-words:** Cerrado; Integrated Fire Management; Protected Areas; Fire Regime.

## LISTA DE ILUSTRAÇÃO

|                                                                                                                                                    |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1- Mapa de localização da área de estudo.....                                                                                               | 28 |
| Figura 2 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo na Área de Estudo.....                                                                     | 40 |
| Figura 3 - Distribuição percentual da área queimada nos regimes de fogo na Área de Estudo.<br>.....                                                | 40 |
| Figura 4 - Percentual da área queimada em relação a área de estudo nos diferentes regimes de<br>fogo.....                                          | 41 |
| Figura 5 - Área queimada nos diferentes grupos de proteção na Área de Estudo.....                                                                  | 43 |
| Figura 6 – Distribuição percentual da área queimada nos grupos de proteção na Área de Estudo.<br>.....                                             | 43 |
| Figura 7 - Percentual da área queimada em relação a área de estudo nos diferentes grupos de<br>proteção. ....                                      | 44 |
| Figura 8 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo na Área de Proteção Ambiental<br>Jalapão. ....                                             | 45 |
| Figura 9 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo na Área de<br>Proteção Ambiental Jalapão. ....                  | 45 |
| Figura 10 - Percentual da área queimada em relação a área da Área de Proteção Ambiental<br>Jalapão por diferentes regimes de fogo .....            | 46 |
| Figura 11 - Regime de fogo para a APA Jalapão nos anos de 2000 a 2005.....                                                                         | 47 |
| Figura 12 - Regime de fogo para a APA Jalapão nos anos de 2006 a 2011.....                                                                         | 48 |
| Figura 13 - Regime de fogo para a APA Jalapão nos anos de 2012 a 2017.....                                                                         | 49 |
| Figura 14 - Regime de fogo para a APA Jalapão nos anos de 2018 a 2024.....                                                                         | 50 |
| Figura 15 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo na Área de Proteção Ambiental Serra<br>da Tabatinga. ....                                 | 51 |
| Figura 16 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo na Área<br>de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga. ....      | 52 |
| Figura 17 - Percentual da área queimada em relação a área da Área de Proteção Ambiental Serra<br>da Tabatinga por diferentes regimes de fogo. .... | 52 |
| Figura 18 - Regime de fogo para a APA Serra da Tabatinga nos anos de 2000 a 2005.....                                                              | 53 |
| Figura 19 - Regime de fogo para a APA Serra da Tabatinga nos anos de 2006 a 2011.....                                                              | 54 |
| Figura 20 - Regime de fogo para a APA Serra da Tabatinga nos anos de 2007 a 2012.....                                                              | 55 |
| Figura 21 - Regime de fogo para a APA Serra da Tabatinga nos anos de 2018 a 2024.....                                                              | 56 |

|                                                                                                                                                      |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 22 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo no período Ecológica da Serra Geral do Tocantins. ....                                      | 57 |
| Figura 23 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo no período Ecológica da Serra Geral do Tocantins. ....           | 58 |
| Figura 24 - Percentual da área queimada em relação a área do período Ecológica da Serra Geral do Tocantins por diferentes regimes de fogo. ....      | 58 |
| Figura 25 - Regime de fogo para a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins nos anos de 2000 a 2005. ....                                        | 59 |
| Figura 26 - Regime de fogo para a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins nos anos de 2006 a 2011. ....                                        | 60 |
| Figura 27 - Regime de fogo para a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins nos anos de 2012 a 2017. ....                                        | 61 |
| Figura 28 - Regime de fogo para a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins nos anos de 2018 a 2024. ....                                        | 62 |
| Figura 29 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo no Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono. ....                                | 63 |
| Figura 30 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo no Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono. ....     | 64 |
| Figura 31 - Percentual da área queimada em relação a área do Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono por diferentes regimes de fogo..... | 64 |
| Figura 32 - Regime de fogo para a Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono nos anos de 2000 a 2005.....                                   | 65 |
| Figura 33 - Regime de fogo para a Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono nos anos de 2006 a 2011.....                                   | 66 |
| Figura 34 - Regime de fogo para a Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono nos anos de 2012 a 2017.....                                   | 67 |
| Figura 35 - Regime de fogo para a Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono nos anos de 2018 a 2024.....                                   | 68 |
| Figura 36 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo no Entorno. ....                                                                            | 69 |
| Figura 37 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo no Entorno. ....                                                 | 70 |
| Figura 38 - Percentual da área queimada em relação a área do Entorno por diferentes regimes de fogo. ....                                            | 70 |
| Figura 39 - Regime de fogo para o Entorno nos anos de 2000 a 2005.....                                                                               | 71 |

|                                                                                                                                                |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 40 - Regime de fogo para o Entorno nos anos de 2006 a 2011.....                                                                         | 72 |
| Figura 41 - Regime de fogo para o Entorno nos anos de 2012 a 2017.....                                                                         | 73 |
| Figura 42 - Regime de fogo para o Entorno nos anos de 2018 a 2024.....                                                                         | 74 |
| Figura 43 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo no Parque Estadual do Jalapão. ..                                                     | 75 |
| Figura 44 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo no Parque Estadual do Jalapão. ....                        | 76 |
| Figura 45 - Percentual da área queimada em relação a área do Parque Estadual do Jalapão por diferentes regimes de fogo.....                    | 76 |
| Figura 46 - Regime de fogo para o Parque Estadual do Jalapão nos anos de 2000 a 2005.....                                                      | 77 |
| Figura 47 - Regime de fogo para o Parque Estadual do Jalapão nos anos de 2006 a 2011.....                                                      | 78 |
| Figura 48 - Regime de fogo para o Parque Estadual do Jalapão nos anos de 2012 a 2017.....                                                      | 79 |
| Figura 49 - Regime de fogo para o Parque Estadual do Jalapão nos anos de 2018 a 2024.....                                                      | 80 |
| Figura 50 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo no Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba. ....                                | 81 |
| Figura 51 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo no Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba. ....     | 82 |
| Figura 52 - Percentual da área queimada em relação a área do Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba por diferentes regimes de fogo..... | 82 |
| Figura 53 - Regime de fogo para o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba nos anos de 2000 a 2005. ....                                  | 83 |
| Figura 54 - Regime de fogo para o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba nos anos de 2006 a 2011. ....                                  | 84 |
| Figura 55 - Regime de fogo para o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba nos anos de 2012 a 2017. ....                                  | 85 |
| Figura 56 - Regime de fogo para o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba nos anos de 2018 a 2024. ....                                  | 86 |
| Figura 57 -Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico na Área de Proteção Ambiental Jalapão .....                                    | 87 |
| Figura 58 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico na Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga .....                        | 88 |
| Figura 59 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins.....                            | 89 |
| Figura 60 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico no Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono.....                   | 89 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figura 61 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico no Entorno .....                                                                                                                                                                              | 90  |
| Figura 62 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico no Parque Estadual do Jalapão .....                                                                                                                                                           | 91  |
| Figura 63 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico no Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba .....                                                                                                                                        | 91  |
| Figura 64 - Síntese dos resultados dos testes de Mann-Kendall (tendências temporais) entre métricas de fogo e variáveis climáticas para as unidades de análise (2000-2024). Asteriscos indicam significância após correção FDR ( $p<0,05$ ). .....             | 93  |
| Figura 65 - Heatmap dos coeficientes de correlação de Spearman entre métricas de fogo e variáveis climáticas. Asteriscos indicam significância após correção FDR *:( $p<0,05$ )...95                                                                           |     |
| Figura 66- Síntese dos resultados dos testes de Mann-Kendall (tendências temporais) entre métricas de fogo por período de ocorrência para as unidades de análise (2000-2024). Asteriscos indicam significância após correção FDR ( $p<0,05$ ). .....           | 98  |
| Figura 67 - Boxplots da participação tardia de área queimada (%) por unidade de conservação e período político. $r$ = correlação biserial de postos com IC95% bootstrap (2.000 iterações). .....                                                               | 99  |
| Figura 68 - Boxplots da participação sazonal por grupo de proteção e período político após FDR. ....                                                                                                                                                           | 100 |
| Figura 69 - Dispersão entre SPI-6 de maio e participação tardia de área queimada (%) por unidade de conservação e período político. Linhas de regressão por período indicam a relação positiva entre acúmulo de chuva pré-fogo e proporção de fogo tardio..... | 101 |
| Figura 70 - Comparação dos resultados do teste de Mann-Whitney ( $p$ e $r$ ) para a participação tardia antes e após ajuste climático pelo SPI-6, por unidade de conservação. ....                                                                             | 102 |
| Figura 71 - Resíduos do ajuste climático pelo SPI-6 para a participação tardia por unidade de conservação e período político, utilizados no teste de Mann-Whitney com ajuste climático. ....                                                                   | 102 |
| Figura 72 - Resultados da Série Temporal Interrompida por unidade, participação tardia observada, tendência ajustada pelo modelo OLS e salto de nível ( $b_2$ ) estimado no início do MIF (2014). * indica $p<0,05$ . ....                                     | 104 |

## LISTA DE TABELAS

|                                                                                                                           |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tabela 1 - Referência geral utilizada para a classificação do período de ocorrência do fogo para a área de avaliação..... | 31  |
| Tabela 2 - Referência geral utilizada para a classificação do período de ocorrência do fogo para a área de avaliação..... | 33  |
| Tabela 3 - Área anual queimada na área de estudo. ....                                                                    | 39  |
| Tabela 4 – Coeficientes padronizados do modelo de efeitos mistos (fogo-clima).....                                        | 97  |
| Tabela 5 - Salto de nível associado ao MIF ( $\beta_2$ ) na participação tardia, por unidade e no modelo agrupado. ....   | 106 |
| Tabela 6 - Modelo de efeitos mistos para a participação tardia de área queimada .....                                     | 106 |

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

|        |                                                                       |
|--------|-----------------------------------------------------------------------|
| APA    | Área de Proteção Ambiental                                            |
| APAJA  | Área de Proteção Ambiental Jalapão                                    |
| APAST  | Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga                         |
| BA     | Estado da Bahia                                                       |
| CHIRPS | Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data        |
| EESGT  | Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins                            |
| FDR    | False Discovery Rate (Taxa de Descoberta Falsa)                       |
| FZ     | Fogo Zero                                                             |
| GEE    | Google Earth Engine                                                   |
| IC     | Intervalo de Confiança                                                |
| IFM    | Integrated Fire Management                                            |
| ITS    | Interrupted Time Series (Série Temporal Interrompida)                 |
| LST    | Land Surface Temperature (Temperatura da Superfície Terrestre)        |
| MA     | Estado do Maranhão                                                    |
| MIF    | Manejo Integrado do Fogo                                              |
| MNCCRS | Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono                   |
| MODIS  | Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer                         |
| NDVI   | Normalized Difference Vegetation Index                                |
| OLS    | Ordinary Least Squares (Mínimos Quadrados Ordinários)                 |
| PEJ    | Parque Estadual do Jalapão                                            |
| PI     | Estado do Piauí                                                       |
| PNNRP  | Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba                         |
| SIG    | Sistemas de Informação Geográfica                                     |
| SPI    | Standardized Precipitation Index (Índice de Precipitação Padronizado) |
| SPI-6  | Índice de Precipitação Padronizado — escala de 6 meses                |
| TO     | Estado do Tocantins                                                   |
| UC     | Unidade de Conservação                                                |
| UFT    | Universidade Federal do Tocantins                                     |

## SUMÁRIO

|          |                                                                     |           |
|----------|---------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>INTRODUÇÃO.....</b>                                              | <b>15</b> |
| <b>2</b> | <b>OBJETIVOS.....</b>                                               | <b>17</b> |
| 2.1      | Objetivo geral .....                                                | 17        |
| 2.2      | Objetivos específicos .....                                         | 17        |
| <b>3</b> | <b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>                                  | <b>18</b> |
| 3.1      | Fundamentos da ecologia do fogo no cerrado .....                    | 18        |
| 3.1.1    | Características dos regimes de fogo .....                           | 18        |
| 3.1.2    | Flora adaptada ao fogo .....                                        | 19        |
| 3.1.3    | Respostas ecossistêmicas .....                                      | 20        |
| 3.2      | Estratégias de Manejo Integrado do Fogo (MIF) .....                 | 21        |
| 3.2.1    | Definição e objetivos.....                                          | 21        |
| 3.2.2    | Práticas de manejo.....                                             | 22        |
| 3.3      | Avanços recentes e inovações tecnológicas no monitoramento .....    | 23        |
| 3.3.1    | Monitoramento e tecnologias .....                                   | 23        |
| 3.3.2    | Modelagem e previsão .....                                          | 24        |
| 3.4      | Desafios e direções futuras .....                                   | 25        |
| 3.4.1    | Desafios de implementação.....                                      | 25        |
| 3.4.2    | Lacunas de conhecimento .....                                       | 26        |
| <b>4</b> | <b>METODOLOGIA.....</b>                                             | <b>27</b> |
| 4.1      | Área de estudo .....                                                | 27        |
| 4.2      | Contexto de manejo .....                                            | 30        |
| 4.3      | Área queimada mensal, precipitação e temperatura da superfície..... | 31        |
| 4.3.1    | Classificação da área queimada por período de ocorrência .....      | 32        |
| 4.3.2    | Métricas derivadas de área queimada.....                            | 32        |
| 4.3.3    | Variáveis climáticas .....                                          | 33        |
| 4.4      | Análise estatística .....                                           | 34        |

|          |                                                                       |           |
|----------|-----------------------------------------------------------------------|-----------|
| 4.4.1    | Justificativa do emprego de estatística não paramétrica .....         | 34        |
| 4.4.2    | Tendências temporais: teste de Mann-Kendall e inclinação de Sen ..... | 34        |
| 4.4.3    | Correlação de Spearman.....                                           | 35        |
| 4.4.4    | Modelo de efeitos mistos (fogo-clima) .....                           | 35        |
| 4.4.5    | Poder estatístico.....                                                | 36        |
| 4.4.6    | Comparação entre períodos políticoso .....                            | 36        |
| 4.4.7    | Série temporal interrompida (ITS) e modelo de efeitos mistos .....    | 36        |
| 4.4.8    | Processamento .....                                                   | 37        |
| <b>5</b> | <b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>                                   | <b>38</b> |
| 5.1      | Área queimada em relação à área de estudo .....                       | 38        |
| 5.1.1    | Avaliação do período de ocorrência .....                              | 39        |
| 5.1.2    | Avaliação do grupo de proteção da área de ocorrência.....             | 41        |
| 5.2      | Área queimada por unidade de conservação e entorno .....              | 44        |
| 5.2.1    | Área de Proteção Ambiental Jalapão .....                              | 44        |
| 5.2.2    | Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga .....                   | 51        |
| 5.2.3    | Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins.....                    | 57        |
| 5.2.4    | Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono .....             | 63        |
| 5.2.5    | Entorno .....                                                         | 69        |
| 5.2.6    | Parque Estadual do Jalapão .....                                      | 75        |
| 5.2.7    | Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba .....                   | 81        |
| 5.3      | Evolução temporal da área queimada e do déficit pluviométrico.....    | 87        |
| 5.4      | Análise de tendências temporais de Mann-Kendall.....                  | 92        |
| 5.5      | Análise de correlação de Spearman .....                               | 94        |
| 5.6      | Análise de efeitos mistos .....                                       | 95        |
| 5.7      | Tendências temporais das métricas de fogo por período sazonal.....    | 96        |
| 5.8      | Análise da alteração das métricas de fogo pelo período político.....  | 98        |
| 5.8.1    | Comparação Mann-Whitney entre períodos Fogo Zero e MIF .....          | 99        |
| 5.8.2    | Ajuste climático pelo SPI-6.....                                      | 101       |
| 5.8.3    | Análise de série temporal interrompida (ITS).....                     | 102       |
| 5.9      | Discussão .....                                                       | 107       |

|                                                                                |            |
|--------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 5.9.1 Fraco acoplamento clima-fogo na escala interanual e local.....           | 107        |
| 5.9.2 O SPI-6 e a via do combustível.....                                      | 107        |
| 5.9.3 Tendências específicas por unidade e confundidores de uso da terra ..... | 107        |
| 5.9.4 Dependência de escala e o modelo agregado .....                          | 107        |
| 5.9.5 O efeito do MIF: deslocamento do calendário, não da magnitude.....       | 108        |
| 5.9.6 Mediação climática e ressalvas por unidade .....                         | 108        |
| 5.9.7 Implicações para a gestão e a modelagem de risco .....                   | 108        |
| 5.10 Limitações.....                                                           | 109        |
| <b>6 CONCLUSÃO.....</b>                                                        | <b>110</b> |
| <b>REFERÊNCIAS .....</b>                                                       | <b>111</b> |

## 1 INTRODUÇÃO

O Cerrado enfrenta um paradoxo histórico em sua conservação, a gestão do fogo, esse elemento que é, simultaneamente, um modelador ecológico e uma ameaça antrópica exige atenção. Este bioma, cobrindo aproximadamente um quarto do território nacional, evoluiu sob regimes de queima naturais. Estes moldaram sua estrutura, composição florística e processos ecossistêmicos ao longo de milênios. (FIDELIS; PIVELLO, 2011; MONTENEGRO et al., 2025; SANTANA, 2019). A vegetação do Cerrado exhibe notável resiliência. Diversas espécies desenvolveram adaptações, como cascas espessas, estruturas de rebrota subterrâneas e ciclos reprodutivos sincronizados com a passagem do fogo (HUNTLEY; WALKER, 1982; PIVELLO et al., 2021; RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997). Contudo, essa antiga relação coevolutiva foi profundamente alterada. A ocupação humana intensificou a frequência e modificou a sazonalidade das queimadas, transformando o fogo em um fator de degradação (ARRUDA et al., 2024; PIVELLO, 2011; SCHMIDT; ELOY, 2020).

Durante décadas, a resposta institucional a essa complexa dinâmica implementou uma política de exclusão total do fogo, denominada "fogo zero" (MONTENEGRO et al., 2025; SCHMIDT et al., 2018). Embora bem-intencionada, essa abordagem desconsiderou o papel ecológico inevitável do fogo e as práticas de manejo tradicionais de comunidades indígenas e locais. Essas comunidades historicamente utilizavam queimas controladas para subsistência, manejo de recursos e prevenção de grandes incêndios (DURIGAN, 2020; FIDELIS et al., 2018; WELCH; COIMBRA, 2021). A supressão sistemática do fogo causou consequências ecológicas, notadamente o acúmulo contínuo e excessivo de biomassa vegetal seca. Este acúmulo de combustível tornou paisagens resilientes altamente suscetíveis a mega incêndios. Tais eventos, de alta intensidade e grande extensão, ocorrem predominantemente no final do período seco, momento de maior vulnerabilidade climática (FIDELIS et al., 2018; SANTOS et al., 2021a; SCHMIDT; ELOY, 2020). Incêndios de grande extensão comprometem a biodiversidade e a estrutura do ecossistema, além de ameaçar a integridade de formações florestais sensíveis ao fogo, como as matas de galeria (MEDEIROS; FIEDLER, 2004; PIVELLO et al., 2021).

A ineficácia da política de "fogo zero" e as crescentes evidências científicas e empíricas levaram ao surgimento do Manejo Integrado do Fogo (MIF) como alternativa. O MIF reconhece o fogo como um processo ecológico inevitável e busca geri-lo de forma a minimizar seus impactos negativos e maximizar seus benefícios para a conservação (FRANKE et al., 2024; KALAPODIS; SAKKAS, 2024; NEGER et al., 2024; SANTOS et al., 2021b). O MIF propõe

o uso de queimas prescritas, realizadas estrategicamente no início e meio do período seco, com o objetivo de reduzir a carga de combustível, criar mosaicos de áreas queimadas em diferentes estágios de regeneração e, assim, mitigar o risco de mega incêndios pela redução da carga e continuidade do acúmulo de material combustível (FRANKE et al., 2024; RODRIGUES et al., 2021; SANTOS et al., 2021a).

A transição nas políticas públicas torna o Mosaico do Jalapão, no oeste do Tocantins, um laboratório natural de grande relevância para a avaliação dos impactos dessas diferentes abordagens de manejo. O mosaico abrange uma das maiores áreas contínuas de Cerrado protegido, compreendendo um conjunto de unidades de conservação com diferentes categorias de proteção. A região não só possui uma longa história de interação entre o fogo e as comunidades tradicionais, mas também pioneira na implementação do MIF (MONTENEGRO et al., 2025; SANTOS et al., 2021a, 2022a; SCHMIDT et al., 2018).

Contudo, a avaliação da eficácia do MIF e a quantificação de suas vantagens em relação à política de exclusão do fogo ainda exigem análises estatísticas detalhadas. Embora estudos demonstrem que as queimas prescritas reduzem a ocorrência de grandes incêndios e a intensidade do fogo (FRANKE et al., 2024; OLIVEIRA et al., 2021a; SANTOS et al., 2021a, 2021b), uma análise temporal e espacialmente explícita que compare os dois regimes de manejo em diferentes categorias de UCs na região do Jalapão ainda não se realizou sistematicamente. Compreender como métricas de fogo (área queimada anual e sazonal, tamanho e densidade de cicatrizes de fogo) respondem a essa mudança de política é crucial para otimizar e aplicar as estratégias de MIF em outras áreas do Cerrado.

Este trabalho preenche essa lacuna ao analisar estatisticamente a dinâmica do fogo no Mosaico do Jalapão ao longo de duas décadas. O objetivo central é comparar o regime de fogo durante o período da política de "fogo zero" com o período subsequente à implementação do Manejo Integrado do Fogo.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Caracterizar a dinâmica do regime de fogo nas unidades de conservação do Mosaico do Jalapão entre 2000 e 2024, comparando os períodos de gestão Fogo Zero e Manejo Integrado do Fogo (MIF) e sua relação com variáveis climáticas.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Caracterizar a dinâmica espaço-temporal da área queimada no Mosaico do Jalapão entre 2000 e 2024, por unidade de conservação, grupo de proteção e período de ocorrência do fogo;
- Identificar tendências temporais e a correlação entre as métricas de fogo e as variáveis climáticas, por unidade de conservação;
- Comparar a participação sazonal da área queimada entre os períodos Fogo Zero (2000–2013) e Manejo Integrado do Fogo (2014–2024), controlando o efeito climático.

### **3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1 Fundamentos da ecologia do fogo no cerrado**

O Cerrado, a savana mais biodiversa do mundo, é um bioma intrinsecamente moldado pelo fogo (DURIGAN, 2020; HOFFMANN et al., 2020). Longe de ser apenas um agente de destruição, o fogo é um fator ecológico fundamental que atua na seleção de espécies, na regulação de processos ecossistêmicos e na manutenção da estrutura da paisagem (FIDELIS; PIVELLO, 2011; PIVELLO, 2011). Evidências paleontológicas, palinológicas e filogenéticas indicam que o fogo é um componente antigo e natural do Cerrado, presente há pelo menos quatro milhões de anos, antes mesmo da chegada dos seres humanos ao continente (FIDELIS et al., 2018). A interação milenar entre a vegetação e o fogo resultou em um ecossistema não apenas adaptado, mas em muitos aspectos dependente de regimes de queima periódicos para a manutenção de sua diversidade e funcionalidade (HOFFMANN, 1996). Compreender a ecologia do fogo no Cerrado é, portanto, essencial para desenvolver estratégias de manejo e conservação eficazes, especialmente em um cenário de mudanças climáticas e crescente pressão antrópica (BERLINCK; BATISTA, 2020; DURIGAN, 2020; DURIGAN; RATTER, 2016).

##### **3.1.1 Características dos regimes de fogo**

O regime de fogo de um ecossistema é definido por um conjunto de parâmetros que caracterizam os padrões de ocorrência e comportamento do fogo, como frequência, sazonalidade, intensidade, extensão e tipo (ARCHIBALD et al., 2013; PIVELLO et al., 2021). No Cerrado, esses parâmetros variam naturalmente e foram profundamente alterados pela ação humana (RODRIGUES et al., 2021).

A frequência natural do fogo no Cerrado, impulsionada por ignições de raios, pode variar de um a nove anos (RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000). No entanto, a atividade humana, especialmente para manejo de pastagens e abertura de áreas agrícolas, alterou drasticamente esse intervalo, sendo comum hoje que os incêndios ocorram anualmente ou a cada dois anos (SILVA et al., 2018). Essa alta recorrência impacta negativamente a vegetação, favorecendo espécies herbáceas em detrimento das lenhosas e podendo levar à degradação do solo (PIVELLO, 2011). Estudos de longo prazo demonstram que frequências muito altas de fogo podem prejudicar as reservas de nutrientes nas raízes e órgãos subterrâneos, afetando o vigor do rebrotamento, além de diminuir a biomassa da vegetação ao longo do tempo (COSTA et al., 2023; FRANKE et al., 2018; OLIVERAS et al., 2013). Por outro lado, a ausência total de fogo, resultado de políticas de supressão, também é prejudicial, levando ao acúmulo de material

combustível, o que aumenta o risco de incêndios de grandes proporções (MONTENEGRO et al., 2025; SCHMIDT et al., 2018). Análises de séries temporais de imagens de satélite mostram que áreas com alta recorrência de fogo apresentam um decréscimo no índice de vegetação (NDVI), enquanto áreas protegidas do fogo tendem a mostrar um aumento, indicando o adensamento da biomassa (SANTANA, 2019).

A sazonalidade é um dos componentes mais críticos do regime de fogo (RODRIGUES et al., 2021). Os incêndios naturais, causados por raios, ocorrem predominantemente na transição entre as estações seca e chuvosa ou mesmo durante a estação chuvosa (RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000). Nesses períodos, a umidade do solo e da vegetação é maior, resultando em incêndios de menor intensidade, que se espalham de forma mais lenta e irregular, queimando áreas menores e sendo frequentemente extintos pelas chuvas subsequentes (FIDELIS et al., 2018). Em contraste, os incêndios de origem antrópica concentram-se no final da estação seca, quando a umidade relativa do ar é baixa, as temperaturas são elevadas e os ventos são mais fortes (FIDELIS et al., 2018). Essas condições, somadas ao acúmulo de biomassa seca, resultam em incêndios de maior intensidade, que se propagam rapidamente e cobrem grandes extensões (MONTENEGRO et al., 2025). Estudos experimentais no Jalapão demonstraram que incêndios no final da estação seca apresentaram maior intensidade de fogo por unidade de área ( $5537 \text{ kW.m}^{-2}$  vs.  $3329 \text{ kW.m}^{-2}$ ) e maior intensidade de linha de fogo (Intensidade de Byram,  $3508 \text{ kW.m}^{-1}$  vs.  $895 \text{ kW.m}^{-1}$ ) em comparação com incêndios no meio do período seco (SANTOS et al., 2021a).

A intensidade do fogo, definida como a energia liberada na frente de fogo, é determinada principalmente pelas condições meteorológicas e pela quantidade e qualidade do material combustível (RODRIGUES et al., 2021). A carga de combustível nas savanas do Cerrado é composta majoritariamente por gramíneas, que secam durante a estação seca e garantem a continuidade horizontal do fogo (FIDELIS et al., 2018). A frequência das queimas influencia diretamente a quantidade de combustível acumulado; intervalos mais longos sem fogo resultam em maior acúmulo de biomassa, levando a incêndios mais intensos (RODRIGUES et al., 2021). Parcelas queimadas anualmente apresentam menor carga de combustível e, consequentemente, menor intensidade de fogo ( $669,3 \text{ kW.m}^{-1}$ ) e altura de chama (1,3 m) em comparação com parcelas queimadas bienalmente ( $1850,2 \text{ kW.m}^{-1}$  e 2,3 m, respectivamente) (RODRIGUES et al., 2021).

### **3.1.2 Flora adaptada ao fogo**

A longa história evolutiva do Cerrado sob a influência do fogo selecionou uma flora com adaptações para resistir e se recuperar de queimadas periódicas. Essas adaptações são cruciais para a persistência das espécies e para a resiliência do ecossistema (PIVELLO, 2011). Os mecanismos podem ser divididos em estratégias de resistência, que permitem aos indivíduos sobreviverem ao fogo, e de resiliência, que garantem a recuperação pós-fogo (RODRIGUES et al., 2021).

Uma das adaptações de resistência mais evidentes em espécies lenhosas é a presença de casca espessa, que atua como um isolante térmico, protegendo os tecidos vasculares das altas temperaturas (DURIGAN, 2020; GOMES et al., 2018; HUNTLEY; WALKER, 1982). Além disso, muitas espécies do Cerrado possuem gemas protegidas abaixo do nível do solo ou na base do caule, o que lhes permite rebrotar vigorosamente após a parte aérea ser consumida pelo fogo (HUNTLEY; WALKER, 1982; PIVELLO, 2011; WELCH; COIMBRA, 2021). A capacidade de rebrota é uma das estratégias de resiliência mais comuns e eficazes no Cerrado (HUNTLEY; WALKER, 1982).

Muitas espécies herbáceas e subarborescentes desenvolveram estruturas subterrâneas robustas, como rizomas, que armazenam água e nutrientes e contêm gemas protegidas do calor (PIVELLO, 2011). Essas estruturas garantem a sobrevivência e um rápido rebrotamento pós-fogo, permitindo que a vegetação do estrato rasteiro se recupere rapidamente (PILON et al., 2021; WELCH; COIMBRA, 2021).

Estratégias reprodutivas também estão ligadas ao fogo. A floração induzida pelo fogo é um fenômeno observado em muitas espécies do Cerrado, que florescem de forma sincronizada e abundante logo após a passagem do fogo, aproveitando a remoção da biomassa concorrente e a maior disponibilidade de luz e nutrientes (FIDELIS; ZIRONDI, 2021). Outras espécies apresentam frutos serótimos, que liberam sementes apenas quando estimulados pelo calor, ou sementes cuja dormência é quebrada por altas temperaturas ou pela fumaça (KEELEY et al., 2011).

### **3.1.3 Respostas ecossistêmicas**

O fogo atua como um regulador fundamental de diversos processos ecossistêmicos no Cerrado, influenciando desde a dinâmica de populações até a estrutura da paisagem (RODRIGUES et al., 2021).

Na ciclagem de nutrientes, o fogo acelera a decomposição da matéria orgânica, liberando rapidamente nutrientes contidos na biomassa na forma de cinzas, que fertilizam o solo (REINKE et al., 2025). Esse pulso de nutrientes favorece o rápido crescimento da

vegetação herbácea no período pós-fogo (REINKE et al., 2025). No entanto, parte dos nutrientes, como nitrogênio e enxofre, é volatilizada e perdida para a atmosfera durante a queima (PIVELLO; COUTINHO, 1992). A frequência e a intensidade do fogo, portanto, alteram o balanço de nutrientes do solo a longo prazo.

A biodiversidade do Cerrado é mantida pela dinâmica imposta pelo fogo (BOND et al., 2005). O fogo cria um mosaico de habitats com diferentes estágios de sucessão pós-fogo, o que aumenta a heterogeneidade da paisagem e permite a coexistência de um maior número de espécies (SANTANA, 2019). A remoção da biomassa herbácea pelo fogo abre clareiras, reduzindo a competição por luz e espaço e criando nichos de regeneração para espécies que dependem de luz para germinar e se estabelecer (FIDELIS; PIVELLO, 2011).

A estrutura da paisagem e a fisionomia do Cerrado são diretamente influenciadas pelo regime de fogo (FIDELIS et al., 2018). Queimadas frequentes e intensas tendem a favorecer as fisionomias mais abertas, como campo sujo e campo limpo, pois causam a mortalidade de indivíduos arbóreos jovens, impedindo o adensamento da vegetação lenhosa (FIDELIS; PIVELLO, 2011). Em contrapartida, longos períodos sem fogo permitem o avanço de espécies arbóreas e a transição de savanas para formações mais fechadas, como o cerradão, um processo conhecido como adensamento lenhoso (MOREIRA, 2000). Portanto, o fogo é um fator determinante para a coexistência entre gramíneas e árvores, que caracteriza a savana.

## **3.2 Estratégias de Manejo Integrado do Fogo (MIF)**

### **3.2.1 Definição e objetivos**

O Manejo Integrado do Fogo (MIF) representa uma mudança de paradigma na gestão de ecossistemas dependentes do fogo, como o Cerrado (RODRIGUES et al., 2021). Ele é definido como uma abordagem que considera os aspectos ecológicos, culturais, socioeconômicos e técnicos do fogo para minimizar seus danos e maximizar seus benefícios (HUNTLEY; WALKER, 1982; KALAPODIS; SAKKAS, 2024; PIVELLO et al., 2021).

Essa abordagem contrasta diretamente com a política de "fogo zero" ou de supressão total, que prevaleceu no Brasil por décadas (SCHMIDT et al., 2018). A política de exclusão do fogo, baseada na percepção de que todo fogo é deletério, desconsidera o papel ecológico do fogo em ecossistemas adaptados a ele (SCHMIDT; ELOY, 2020). A tentativa de eliminar o fogo do Cerrado levou a consequências negativas, como o acúmulo excessivo de biomassa combustível, que serve de combustível para incêndios florestais de grande escala e alta intensidade (mega incêndios), especialmente durante secas extremas (FRANKE et al., 2018).

(BERLINCK; BATISTA, 2020). Além dos impactos ecológicos, a política de fogo zero gerou conflitos sociais, criminalizando práticas tradicionais de manejo do fogo (BERLINCK; BATISTA, 2020; MOURA et al., 2019; SCHMIDT; ELOY, 2020).

A justificativa para a transição para o MIF reside na compreensão de que o fogo é um processo natural e inevitável no Cerrado (SCHMIDT et al., 2018). Assim, em vez de uma guerra contra o fogo, o MIF propõe "conviver com o fogo", utilizando-o como uma ferramenta de manejo (BERLINCK; BATISTA, 2020). Os objetivos principais do MIF em Unidades de Conservação (UCs) do Cerrado incluem: (i) reduzir a ocorrência e a extensão de grandes incêndios no final do período seca; (ii) conservar a biodiversidade, mantendo a heterogeneidade da paisagem; (iii) proteger vegetações sensíveis ao fogo, como as matas de galeria; (iv) reduzir os custos com combate a incêndios; e (v) reduzir conflitos com as comunidades locais, integrando seus conhecimentos e práticas tradicionais (MONTENEGRO et al., 2025; RODRIGUES et al., 2021; SCHMIDT et al., 2018). A legislação brasileira, através da Lei nº 12.651/2012 (Código Florestal), passou a permitir explicitamente o manejo do fogo para fins de conservação em ecossistemas propensos ao fogo, fornecendo a base legal para a implementação do MIF (ANDRADE et al., 2021; GOMES et al., 2018; RODRIGUES et al., 2021; SCHMIDT et al., 2018).

### **3.2.2 Práticas de manejo**

O MIF emprega um conjunto de técnicas e estratégias planejadas para atingir seus objetivos, sendo as queimas prescritas e a criação de mosaicos as principais (BOND et al., 2005; RODRIGUES et al., 2021; SCHMIDT et al., 2018).

As queimas prescritas são a aplicação controlada e intencional do fogo em uma área específica, sob condições meteorológicas e de combustível predeterminadas, para alcançar objetivos de manejo definidos (BOND et al., 2005; MONTENEGRO et al., 2025). No contexto do MIF no Cerrado, as queimas prescritas são geralmente realizadas no início ou no meio do período seca, ou durante os veranicos do período chuvosa (MONTENEGRO et al., 2025; RODRIGUES et al., 2021; SCHMIDT et al., 2018). Nesses períodos, as condições de umidade são mais altas e as temperaturas mais amenas, resultando em incêndios de baixa a média intensidade, que são mais fáceis de controlar e causam menos danos à vegetação lenhosa (MONTENEGRO et al., 2025; RODRIGUES et al., 2021; SANTOS et al., 2021a).

O objetivo principal dessas queimas é reduzir a carga de material combustível de forma segura, diminuindo o risco de grandes incêndios no final do período seca (BOND et al., 2005; MONTENEGRO et al., 2025; RODRIGUES et al., 2021; SANTOS et al., 2021a).

A criação de mosaicos de áreas queimadas é uma estratégia-chave para aumentar a heterogeneidade da paisagem (BOND et al., 2005; RODRIGUES et al., 2021; SCHMIDT et al., 2018). Ao aplicar queimas prescritas em diferentes locais e em diferentes anos, o MIF cria uma paisagem fragmentada em termos de idade de regeneração pós-fogo e carga de combustível (BOND et al., 2005; RODRIGUES et al., 2021; SCHMIDT et al., 2018). Esses mosaicos ajudam a limitar a propagação de grandes incêndios, pois as áreas recentemente queimadas funcionam como barreiras naturais (BOND et al., 2005; MONTENEGRO et al., 2025). Além disso, a variedade de regimes de fogo tende a promover a biodiversidade, ao criar uma gama maior de habitats e recursos disponíveis para diferentes espécies (BOND et al., 2005; MONTENEGRO et al., 2025; SCHMIDT et al., 2018).

O envolvimento comunitário e a integração do conhecimento tradicional são pilares do MIF (BOND et al., 2005; SCHMIDT et al., 2018). Comunidades indígenas e tradicionais do Cerrado utilizam o fogo há milênios para diversos fins, como caça, cultivo e manejo de recursos vegetais, desenvolvendo um profundo conhecimento ecológico sobre os regimes de fogo e suas consequências (SCHMIDT et al., 2018; WELCH; COIMBRA, 2021). O MIF busca incorporar esse conhecimento no planejamento e execução das queimas, estabelecendo um diálogo intercultural que legitima as práticas locais e melhora a eficácia das ações de manejo (BILBAO et al., 2019; FRANKE et al., 2024; KALAPODIS; SAKKAS, 2024; MISTRY et al., 2019). A colaboração com as comunidades locais, incluindo a contratação de brigadistas indígenas, também ajuda a reduzir conflitos e a aumentar a aceitação e o sucesso dos programas de manejo (ANDRADE et al., 2021).

### **3.3 Avanços recentes e inovações tecnológicas no monitoramento**

O monitoramento da dinâmica do fogo e dos seus efeitos é crucial para a implementação bem-sucedida do MIF (RODRIGUES et al., 2021). Nas últimas décadas, avanços significativos em tecnologias de sensoriamento remoto e Sistemas de Informação Geográfica (SIG) transformaram a capacidade de analisar padrões de fogo em escalas espaciais e temporais amplas, fornecendo dados essenciais para o planejamento e a avaliação das estratégias de manejo (RODRIGUES et al., 2021)].

#### **3.3.1 Monitoramento e tecnologias**

O sensoriamento remoto tornou-se uma ferramenta indispensável para o monitoramento do fogo (RODRIGUES et al., 2021). Satélites como a série Landsat e os sensores MODIS fornecem dados contínuos que permitem mapear cicatrizes de fogo, que são as áreas queimadas

visíveis nas imagens (FRANKE et al., 2018; MELCHIORI et al., 2014; SANTANA, 2019). O uso de índices espectrais, como o Normalized Burn Ratio (NBR) e o Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), possibilita a detecção automatizada de áreas queimadas e a avaliação da severidade do fogo (FRANKE et al., 2018; SANTANA, 2019). A análise de séries temporais dessas imagens permite reconstruir o histórico de fogo de uma região, identificando a frequência, a sazonalidade e a extensão das queimadas ao longo de décadas (SANTANA, 2019). Por exemplo, estudos no Jalapão e em outras áreas do Cerrado utilizaram séries temporais de imagens Landsat e MODIS para caracterizar os regimes de fogo antes e depois da implementação do MIF, avaliando a eficácia das queimas prescritas na redução da área queimada por incêndios tardios (BOND et al., 2005; FRANKE et al., 2018).

Além do mapeamento de áreas queimadas, o sensoriamento remoto é utilizado para monitorar a carga de material combustível, um fator chave para o comportamento do fogo (FRANKE et al., 2018). Utilizando técnicas como a Análise de Mistura Espectral é possível estimar a fração de vegetação verde, vegetação não fotossintética (material seco) e solo exposto (FRANKE et al., 2018; SANTOS et al., 2022a). Esses dados, calibrados com medições de campo, geram mapas de carga de combustível que são cruciais para o planejamento de queimas prescritas, identificando áreas com alto perigo de incêndio e auxiliando na definição de zonas de manejo (FRANKE et al., 2018, 2024; SCHMIDT et al., 2018).

### **3.3.2 Modelagem e previsão**

A modelagem de risco e probabilidade de incêndio é outra área que se beneficia das novas tecnologias (OLIVEIRA et al., 2021b; PEREIRA et al., 2014). Modelos de distribuição foram adaptados para prever a probabilidade de ocorrência de fogo com base na correlação entre locais de ignições históricas e um conjunto de variáveis preditoras ambientais e antrópicas (BARROS-ROSA et al., 2022). As variáveis climáticas, como temperatura máxima e precipitação, são preditores fundamentais, pois controlam a umidade do combustível e a inflamabilidade da vegetação (BARROS-ROSA et al., 2022; SANTOS et al., 2021a). Variáveis antrópicas, como a distância de estradas e áreas agrícolas, também são importantes, pois a maioria das ignições no Cerrado é de origem humana (ARRUDA et al., 2024; FIEDLER et al., 2006; MEDEIROS; FIEDLER, 2004). Modelos bayesianos e de aprendizado de máquina, como o Random Forest, têm mostrado alta performance na previsão da probabilidade de propagação do fogo, integrando dados de histórico de fogo e carga de combustível (BARROS-ROSA et al., 2022; OLIVEIRA et al., 2021b). Esses modelos são ferramentas valiosas para o planejamento preventivo, permitindo que os gestores concentrem os recursos de combate e prevenção nas

áreas de maior risco em determinados períodos do ano (FREITAS et al., 2022; OLIVEIRA et al., 2021b; PIVELLO et al., 2021). A modelagem da dinâmica da carga de combustível, correlacionando-a com variáveis climáticas como a precipitação, também permite estimar o tempo de recuperação da vegetação pós-fogo e prever a janela de oportunidade para novas queimas (FRANKE et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2021b).

### **3.4 Desafios e direções futuras**

Apesar dos avanços significativos na ecologia do fogo e na implementação do MIF no Cerrado, persistem desafios consideráveis para sua consolidação e expansão, bem como lacunas de conhecimento que precisam ser preenchidas para aprimorar as práticas de manejo (GOMES et al., 2018; MELO; SAITO, 2011; MISTRY et al., 2019).

#### **3.4.1 Desafios de implementação**

Um dos maiores desafios é a escalabilidade do MIF para grandes áreas, tanto dentro de Unidades de Conservação extensas quanto para paisagens mais amplas que incluem propriedades privadas (FIDELIS et al., 2018; SANTOS et al., 2022b; SCHMIDT; ELOY, 2020). A implementação do MIF exige recursos financeiros, técnicos e humanos significativos, que muitas vezes são escassos (BILBAO et al., 2019; MOURA et al., 2019; SANTOS et al., 2021b). A logística de realizar queimas prescritas em vastas e remotas áreas, como as encontradas no Jalapão, é complexa e requer um planejamento cuidadoso para garantir a segurança e a eficácia das operações (FIEDLER et al., 2006; MELO; SAITO, 2011). Além disso, a maior parte do Cerrado está em terras privadas, onde as políticas de fogo são mal implementadas e a fiscalização é deficiente, predominando o uso ilegal do fogo para manejo agropecuário (SCHMIDT; ELOY, 2020). A expansão do MIF para além das UCs federais exigirá grandes investimentos para envolver governos estaduais, proprietários de terras e desenvolver programas que integrem a gestão do fogo em propriedades privadas (SCHMIDT; ELOY, 2020).

A transição de uma política de "fogo zero" para o MIF requer uma mudança cultural e técnica dentro das agências ambientais e entre os gestores (BERLINCK; BATISTA, 2020; FRANKE et al., 2018; MISTRY et al., 2019; PIVELLO et al., 2021; SANTOS et al., 2021b). A capacitação técnica de brigadistas e gestores é fundamental para o sucesso do programa (SCHMIDT et al., 2018). Por décadas, o foco foi exclusivamente no combate e há uma resistência considerável à adoção do fogo como ferramenta de manejo devido à falta de experiência e ao receio de que as queimas saiam de controle (SCHMIDT et al., 2018). É

necessário investir em treinamento contínuo sobre comportamento do fogo, técnicas de queima prescrita, segurança e monitoramento (DURIGAN; RATTER, 2016; PIVELLO et al., 2021). Outro desafio é a integração eficaz do conhecimento tradicional com o manejo científico (PIVELLO et al., 2021; SANTOS et al., 2022b).

### **3.4.2 Lacunas de conhecimento**

Embora o conhecimento sobre a ecologia do fogo no Cerrado tenha avançado, ainda existem importantes lacunas. A maior parte da pesquisa está concentrada em poucas localidades, e há uma necessidade de mais estudos em outras ecorregiões do Cerrado, como o Jalapão, para validar e refinar as práticas de MIF em contextos ambientais distintos (GOMES et al., 2018; MISTRY et al., 2005; MONTENEGRO et al., 2025). É crucial investigar com mais profundidade os efeitos de diferentes regimes de fogo (frequência, estação, intensidade) sobre a biodiversidade, abrangendo não apenas a vegetação, mas também a fauna e os processos do solo (BERLINCK et al., 2021; GOMES et al., 2018). Questões como a eficácia das queimas prescritas na proteção de vegetação sensível ao fogo, os impactos do fogo no balanço de carbono e nas emissões de gases de efeito estufa, e as consequências reprodutivas e evolutivas de diferentes regimes de fogo para a biota ainda necessitam de investigação mais aprofundada (FIDELIS; PIVELLO, 2011; GOMES et al., 2024; MEDEIROS; FIEDLER, 2004). O impacto das mudanças climáticas sobre os regimes de fogo e a resiliência do ecossistema é outra área prioritária para investigação (DURIGAN, 2020; GOMES et al., 2018; SANTOS et al., 2022b; SEGURA-GARCIA et al., 2025).

Para avaliar a eficácia do MIF e permitir comparações robustas entre diferentes UCs e estratégias de manejo, é essencial desenvolver e implementar um sistema de monitoramento padronizado (BATISTA; RUSSELL-SMITH, 2018; KALAPODIS; SAKKAS, 2024; PIVELLO et al., 2021). Atualmente, a coleta de dados sobre fogo e seus efeitos não é uniforme, o que dificulta a análise comparativa e a aprendizagem adaptativa em escala ampla (BERLINCK et al., 2021; COSTA et al., 2018; SANTOS et al., 2021a). É necessário estabelecer protocolos simplificados e padronizados para o monitoramento de campo, incluindo o mapeamento de áreas queimadas distinguindo entre queimas prescritas e incêndios não planejados, registros fotográficos padronizados e a manutenção de parcelas permanentes para monitorar a dinâmica da vegetação e do combustível (FRANKE et al., 2018; MONTENEGRO et al., 2025). A criação de um banco de dados unificado e acessível permitiria análises mais robustas e informaria de maneira mais eficaz a evolução da Política Nacional de MIF (FREITAS et al., 2022; PIVELLO et al., 2021; SCHMIDT et al., 2018).

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Área de estudo

A área de estudo abrange o mosaico do Jalapão (Figura 1), localizado na porção leste do estado do Tocantins. Este mosaico é uma das maiores áreas contínuas de Cerrado protegido do Brasil, crucial para a conservação do bioma Cerrado e caracterizado por uma matriz de savanas, veredas e formações florestais.

A área de abrangência do projeto para o estudo, foi definida com base nos limites das Unidades de Conservação (UCs), de âmbitos federal, estadual e municipal localizadas no Estado do Tocantins, e uma área circundante de 15 km de raio ao redor das seguintes unidades de conservação:

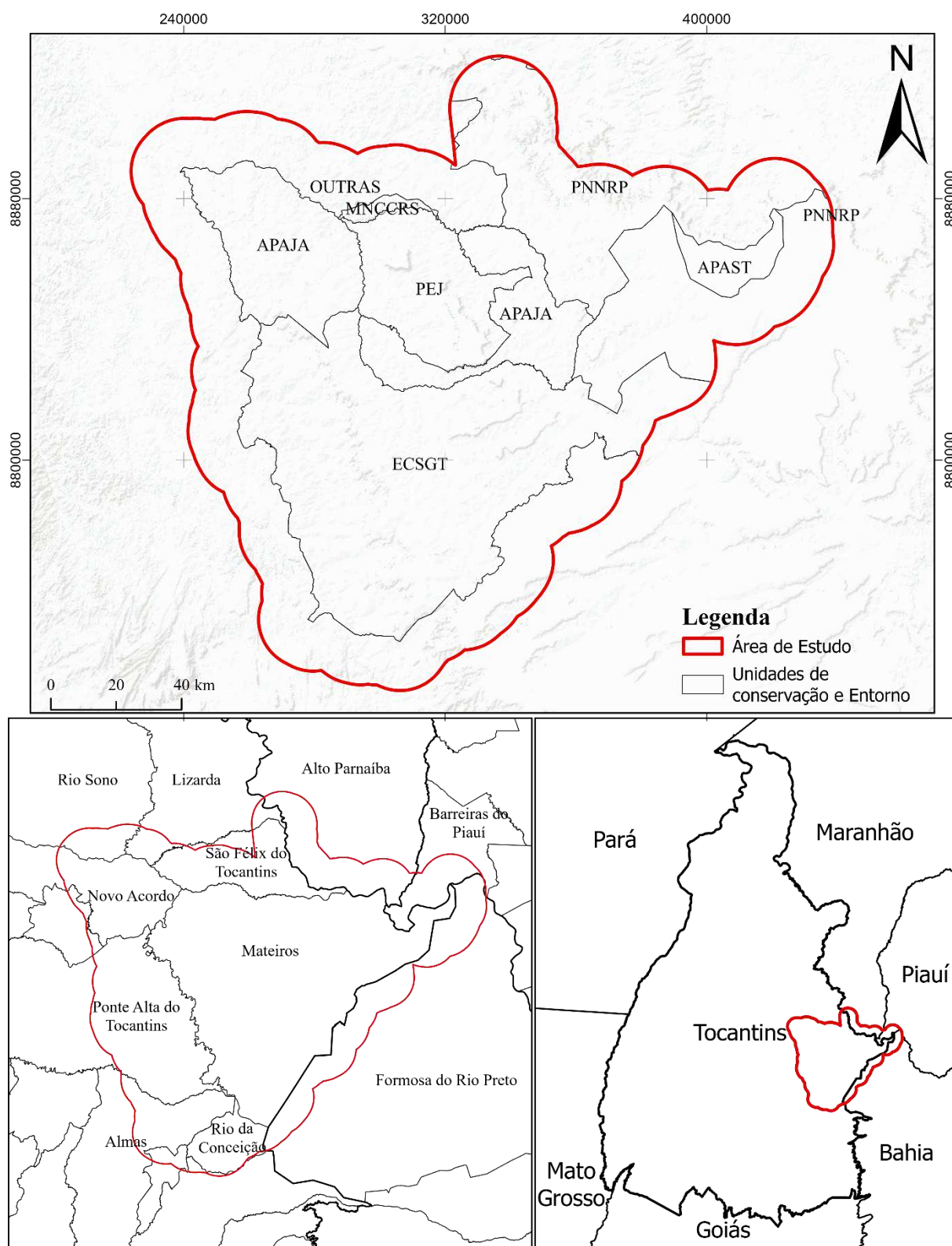
a) Unidades de conservação federais de proteção integral: Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT); Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba (PNNRP);

b) Unidades de conservação federais de uso sustentável: Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga (APAST);

c) Unidades de conservação estaduais de proteção integral: Parque Estadual do Jalapão (PEJ);

d) Unidades de conservação estaduais de uso sustentável: Área de Preservação Ambiental Jalapão (APAJA); e

e) Unidades de conservação municipal de proteção integral: Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono (MNCCRS).



Sistema de Referência: SIRGAS 2000 UTM ZONE 23S

Figura 1- Mapa de localização da área de estudo.

A Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins possui área de 716.306 ha e está localizada em cinco municípios entre os estados do Tocantins e Bahia, sendo eles Almas (TO),

Mateiros (TO), Ponte Alta do Tocantins (TO), Rio da Conceição (TO) e Formosa do Rio Preto (BA). A Estação é fechada para visitação ao público geral, sendo permitida apenas para fins educativos conforme definido em seu Plano de Manejo, e seu objetivo é a preservação da natureza e a realização de pesquisas científicas.

O Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba possui área de 749.848 ha e localiza-se entre as Serras da Tabatinga e a Chapada das Mangabeiras, na divisa dos estados do Piauí, Bahia, Tocantins e Maranhão. A Unidade de Conservação abrange os municípios de Alto Parnaíba (MA), Barreiras do Piauí (PI), Corrente (PI), Gilbués (PI), São Gonçalo do Gurguéia (PI), Formosa do Rio Preto (BA), São Félix do Tocantins (TO), Mateiros (TO) e Lizarda (TO). Seu objetivo é assegurar a preservação dos recursos naturais e da diversidade biológica, além de proporcionar a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação, recreação e turismo ecológico.

A Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga possui área total de aproximadamente 41.755 ha e está localizada no município de Mateiros (TO). Seu objetivo é a conservação da fauna, da flora e do solo, além da proteção das nascentes do Rio Parnaíba, assegurando a qualidade das águas e as vazões de mananciais da região.

O Parque Estadual do Jalapão (PEJ) tem extensão de aproximadamente 159.648 ha e está localizado nos municípios de Mateiros e São Félix do Tocantins. Seus limites são o Rio Soninho ao norte, o Rio Novo, a rodovia TO-255 e a APA Jalapão a oeste, sudoeste e sul, e o Ribeirão Brejão, o Córrego Carrapato, o Córrego Formiga e a APA Jalapão a leste e nordeste. Seu objetivo é proteger a fauna, a flora e os recursos naturais, garantindo o aproveitamento sustentado do potencial turístico.

A Área de Preservação Ambiental Jalapão apresenta área de aproximadamente 311.750 ha e está localizada nos municípios de Mateiros (TO), Novo Acordo (TO) e Ponte Alta do Tocantins (TO). A Unidade de Conservação funciona como zona de amortecimento para o Parque Estadual do Jalapão e propicia conectividade do Parque, a Leste, com a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e, ao sul, com o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba.

O Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono é uma UC municipal de proteção integral, localizada no município de São Félix do Tocantins (TO). Seu objetivo é a promoção e regulamentação do potencial turístico e paisagístico do Rio Sono entre a praia do Alecrim e a confluência do Rio Sono com o Rio Novo, além da preservação e recuperação da paisagem e dos remanescentes naturais marginais. Sua área é limitada ao norte pelas Áreas de Preservação Permanente associadas ao rio e à topografia ao longo do Rio Soninho, ao sul pelos

limites do Parque Estadual do Jalapão, coincidente também com a divisão municipal entre São Félix do Tocantins e Mateiros, a leste pela Praia do Alecrim e a oeste pela confluência do Rio Soninho com o Rio Novo.

Considerando a abrangência municipal da área de estudo, com o buffer de 15 km, estão incluídos 14 municípios, dos quais 11 pertencem ao Tocantins, 1 ao Maranhão, 1 à Bahia e 1 ao Piauí.

A área de estudo corresponde à porção das unidades de conservação do Mosaico do Jalapão situada dentro dos limites do estado do Tocantins, e não à totalidade de seus territórios. Para as unidades que se estendem por outros estados, como a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba, considerou-se apenas a fração tocantinense, correspondente a 95,6% e 42,3% de suas áreas totais, respectivamente. As demais unidades tiveram a totalidade de seu território incluída. As áreas totais e as frações de abrangência de cada Unidade de Conservação, apresentadas na Tabela 1, foram obtidas por cálculo de geometria vetorial a partir dos limites oficiais de cada UC, podendo apresentar pequenas variações em relação aos valores publicados nos respectivos atos de criação.

Tabela 1 – Abrangência do projeto por unidade de conservação no estado do Tocantins

| <b>Unidade</b>                                      | <b>Abrangência do estudo (ha)</b> | <b>Área total (ha)</b> | <b>% de abrangência</b> |
|-----------------------------------------------------|-----------------------------------|------------------------|-------------------------|
| Área de Proteção Ambiental do Jalapão               | 311.750,35                        | 311.750,35             | 100,0                   |
| Parque Estadual do Jalapão                          | 159.647,53                        | 159.647,53             | 100,0                   |
| Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba       | 317.080,45                        | 749.848,00             | 42,3                    |
| Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono | 10.915,23                         | 10.915,23              | 100,0                   |
| Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga       | 41.754,69                         | 41.754,69              | 100,0                   |
| Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins       | 684.923,63                        | 716.306,00             | 95,6                    |
| Entorno                                             | 900.572,78                        | 900.572,78             | 100,0                   |
| <b>Total</b>                                        | <b>2.426.644,66</b>               |                        |                         |

#### 4.2 Contexto de manejo

O primeiro período analisado, denominado “Fogo Zero”, corresponde à fase de vigência das políticas de exclusão total do uso do fogo nas unidades de conservação. Implementado entre aproximadamente 2000 e 2013, esse período foi marcado por uma orientação institucional que via o fogo essencialmente como um agente destrutivo, cuja presença deveria ser evitada a qualquer custo. Essa política refletia a influência de paradigmas preservacionistas tradicionais,

baseados em modelos de manejo importados de biomas temperados, nos quais o fogo não desempenha papel ecológico relevante (DURIGAN; RATTER, 2016; SANTOS et al., 2021a, 2021b). Assim, as ações de gestão concentravam-se na supressão e combate de incêndios, desconsiderando o papel histórico e ecológico do fogo como elemento estruturante dos ecossistemas savânicos.

O segundo período, correspondente ao Manejo Integrado do Fogo (MIF), inicia-se a partir de 2014, quando ocorre uma mudança paradigmática na gestão do fogo em unidades de conservação do Cerrado, especialmente no Mosaico do Jalapão (RODRIGUES et al., 2021; SCHMIDT et al., 2018). Nesse contexto, o fogo passa a ser reconhecido não apenas como ameaça, mas também como um elemento ecológico essencial à manutenção da biodiversidade e dos processos naturais dos ecossistemas savânicos (FRANKE et al., 2018; RODRIGUES et al., 2021). As políticas e práticas de manejo passam, então, a incorporar o uso controlado e estratégico do fogo, com base em princípios científicos e em saberes tradicionais de comunidades locais (FRANKE et al., 2024). O MIF propõe a substituição do combate reativo por um planejamento adaptativo, envolvendo a definição de zonas de queima prescrita, monitoramento de cicatrizes e cronogramas de queimas experimentais voltados à redução da carga combustível e à prevenção de incêndios de grande extensão (SANTOS et al., 2021a; SCHMIDT et al., 2018). Esse período representa, portanto, uma transição de uma abordagem excludente para uma gestão adaptativa e integrada, alinhada às recomendações contemporâneas de manejo do fogo em ecossistemas dependente do fogo (FRANKE et al., 2024).

#### **4.3 Área queimada mensal, precipitação e temperatura da superfície**

O presente estudo utilizou dados de área queimada mensal da Coleção 4 do MapBiomas Fogo. Os dados em formato matricial foram convertidos para polígonos, em que cada feição individual representa uma única cicatriz de fogo.

O estudo utilizou dois conjuntos principais de dados climáticos: precipitação e temperatura da superfície. As informações de precipitação foram obtidas a partir do produto CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data), em formato matricial, representando a precipitação mensal acumulada (mm). Já os dados de temperatura média da superfície terrestre (Land Surface Temperature) foram derivados do produto MODIS MYD11A1 e MOD11A1, o qual fornece medidas diárias de temperatura em Kelvin com resolução espacial de 1 km. O processamento dos dados MODIS foi realizado na plataforma Google Earth Engine (GEE), onde as imagens diárias foram filtradas por data e área de interesse, e posteriormente submetidas a máscaras de qualidade para exclusão de pixels afetados

por cobertura de nuvens e erros de sensor. Para cada mês, foi calculada a mediana dos valores de LST válidos, resultando em rasters mensais de temperatura média da superfície, expressos em graus Celsius, após conversão.

#### 4.3.1 Classificação da área queimada por período de ocorrência

Com o acervo de cicatrizes caracterizado quanto ao mês de ocorrência, as ocorrências foram agrupadas em três períodos da estação de fogo: precoce, modal e tardio (Tabela 2). Essa divisão segue o arcabouço operacional do Manejo Integrado do Fogo adotado na região do Jalapão (SCHMIDT et al., 2018) e é consistente com a distinção, amplamente reconhecida em savanas tropicais, entre as queimas do início da estação seca, de menor intensidade e severidade, e as do fim da estação seca, mais intensas e extensas (FIDELIS et al., 2018; SANTOS et al., 2021a). Não há, na literatura, um limite mensal único e universal para essa divisão: as classificações variam entre uma divisão binária (precoce/tardio) e uma tripartite (precoce/modal/tardio), e os limites são frequentemente fixados por data operacional. Diante dessa variação, adotou-se o calendário praticado pela gestão das unidades: período precoce (janeiro a maio e novembro a dezembro), modal (junho e julho) e tardio (agosto a outubro), este último correspondente ao ápice da estação seca e alvo prioritário de redução do MIF.

Tabela 2 - Referência geral utilizada para a classificação do período de ocorrência do fogo para a área de avaliação.

| Período de ocorrência do fogo | Data de início | Data de fim    | Mês de abrangência                             |
|-------------------------------|----------------|----------------|------------------------------------------------|
| Precoce                       | 01 de janeiro  | 30 de maio     | Janeiro<br>Fevereiro<br>Março<br>Abril<br>Maio |
| Modal                         | 01 de junho    | 31 de julho    | Junho<br>Julho                                 |
| Tardio                        | 01 de agosto   | 31 de outubro  | Agosto<br>Setembro<br>Outubro                  |
| Precoce                       | 01 de novembro | 31 de dezembro | Novembro<br>Dezembro                           |

#### 4.3.2 Métricas derivadas de área queimada

A caracterização de um regime de fogo não se esgota na área total queimada. Regimes de fogo são fenômenos multidimensionais, descritos por atributos complementares como tamanho, frequência, intensidade, sazonalidade e extensão dos eventos (ARCHIBALD et al.,

2013). Além disso, a área queimada pode ser decomposta no produto entre o número de ignições e o tamanho individual dos eventos (ANDELA et al., 2019), de modo que unidades com áreas queimadas semelhantes podem diferir radicalmente quanto ao número e ao tamanho das cicatrizes, com implicações ecológicas distintas. Estudos em escala global mostram, ademais, que a área, o tamanho e a intensidade do fogo respondem a controles ambientais parcialmente distintos (HAAS et al., 2022), o que justifica analisá-los separadamente em vez de recorrer a um único indicador agregado. Por essas razões, adotaram-se quatro métricas anuais por unidade de conservação, derivadas dos polígonos de cicatriz:

- (i) Porcentagem de área queimada: razão entre a área total queimada e a área da unidade no ano, expressa em percentual; corresponde ao componente de extensão do regime de fogo (ARCHIBALD et al., 2013).
- (ii) Densidade de ignições: número de cicatrizes por km<sup>2</sup> (cic/km<sup>2</sup>); aproxima a frequência de ocorrência e a pressão de fogo na paisagem, consistente com a decomposição  $\text{área} = \text{ignições} \times \text{tamanho}$  (ANDELA et al., 2019).
- (iii) Tamanho médio das cicatrizes (ha): média da área das cicatrizes.
- (iv) Área média dos 5% maiores eventos (Tamanho P95, ha): média da área dos fragmentos no percentil 95 ou acima. Esta última métrica justifica-se pela distribuição assimétrica dos tamanhos de cicatriz, em que poucos eventos de grande porte concentram a maior parte da área queimada e do impacto ecológico (ARCHIBALD et al., 2013; ANDELA et al., 2019); a média dos maiores eventos isola justamente os incêndios de alta severidade que constituem a preocupação de manejo.

#### 4.3.3 Variáveis climáticas

Preditores climáticos foram derivados das séries mensais de precipitação e temperatura:

- (i) Déficit pluviométrico: definido como o simétrico da anomalia anual de chuva em relação à média do próprio período (2000–2024), de modo que valores positivos indicam anos mais secos que a média.
- (ii) Meses secos: o número de meses secos (n) contabiliza, em cada ano, os meses com precipitação inferior a 30 mm.
- (iii) Anomalia de temperatura anual: corresponde ao desvio da temperatura média de superfície anual em relação à média do período.
- (iv) Temperatura média anual: corresponde à média da temperatura da superfície no ano.

- (v) Temperatura média na estação seca: a temperatura da estação seca é a LST média dos meses de junho a outubro (JJASO), janela que concentra o período seco e a atividade de fogo na região.
- (vi) Índice de Precipitação Padronizado (SPI): O SPI (MCKEE et al., 1993) foi calculado na escala de seis meses (SPI-6). A série de precipitações acumuladas foi ajustada a uma distribuição Gama e transformada para a normal padrão; valores positivos indicam anomalia úmida e negativos, estiagem. A referência para aplicação pode ser o mês de maio ou no mês de pico de fogo de cada unidade, definido como o mês de maior área queimada média, em cada unidade, ao longo da série estudada.

#### **4.4 Análise estatística**

A análise organizou-se em dois eixos: (i) tendências temporais e correlações entre a dinâmica do fogo e variáveis climáticas em 2000–2024 (Eixo 1, Fogo-Clima); e (ii) comparação da participação sazonal do fogo entre os períodos Fogo Zero (2000–2013) e Manejo Integrado do Fogo (2014–2024), com controle do efeito climático (Eixo 2, Período Político). Optou-se por métodos não paramétricos, baseados em postos, por serem robustos a distribuições não normais e à presença de valores extremos, sem exigir transformação dos dados.

##### **4.4.1 Justificativa do emprego de estatística não paramétrica**

O teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965) indicou distribuições fortemente assimétricas nas variáveis de fogo, com outliers associados a eventos extremos. Métodos baseados em postos são preferíveis nesse cenário por não pressuporem normalidade nem homoscedasticidade e por serem pouco sensíveis a observações discrepantes, propriedade especialmente desejável em séries de fogo dominadas por poucos anos extremos.

##### **4.4.2 Tendências temporais: teste de Mann-Kendall e inclinação de Sen**

As tendências monotônicas das métricas relacionadas a área queimada e clima foram avaliadas pelo teste não paramétrico de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975) amplamente consolidado na detecção de tendências em séries hidroclimáticas e ambientais por não assumir forma funcional nem distribuição específica. A magnitude da tendência foi estimada pela inclinação de Theil-Sen (SEN, 1968), também robusta a outliers. Dado o grande número de testes conduzidos por unidade, aplicou-se a correção de Benjamini-Hochberg para controle da taxa de falsas descobertas (FDR) ao nível de 5% (BENJAMINI; HOCHBERG, 1995), tratando o conjunto de testes de cada unidade como uma família independente.

Como o teste de tendência pode ser afetado por autocorrelação serial, examinou-se a autocorrelação de defasagem 1 das séries anuais de fogo, que se mostrou baixa e predominantemente negativa (média entre  $-0,04$  e  $-0,26$ ), condição em que o teste de Mann-Kendall não é inflado. Como verificação de robustez, as tendências que permaneceram significativas após a correção FDR foram reavaliadas pela modificação de Hamed-Rao (HAMED; RAO, 1998), que retornou significância idêntica, confirmando que as tendências não constituem artefato de dependência temporal.

#### **4.4.3 Correlação de Spearman**

As associações entre as métricas anuais de fogo e os preditores climáticos foram quantificadas pelo coeficiente de correlação de postos de Spearman ( $\rho$ ), por unidade e por par de variáveis. Por medir associação monotônica sobre postos, o coeficiente é robusto a relações não lineares e a valores extremos, coerentemente com a escolha não paramétrica geral. Os preditores climáticos foram: SPI-6 referenciado no mês de pico de área queimada, LST média da estação seca (JJASO), anomalia anual de LST, déficit hídrico anual e número de meses secos (meses com precipitação inferior a 30 mm).

A correção de Benjamini-Hochberg (BENJAMINI; HOCHBERG, 1995) foi aplicada tratando o conjunto de testes de cada unidade como uma família independente ( $q = 0,05$ ), em vez de uma correção global sobre os 140 testes. Essa escolha corresponde ao alvo inferencial de avaliar a predição climática dentro de cada unidade e evita diluir sinais locais contra testes de outras unidades; sob correção global, nenhuma associação sobrevive, o que reforça, e não enfraquece, a conclusão de controle climático fraco. Para as correlações que permaneceram robustas após essa correção, calcularam-se intervalos de confiança de 95% por reamostragem bootstrap (2.000 reamostras).

#### **4.4.4 Modelo de efeitos mistos (fogo-clima)**

Para avaliar se o baixo poder das séries por unidade poderia mascarar uma resposta climática compartilhada entre as unidades, procedeu-se a uma análise complementar agregada por modelo linear de efeitos mistos (LMM). O agrupamento das sete unidades de análise (seis unidades de conservação e o entorno) elevou o tamanho amostral efetivo de 25 anos por unidade para 175 observações unidade-ano, aumentando o poder estatístico e controlando a não independência das observações repetidas. A unidade de análise foi especificada como intercepto aleatório, de modo que cada unidade mantém sua linha de base própria enquanto a resposta às anomalias climáticas (inclinação) é estimada de forma comum; efeitos aleatórios em nível de

unidade de manejo são prática consolidada em estudos de fogo para acomodar heterogeneidade espacial (OBERPRILLER et al., 2022; ZHANG et al., 2022). Cada métrica de fogo foi modelada separadamente e cada preditor climático foi ajustado em um modelo próprio; os fatores de inflação de variância foram moderados (todos VIF < 4), indicando ausência de multicolinearidade severa. Todas as variáveis foram padronizadas, e os parâmetros foram estimados por máxima verossimilhança restrita (REML).

#### **4.4.5 Poder estatístico**

O poder de detecção foi avaliado a priori (transformação z de Fisher) ao nível  $\alpha = 0,05$  para  $n = 25$ , seguindo uma lógica de análise de desenho e não de poder observado (HOENIG; HEISEY, 2001; GELMAN; CARLIN, 2014). O poder para detectar uma correlação de Spearman verdadeira de  $|\rho| = 0,3$  é de aproximadamente 0,31, subindo a 0,51 em 0,4 e 0,73 em 0,5. Resultados não significativos em nível de unidade devem, portanto, ser interpretados como inconclusivos, e não como ausência de associação.

#### **4.4.6 Comparação entre períodos políticos**

As participações sazonais foram comparadas entre Fogo Zero ( $n = 14$  anos) e MIF ( $n = 11$  anos) pelo teste de Mann-Whitney (MANN; WHITNEY, 1947), apropriado para comparar dois grupos independentes sob não normalidade. Como o valor-p não informa a magnitude do efeito, quantificou-se o tamanho de efeito pela correlação biserial de postos ( $r$ ), interpretável e diretamente derivada da estatística U (KERBY, 2014), com intervalo de confiança de 95% obtido por bootstrap de 2.000 reamostragens (EFRON; TIBSHIRANI, 1993). Aplicou-se a correção de Benjamini-Hochberg (BENJAMINI; HOCHBERG, 1995). Para distinguir o efeito da política do confundimento climático, a participação tardia de cada unidade foi regredida sobre o SPI-6 por mínimos quadrados ordinários, e os resíduos foram novamente submetidos ao teste de Mann-Whitney.

#### **4.4.7 Série temporal interrompida (ITS) e modelo de efeitos mistos**

O efeito da implantação do MIF foi avaliado por série temporal interrompida (ITS) com regressão segmentada, desenho quase-experimental padrão para estimar o efeito de uma intervenção com data de início conhecida, distinguindo mudança de nível de mudança de tendência (WAGNER et al., 2002; BERNAL et al., 2017). O modelo incluiu tendência temporal linear, um termo de nível para o início do MIF (2014), um termo de mudança de inclinação pós-2014 e o SPI-6 como covariável de controle climático; a autocorrelação dos resíduos foi verificada pelo teste de Durbin-Watson (DURBIN; WATSON, 1951). O modelo adotado foi: participação do fogo no período tardio:

$$participação\ tardia = \beta_0 + \beta_1 \cdot t + \beta_2 \cdot MIF + \beta_3 \cdot t\_pós + \beta_4 \cdot SPI6 + \varepsilon$$

em que:

$t = ano - 1999$ ,

$MIF = 1$  para anos a partir de 2014

$t\_pós = \max(0, ano - 2013)$ .

O modelo foi ajustado individualmente por unidade (OLS) e, de forma agrupada, por modelo linear de efeitos mistos com intercepto aleatório por unidade (excluindo o Entorno). O componente aleatório por unidade é necessário porque as observações UC-ano não são independentes, medidas repetidas dentro de cada unidade compartilham características locais, e os modelos mistos acomodam adequadamente essa estrutura hierárquica em dados ecológicos (ZUUR et al., 2009; BOLKER et al., 2009; HARRISON et al., 2018).

#### 4.4.8 Processamento

O processamento foi conduzido em Python, com GeoPandas e Rasterio (dados vetoriais e matriciais), NumPy e SciPy (cálculo e testes), pymannkendall (Mann-Kendall) e statsmodels (regressão segmentada e modelo misto).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Área queimada em relação à área de estudo

Ao analisar as áreas queimadas no período de 2000 a 2024 (Tabela 3), a série histórica evidencia um regime de fogo marcado por alta variabilidade interanual, com alternância entre anos de baixa e alta atividade do fogo. Os primeiros anos apresentam valores elevados, seguidos por quedas abruptas e novos picos, como em 2007 e 2010, quando a área queimada ultrapassa 20% da área avaliada. Esses eventos sugerem influência de anos com déficit pluviométrico acentuado e de combustível acumulado ao longo dos anos com baixa atividade do fogo como observado por (ANDRADE et al., 2021; MELO et al., 2021). O total acumulado, cerca de 7,5 milhões de hectares queimados em 25 anos confirma que o fogo é um processo recorrente e estrutural na paisagem estudada, demandando estratégias de gestão que integrem clima, combustível e práticas de manejo.

Tabela 3 - Área anual queimada na área de estudo.

| Ano          | Área queimada (ha)  | Percentual em relação à área avaliada |
|--------------|---------------------|---------------------------------------|
| 2000         | 289.979,00          | 11,9%                                 |
| 2001         | 325.465,70          | 13,4%                                 |
| 2002         | 309.585,75          | 12,8%                                 |
| 2003         | 173.821,51          | 7,2%                                  |
| 2004         | 365.429,36          | 15,1%                                 |
| 2005         | 312.397,48          | 12,9%                                 |
| 2006         | 207.516,47          | 8,6%                                  |
| 2007         | 518.335,50          | 21,4%                                 |
| 2008         | 253.382,14          | 10,4%                                 |
| 2009         | 145.226,83          | 6,0%                                  |
| 2010         | 492.078,64          | 20,3%                                 |
| 2011         | 290.447,08          | 12,0%                                 |
| 2012         | 382.849,91          | 15,8%                                 |
| 2013         | 285.384,16          | 11,8%                                 |
| 2014         | 420.672,88          | 17,3%                                 |
| 2015         | 378.796,18          | 15,6%                                 |
| 2016         | 348.065,61          | 14,3%                                 |
| 2017         | 244.587,27          | 10,1%                                 |
| 2018         | 164.759,11          | 6,8%                                  |
| 2019         | 308.105,17          | 12,7%                                 |
| 2020         | 341.789,73          | 14,1%                                 |
| 2021         | 232.052,05          | 9,6%                                  |
| 2022         | 398.198,29          | 16,4%                                 |
| 2023         | 255.443,51          | 10,5%                                 |
| 2024         | 505.680,87          | 20,8%                                 |
| <b>Total</b> | <b>7.950.050,19</b> | -                                     |

### 5.1.1 Avaliação do período de ocorrência

Conforme observado nas Figuras 2, 3 e 4, a avaliação da sazonalidade do fogo revela um padrão claro de dominância e uma expressiva variabilidade anual. Com base nos dados agregados de 2000 a 2024, o período de fogo tardio foi, conclusivamente, a maior contribuinte, sendo responsável por aproximadamente 67% de toda a área queimada ao longo do período. Os anos de maior impacto, considerando a soma de todos os períodos, ilustram a magnitude da variabilidade interanual do fogo na região. Os três anos de maior ocorrência foram 2007, com cerca de 518 mil ha queimados no total e 336 mil ha no período tardio (64,9%); 2024, com cerca de 506 mil ha no total e 338 mil ha no período tardio (66,8%); e 2010, com cerca de 492 mil ha no total e 373 mil ha no período tardio (75,9%).

Em contraste, a série histórica também inclui anos de incidência total de fogo consideravelmente menor, como 2009 com aproximadamente 145 mil ha sendo 115 mil no período tardio (79,3%) e 2018 com aproximadamente 165 mil ha e 77 mil no período tardio (46,6%), que representam menos de um terço da área queimada nos anos de pico. Essa predominância estabelece os incêndios tardios como o desafio central de manejo, exigindo uma análise aprofundada de seu comportamento.

Do ponto de vista ambiental e de manejo, a análise específica do período tardio é de importância estratégica, pois representa os incêndios mais indesejados e danosos ao ecossistema. Avaliando o comportamento deste período no período pré-2014, associado à política de "Fogo Zero", observa-se que picos significativos já ocorriam, como em 2007 (cerca de 336 mil ha) e 2010 (cerca de 373 mil ha). No período posterior a 2014, quando o Manejo Integrado do Fogo (MIF) foi implementado, os dados não indicam uma redução consistente. Uma análise comparativa das médias anuais reforça essa conclusão: a média de área queimada por fogo tardio no período pré-MIF (2000-2013) foi de aproximadamente 214 mil ha, enquanto no período pós-MIF (2014-2024) permaneceu em um patamar similar, com cerca de 203 mil ha. A área afetada por este período continuou alta e variável, com picos notáveis em 2014 (cerca de 313 mil ha) e 2024 (cerca de 338 mil ha).

Contrastando com as tendências de ocorrência de fogo no período tardio, o ano de 2016 atingiu seu maior valor de fogo no período precoce na série histórica, com mais de 101 mil ha. Este evento é consistente com a realização de queimas prescritas naquele ano específico. Contudo, este pico não se traduziu em uma tendência de aumento sustentado. A média anual de fogo precoce no período pós-MIF, cerca de 28 mil ha, não superou a média do período anterior, cerca de 30 mil ha.

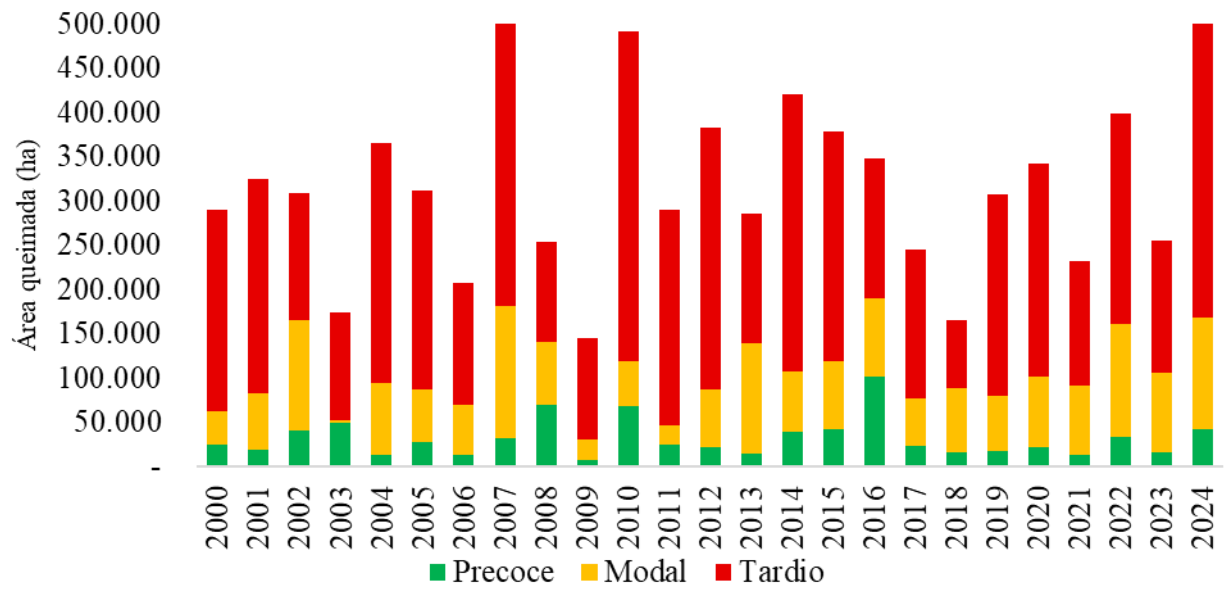


Figura 2 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo na Área de Estudo.

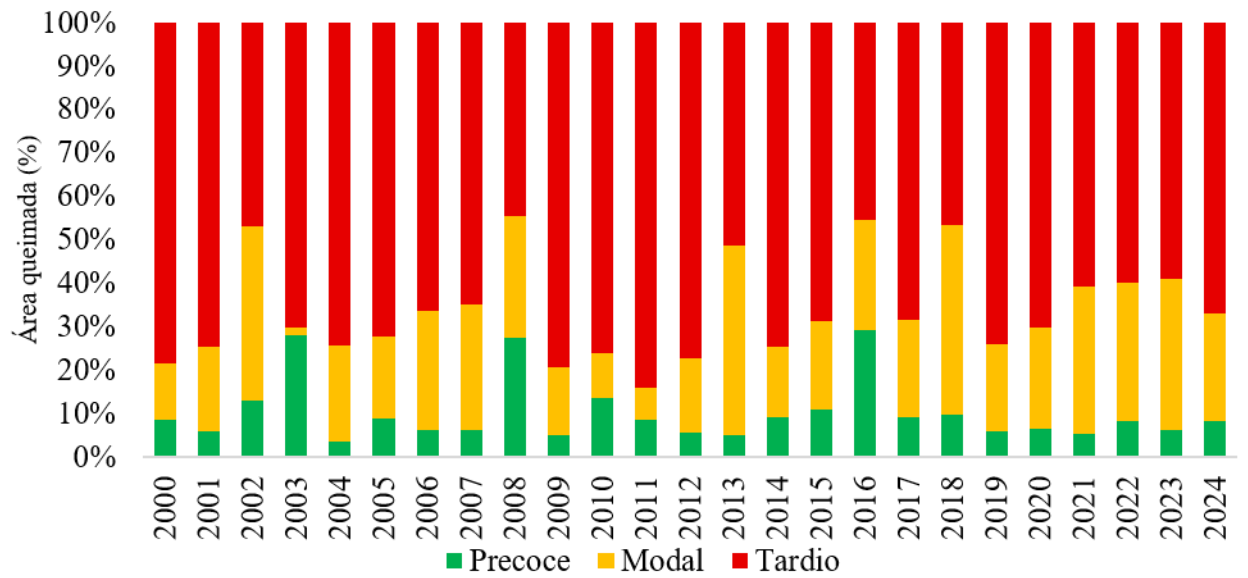


Figura 3 - Distribuição percentual da área queimada nos regimes de fogo na Área de Estudo.

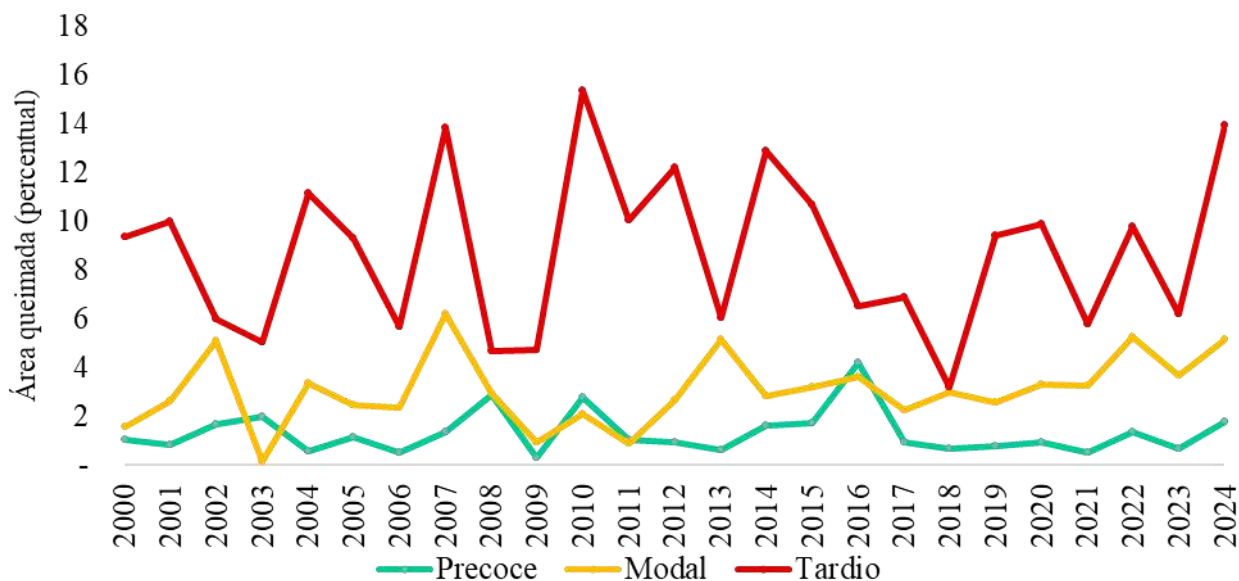


Figura 4 - Percentual da área queimada em relação à área de estudo nos diferentes regimes de fogo.

### 5.1.2 Avaliação do grupo de proteção da área de ocorrência

A análise da série histórica de áreas queimadas entre 2000 e 2024, evidenciada nas Figuras 5, 6 e 7, revela uma dinâmica marcada por alta variabilidade interanual, sem uma tendência linear de aumento ou decréscimo, mas caracterizada por picos de fogo extremos que definem o período. Anos de incidência notavelmente alta, como 2007 e 2010, e o máximo registrado em 2024, contrastam fortemente com períodos de menor atividade, como 2009 e 2018, ilustrando a natureza oscilatória e episódica do fogo na região. Estruturalmente, emerge um contraste fundamental entre as categorias de proteção: o grupo de proteção integral predomina sistematicamente como o principal contribuinte para a área queimada total, tanto em valores absolutos quanto percentuais. O grupo Entorno se posiciona como o segundo mais impactado, enquanto o de uso sustentável consistentemente registra as menores cifras. A análise dos percentuais evidencia essa disparidade, com a contribuição do grupo de proteção integral para o total queimado frequentemente ultrapassando 40% e superando 55% em anos recentes, ao passo que a participação do uso sustentável se mantém consistentemente abaixo de 18%, o que demonstra não apenas uma concentração espacial do fogo, mas uma polarização do risco no território, com as áreas de proteção mais restrita absorvendo a maior parte do impacto. Essa dinâmica heterogênea, com padrões distintos de incidência associados à categoria de proteção, estabelece o contexto para uma análise aprofundada de cada grupo.

A trajetória do fogo no grupo Entorno é caracterizada por alta variabilidade interanual, evidenciando uma pressão recorrente, porém inconstante. Picos de área queimada, como os

registrados em 2007 (aproximadamente 207 mil ha) e 2010 (cerca de 199 mil ha), se contrapõem a vales pronunciados em anos como 2009 e 2018, quando a área afetada foi de aproximadamente 51 mil e 50 mil hectares, respectivamente. A contribuição percentual deste grupo para o total queimado, embora expressiva, também oscila e demonstra uma tendência de perda de protagonismo em anos mais recentes quando comparada ao início da série histórica. Apesar dessa variação na sua importância relativa, o impacto territorial em anos de maior área queimada permanece importante, como observado em 2007, quando 23,1% da área total deste grupo foi atingida pelo fogo. Estes dados consolidam o Entorno como uma zona de interface entre matriz antrópica e áreas protegidas, sujeita a uma pressão de fogo recorrente e elevada. Embora sua contribuição relativa ao total queimado flutue, a severidade dos impactos territoriais em anos extremos confirma sua condição de paisagem vulnerável e potencial vetor de propagação do fogo para as áreas núcleo de conservação.

Em contraste, o grupo de proteção integral consistentemente registra as maiores áreas queimadas em termos absolutos ao longo de todo o período analisado. A série é marcada por picos de área queimada que demonstram a vulnerabilidade dessas paisagens, com eventos notáveis em 2007 (229 mil ha), 2014 (243 mil ha), 2022 (238 mil ha) e, de forma proeminente, o máximo absoluto de todo o período registrado em 2024, com aproximadamente 288 mil hectares queimados. A dominância desta categoria é reforçada pela sua contribuição percentual ao total queimado, que exibe uma clara tendência de consolidação ao longo da série: partindo de patamares em torno de 40 e 42% no início do período, sua contribuição frequentemente supera 55% na segunda metade da série. O impacto do fogo sobre o próprio território do grupo também é alarmante, com os anos de 2014 e 2024 registrando que 20,8% e 24,6% de suas áreas, respectivamente, foram queimadas. De forma conclusiva, os dados revelam uma intensificação da vulnerabilidade ao fogo nesta categoria, com picos de impacto territorial cada vez mais expressivos, configurando um desafio de conservação crescente.

Por fim, o grupo de uso sustentável apresenta, de forma consistente, as menores áreas queimadas em valores absolutos. No entanto, esta categoria também registra picos expressivos, como em 2007 (81 mil ha) e 2010 (72 mil ha), que atestam sua vulnerabilidade em anos de maior déficit pluviométrico. Sua menor expressão no contexto geral é evidenciada pelos indicadores percentuais: a contribuição para o total queimado mantém-se em um patamar relativamente estável e baixo, geralmente entre 10% e 18%. O impacto sobre sua própria área, embora menor em média, também registra picos notáveis, como em 2007, quando 23,0% de sua extensão foi afetada, indicando que o impacto local pode ser expressivo em anos específicos. Ao contrastar a relativa estabilidade e menor incidência de fogo no grupo de uso

sustentável com a alta magnitude observada nos demais, conclui-se a análise. Essa dinâmica distinta sugere que as diferentes formas de uso e manejo da terra, inerentes à categoria de uso sustentável, podem atuar como fatores mitigadores da propagação do fogo em larga escala, um mecanismo que justifica investigação aprofundada.

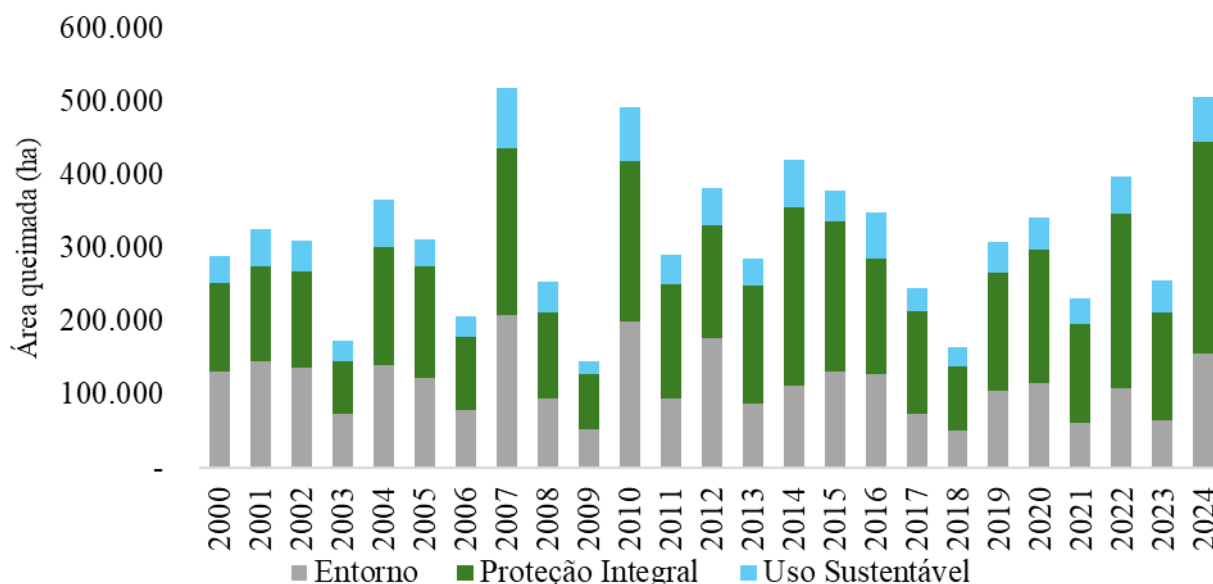


Figura 5 - Área queimada nos diferentes grupos de proteção na Área de Estudo.

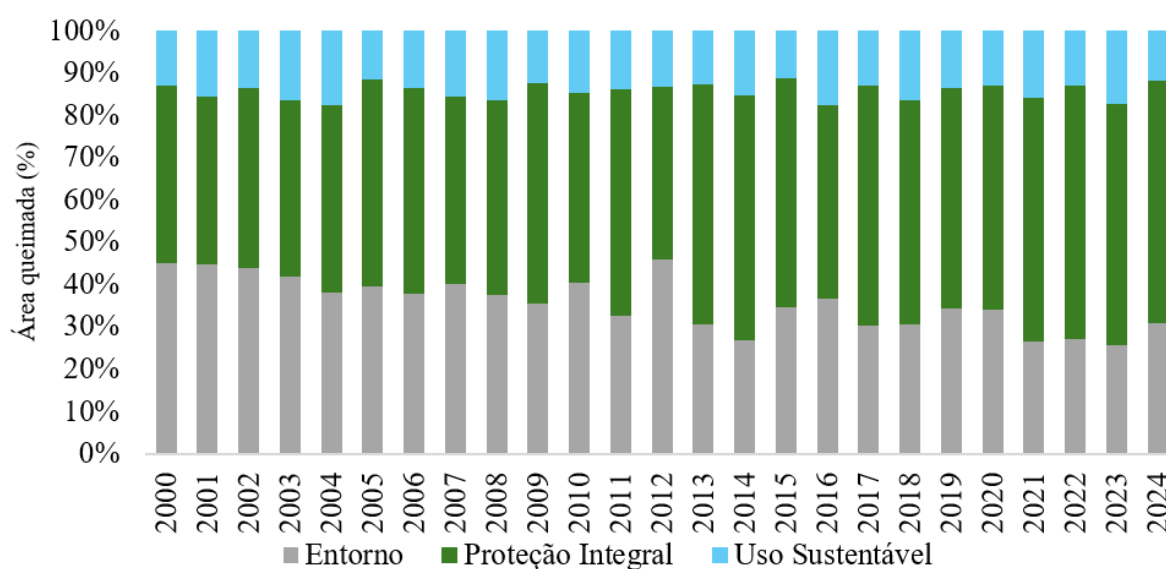


Figura 6 – Distribuição percentual da área queimada nos grupos de proteção na Área de Estudo.

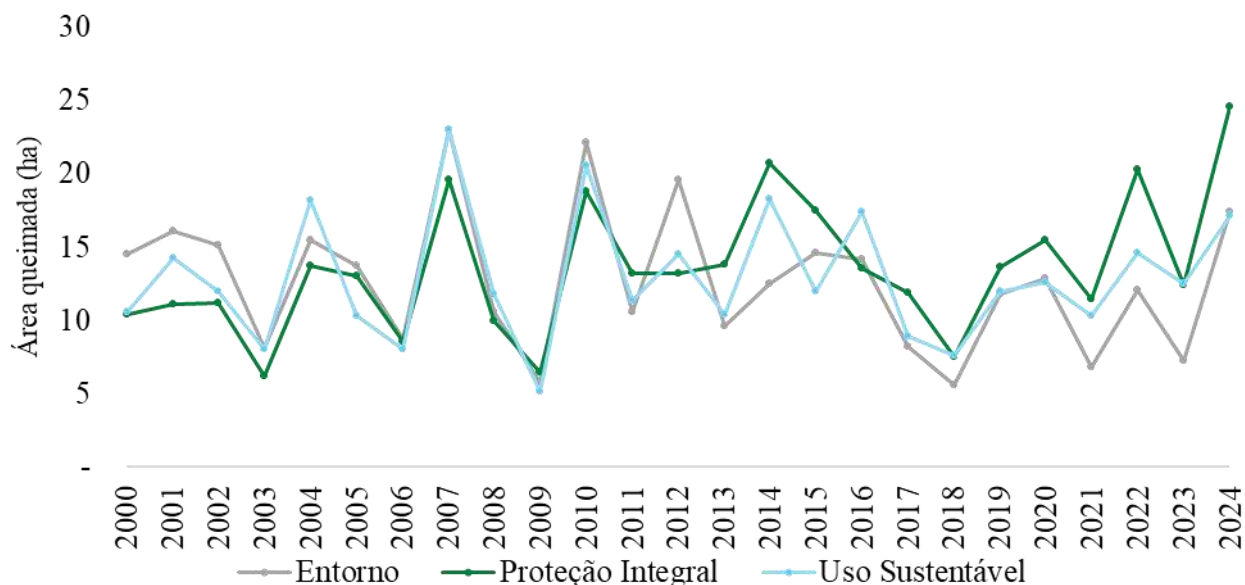


Figura 7 - Percentual da área queimada em relação a área de estudo nos diferentes grupos de proteção.

## 5.2 Área queimada por unidade de conservação e entorno

Ao avaliar a área queimada estratificada por unidade de conservação e pelo entorno, nota-se que anos como 2010, 2014, 2017 e 2020 destacam-se como picos de atividade, com extensas áreas queimadas registradas em múltiplas unidades simultaneamente, o que sugere a presença de fator climático regional, como secas severas, sincronizando a atividade do fogo entre diferentes contextos de manejo. A variabilidade observada nas proporções de área queimada em cada período de ocorrência indica diferentes níveis de intensidade e de impacto ecológico a cada ciclo. Embora o padrão de dominância do fogo tardio seja a regra, a análise detalhada por unidade revela anos específicos com inversões e alterações notáveis nessa sazonalidade, sugerindo a influência de fatores locais ou de condições climáticas anômalas que modulam o regime de fogo esperado.

### 5.2.1 Área de Proteção Ambiental Jalapão

Ao avaliar área queimada na Área de Proteção Ambiental Jalapão (Figura 8), a dinâmica do fogo é caracterizada pela predominância do período de ocorrência tardio na maior parte da série histórica, respondendo frequentemente por mais de 60% da área queimada anual. Em 2010, registrou-se um pico de 48.142,40 ha queimados apenas neste período impactando 15,44% da área total da unidade, enquanto o ano de 2007 apresentou a maior área queimada total. A contribuição do período precoce é geralmente minoritária; contudo, exceções notáveis ocorrem, como em 2016, quando este período foi responsável por 19.238,57 ha,

correspondendo a 31,41% do fogo registrado (Figura 9). O impacto territorial das queimadas tardias é expressivo em anos de alta atividade, como em 2004 e 2010, quando, isoladamente, este período afetou mais de 10% da área da unidade (Figura 10).

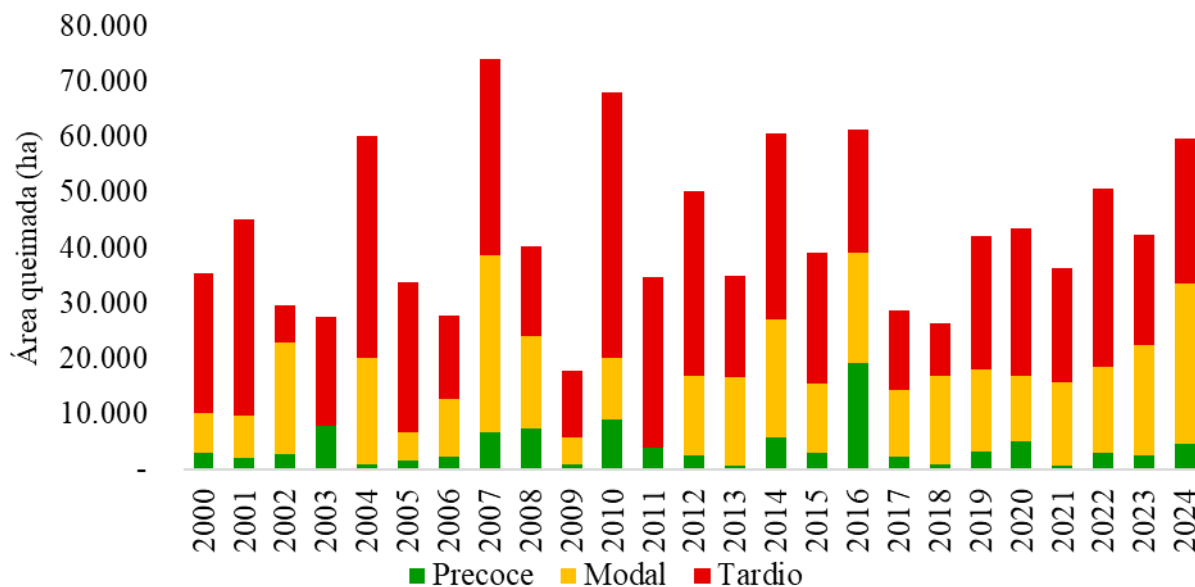


Figura 8 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo na Área de Proteção Ambiental Jalapão.

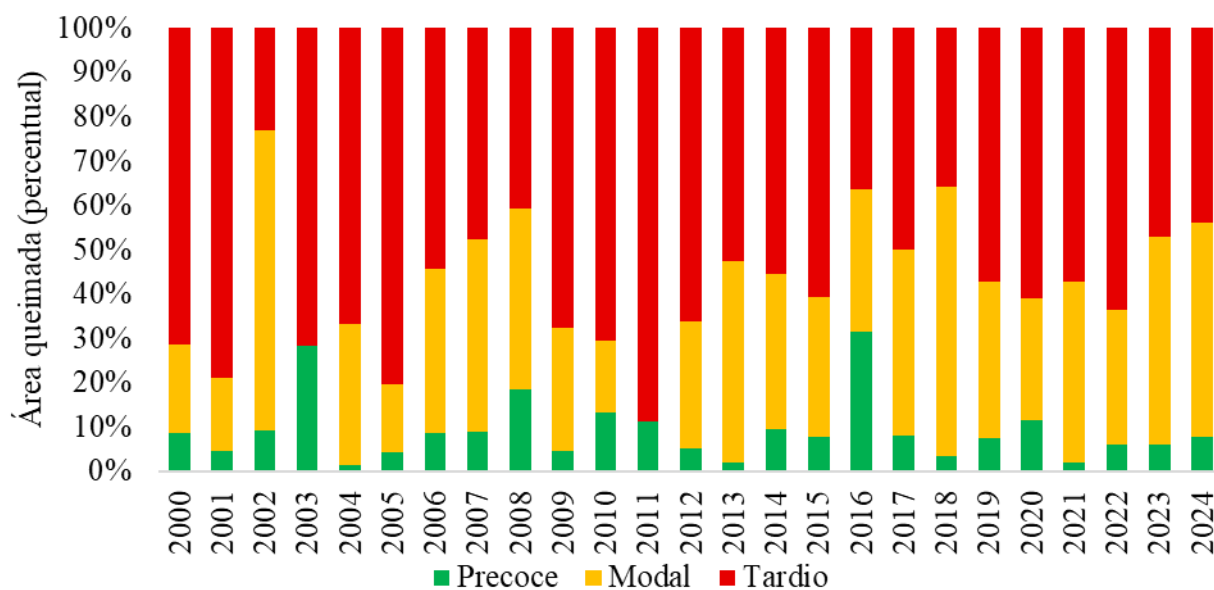


Figura 9 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo na Área de Proteção Ambiental Jalapão.

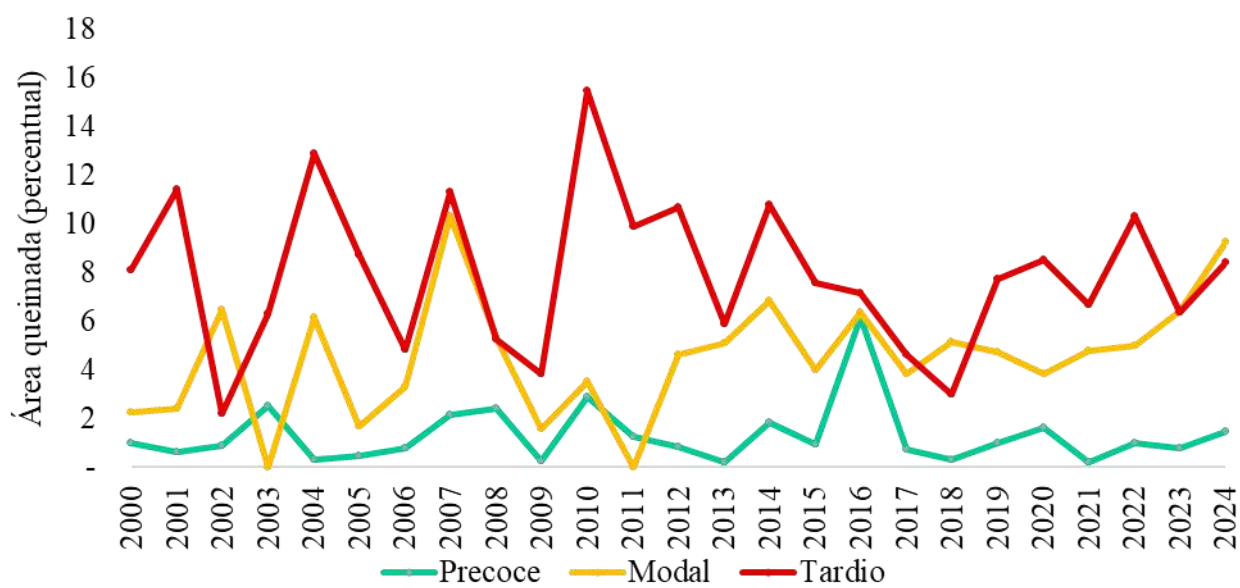


Figura 10 - Percentual da área queimada em relação a área da Área de Proteção Ambiental Jalapão por diferentes regimes de fogo

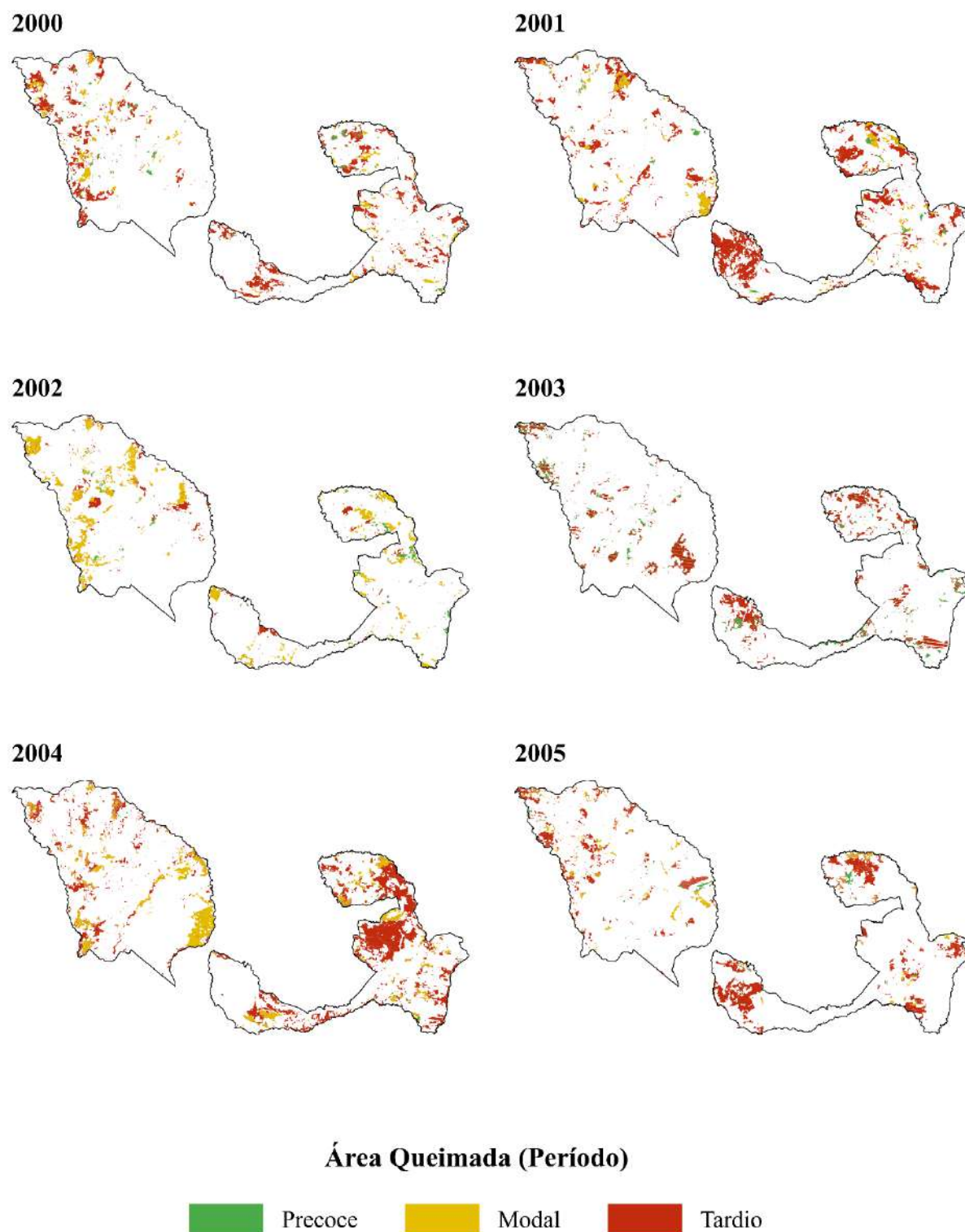


Figura 11 - Regime de fogo para a APA Jalapão nos anos de 2000 a 2005

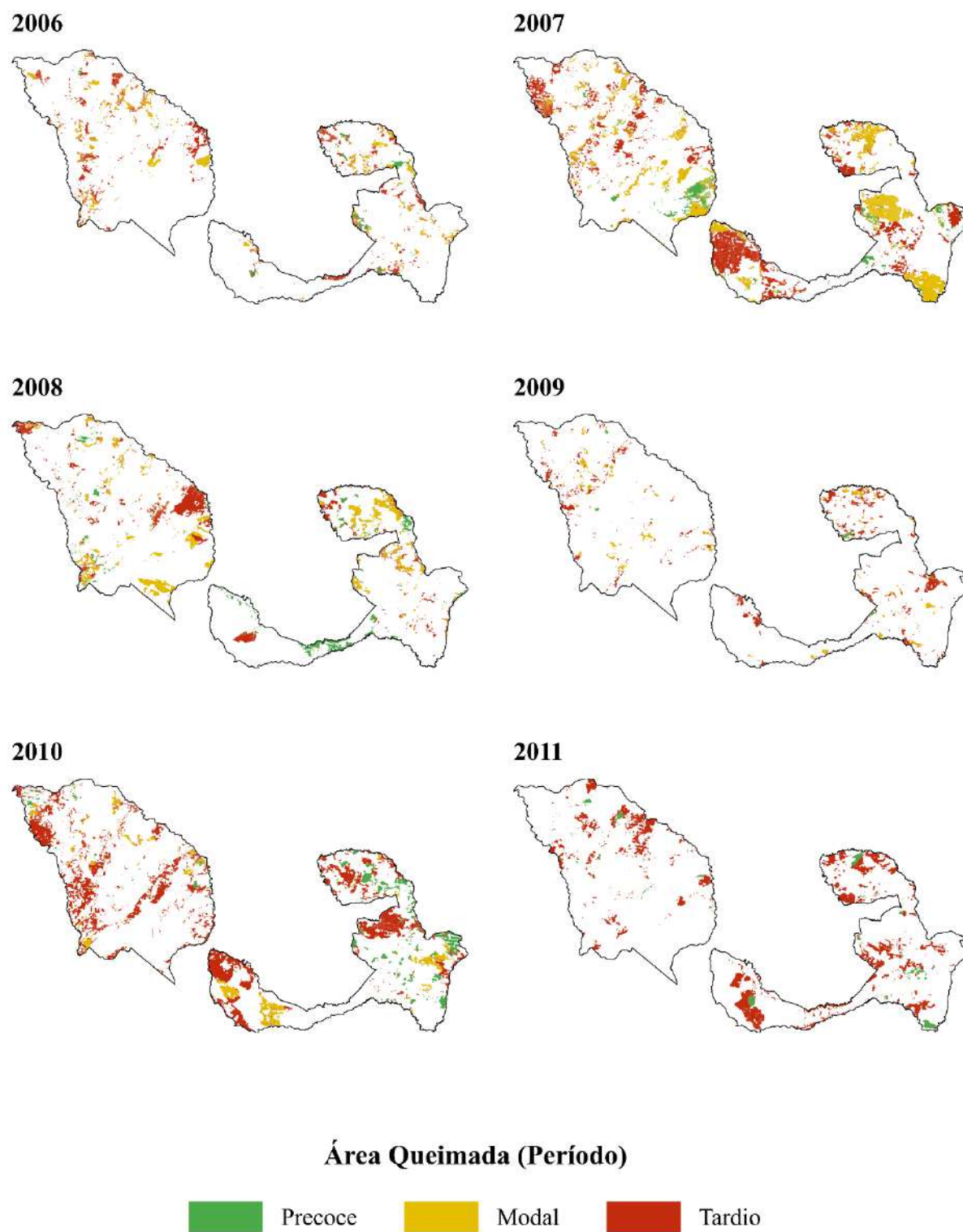


Figura 12 - Regime de fogo para a APA Jalapão nos anos de 2006 a 2011

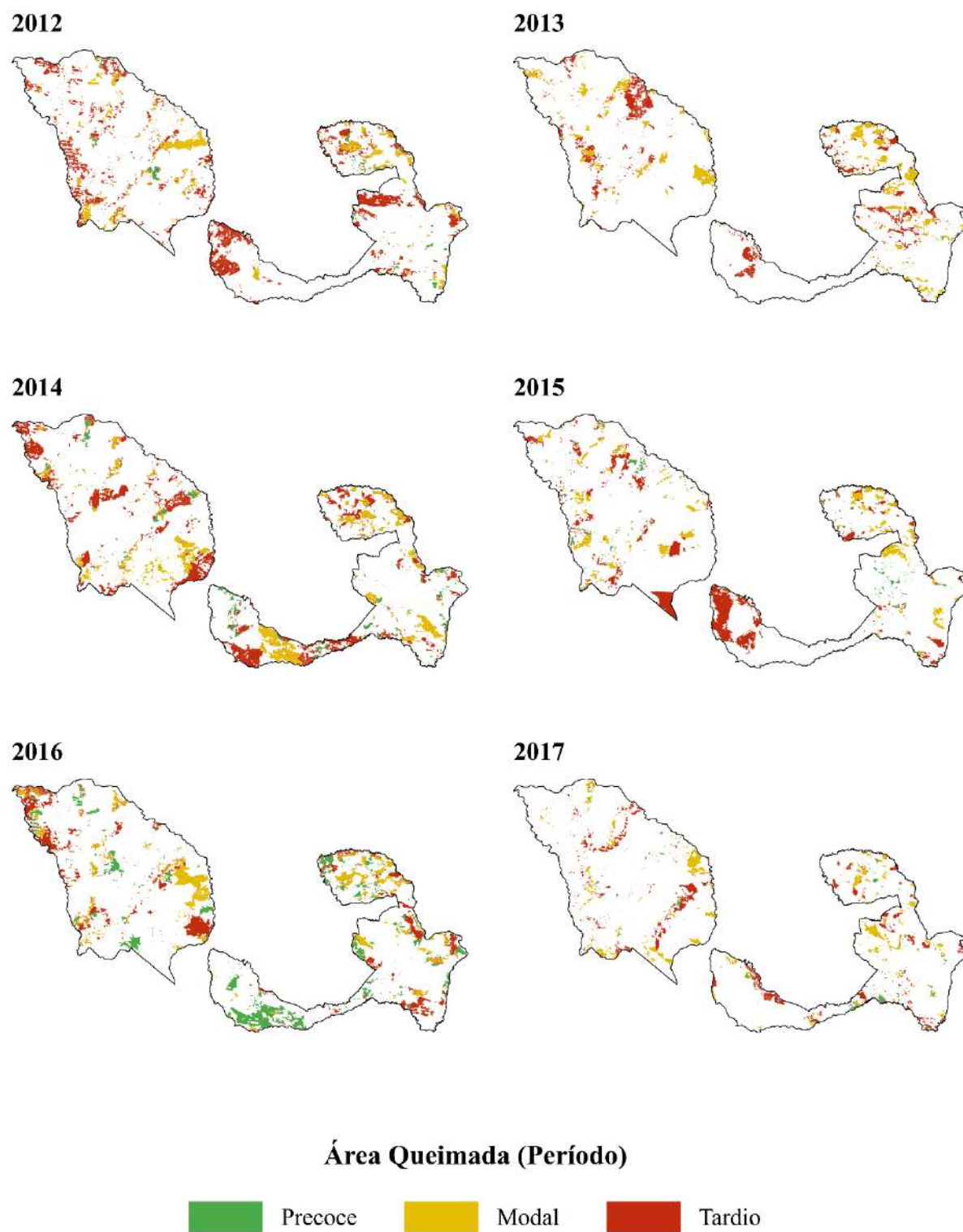


Figura 13 - Regime de fogo para a APA Jalapão nos anos de 2012 a 2017.

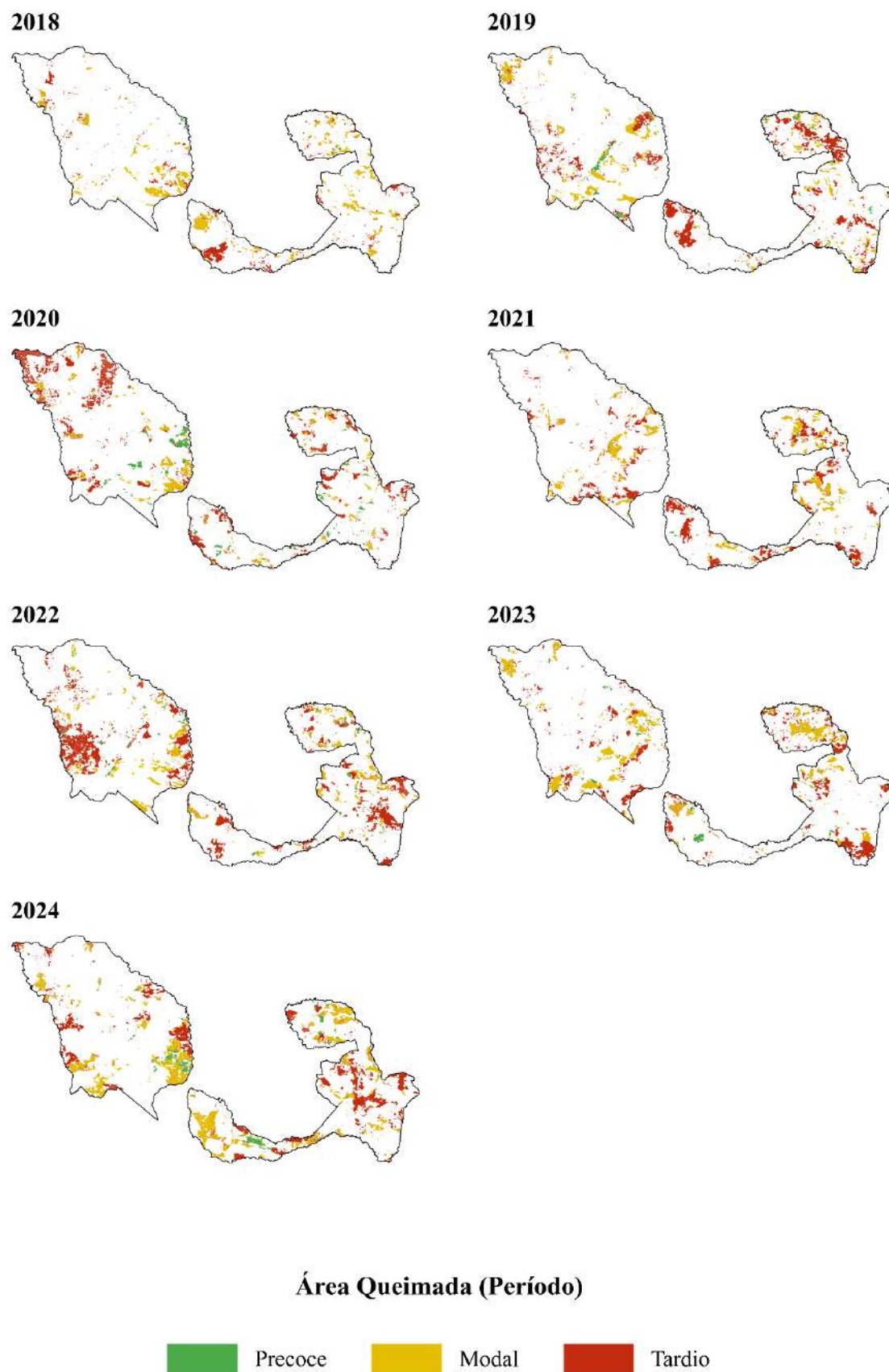


Figura 14 - Regime de fogo para a APA Jalapão nos anos de 2018 a 2024.

### 5.2.2 Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga

Em contraste com o padrão de dominância tardio observado na APA Jalapão, a Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga exibe uma dinâmica sazonal marcadamente instável, com alta variabilidade interanual e ausência de um padrão de dominância claro e consistente. Ao longo da série histórica, os períodos de ocorrência precoce, modal e tardio se alternam na liderança da área queimada. Anos específicos ilustram essa inversão de padrões: em 2002, observou-se um domínio absoluto do período tardio, com 11.738,89 ha (Figura 15); em 2005, o predomínio foi do período precoce, com 1.774,14 ha e em 2007, o período tardio voltou a dominar, com 6.530,59 ha representando 89,57% da área queimada no período (Figura 16). O ano de 2002 representa o maior valor da série para a unidade, no qual as queimadas tardias atingiram 28,11% de sua área total (Figura 17).

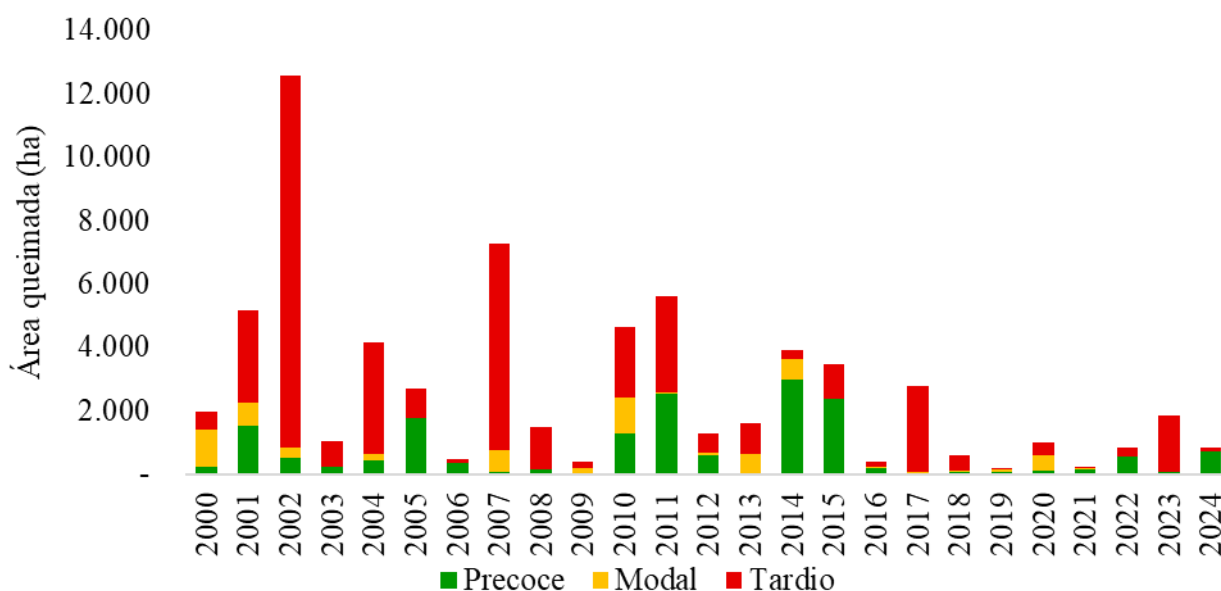


Figura 15 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo na Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga.

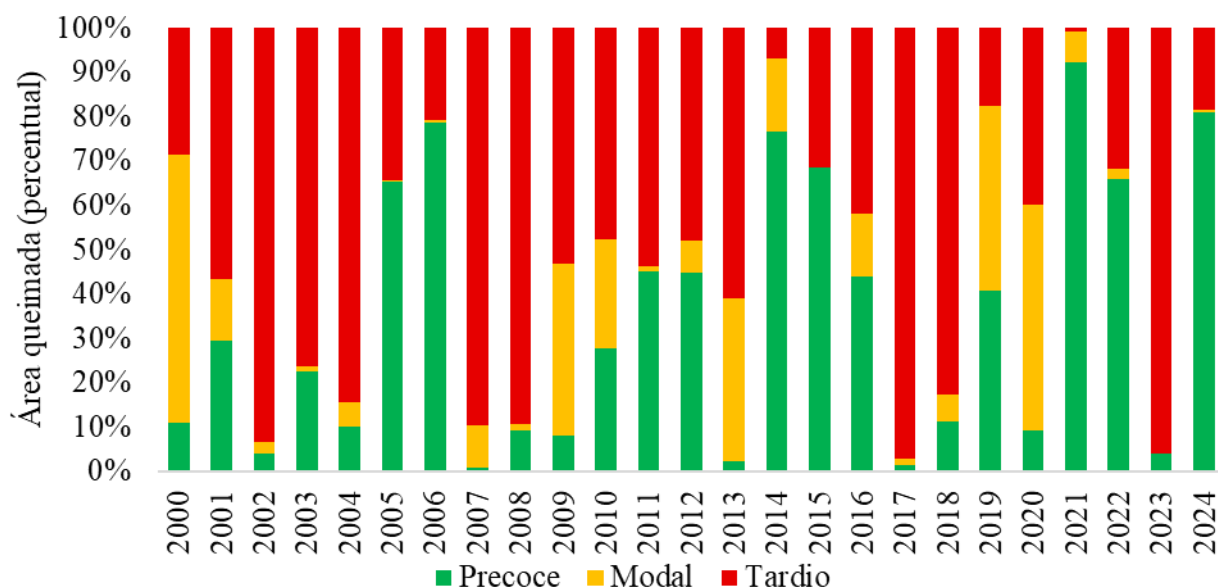


Figura 16 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo na Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga.

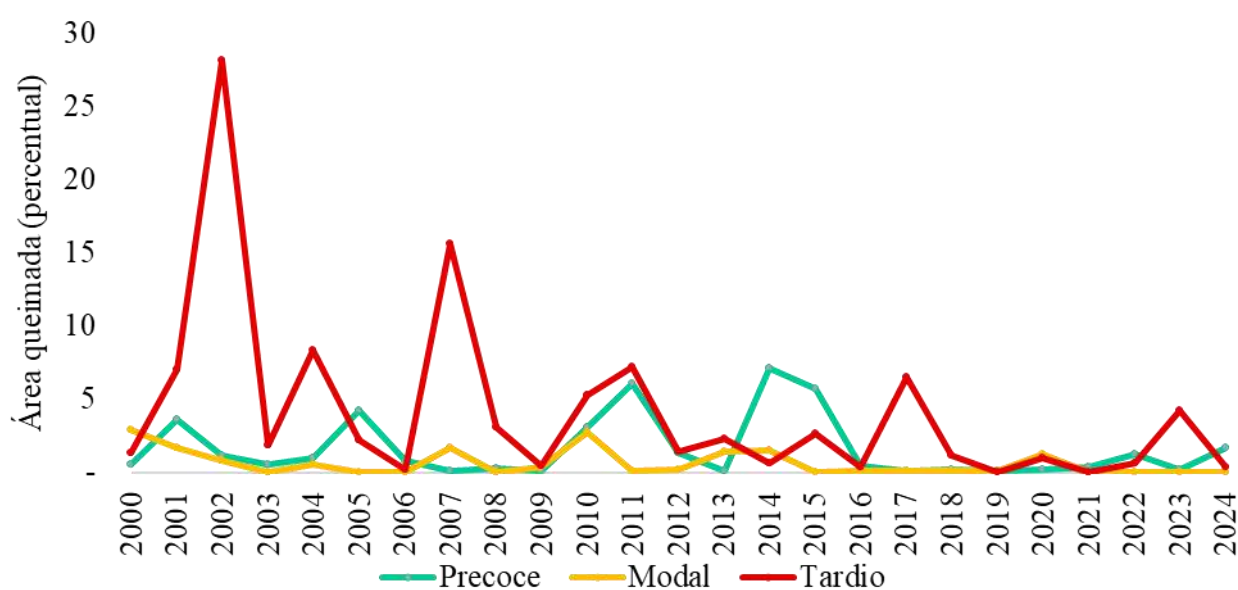


Figura 17 - Percentual da área queimada em relação a área da Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga por diferentes regimes de fogo.

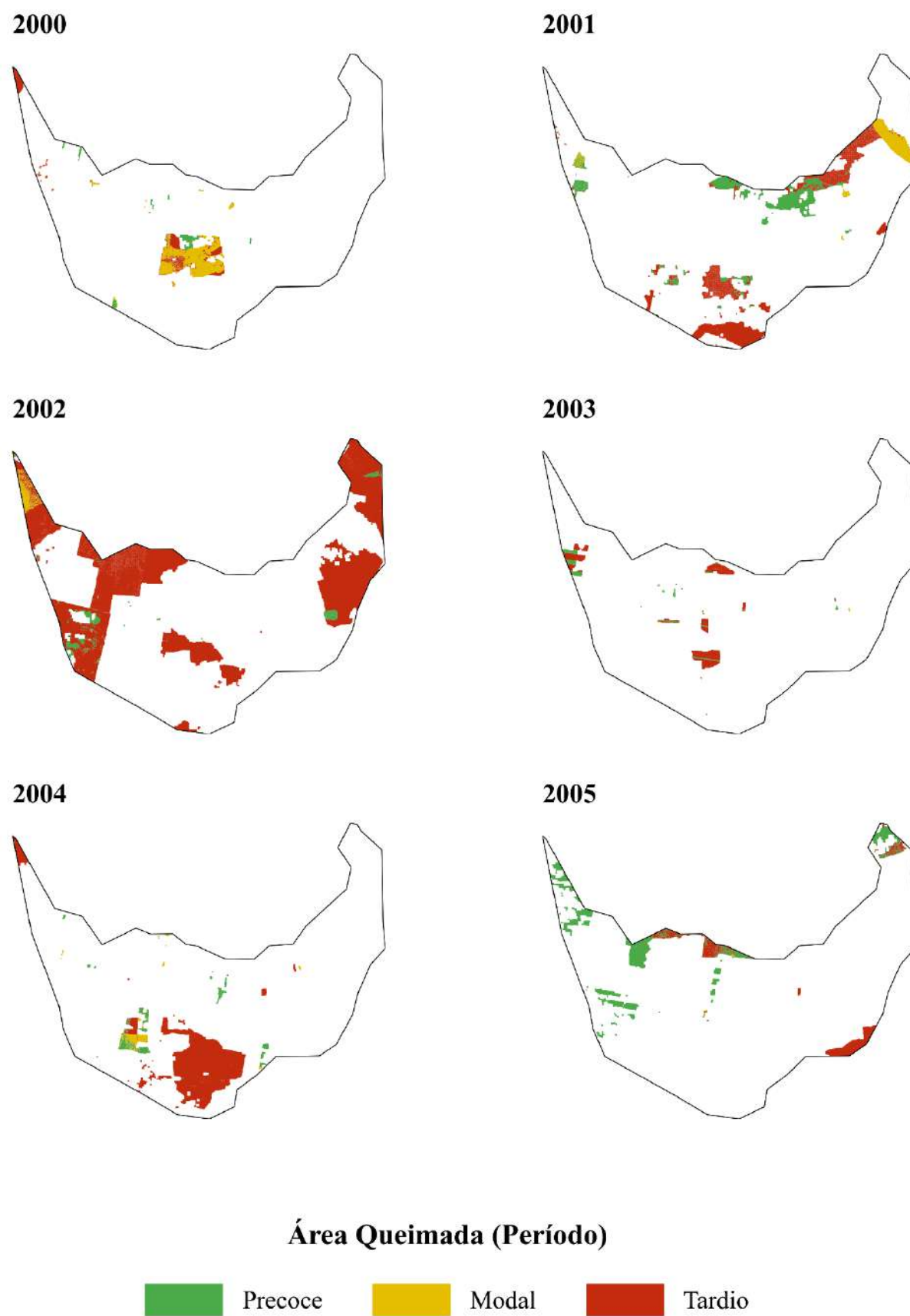


Figura 18 - Regime de fogo para a APA Serra da Tabatinga nos anos de 2000 a 2005.

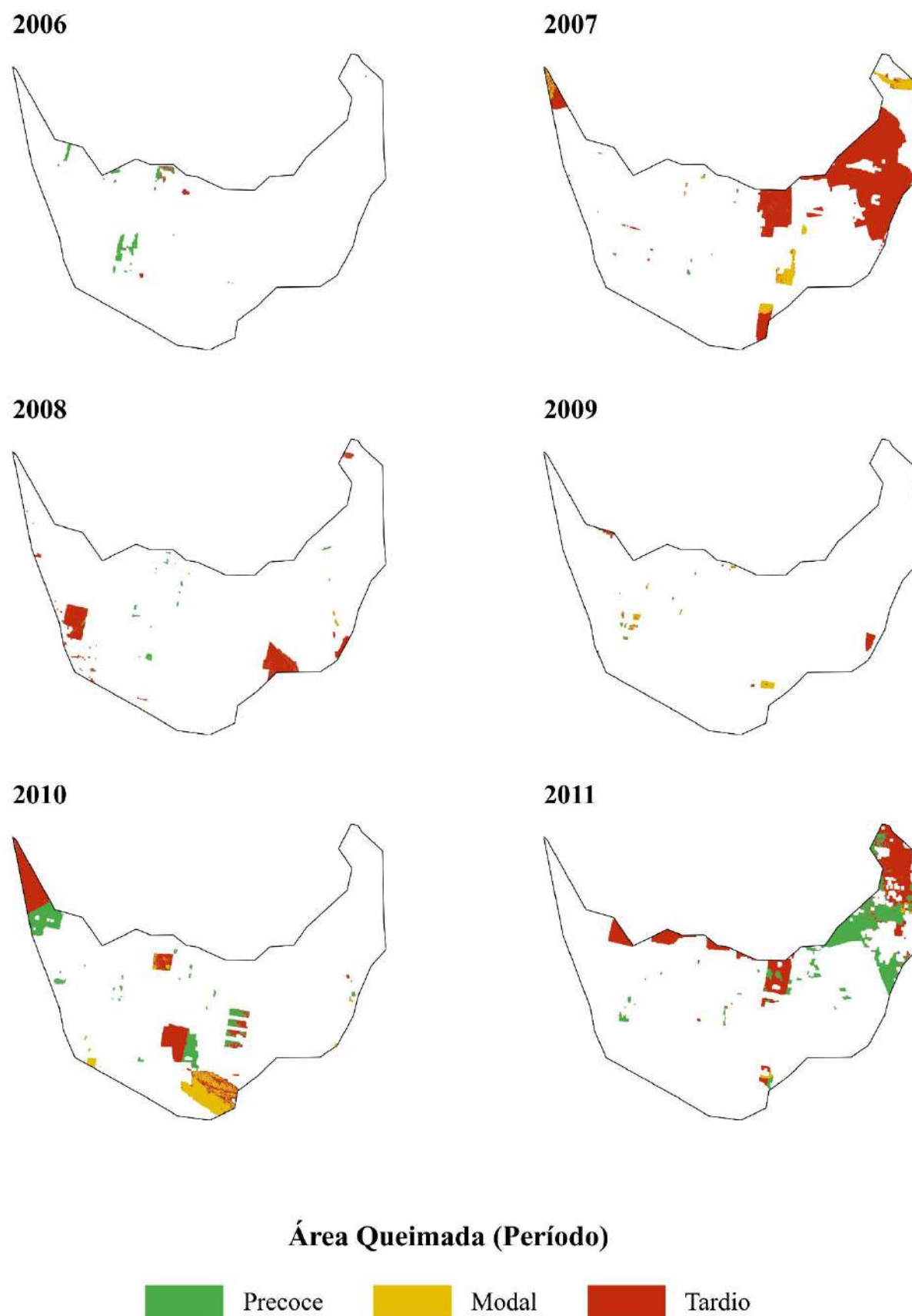


Figura 19 - Regime de fogo para a APA Serra da Tabatinga nos anos de 2006 a 2011.

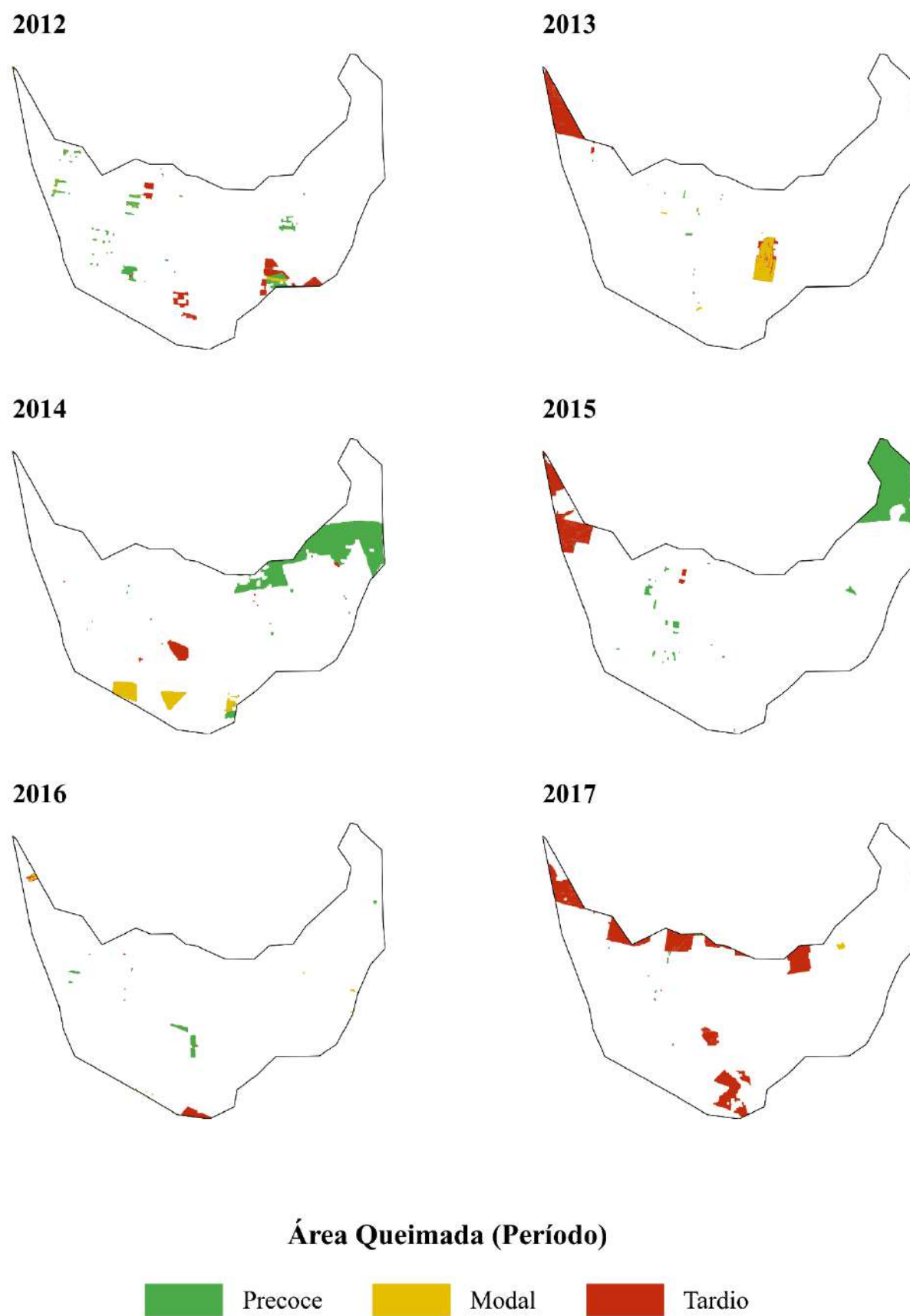


Figura 20 - Regime de fogo para a APA Serra da Tabatinga nos anos de 2007 a 2012.

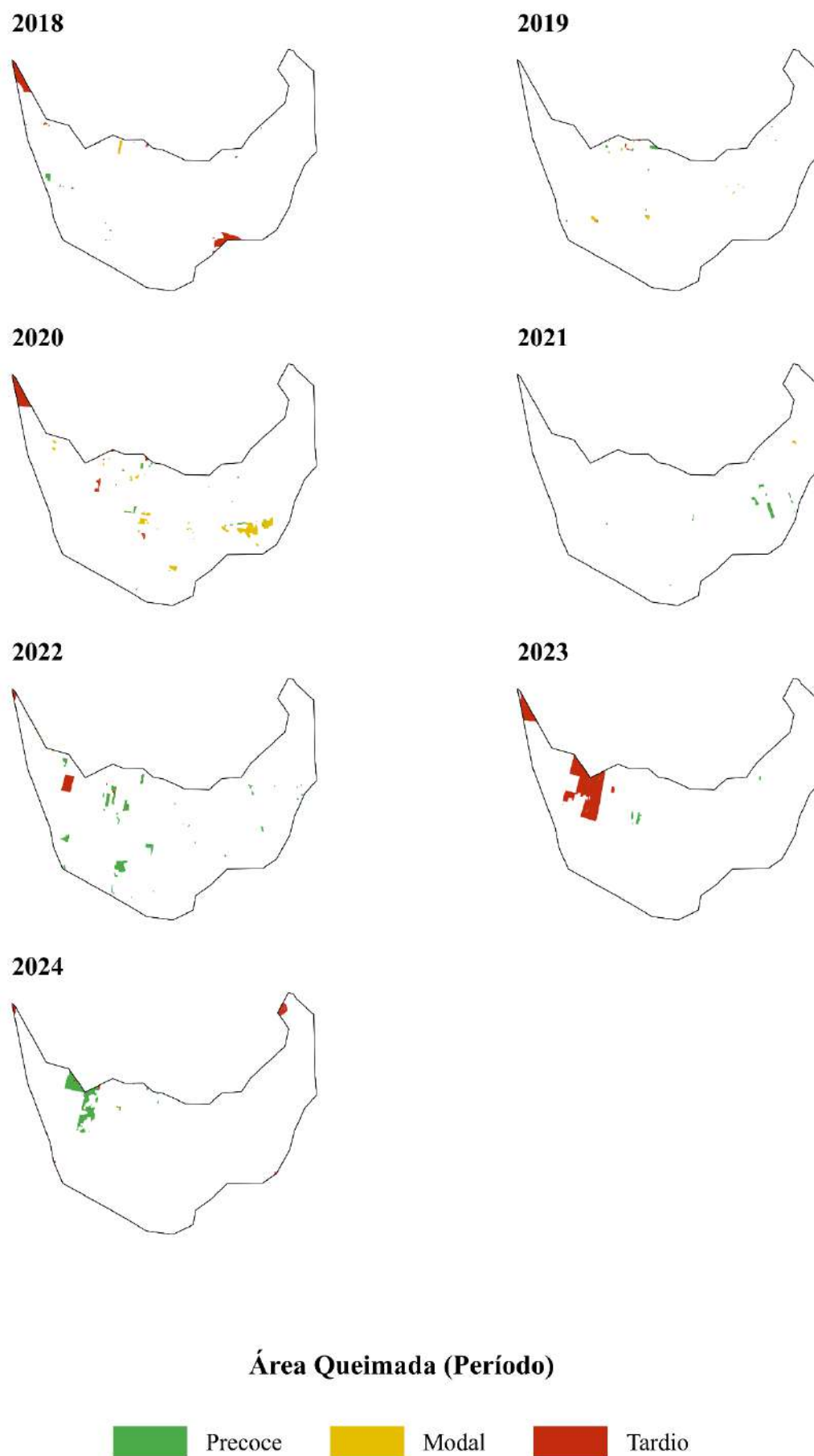


Figura 21 - Regime de fogo para a APA Serra da Tabatinga nos anos de 2018 a 2024.

### 5.2.3 Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins

Ao analisar ocorrência de queimadas por período na Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins (Figuras 22, 23 e 24) observa-se que a maior unidade em extensão territorial, destaca-se pela magnitude das áreas queimadas, que frequentemente superam 100 mil hectares anuais, e pela clara predominância do período de ocorrência tardio durante quase toda a série histórica. Eventos extremos de fogo marcaram a unidade, com destaque para o ano de 2014, quando o período tardio, isoladamente, consumiu 126.778,91 ha, representando 87,50% do fogo anual e impactando 18,51% de toda a área da unidade. Picos de atividade também foram registrados em 2007 e 2010. Uma exceção notável ocorreu em 2017, quando o período precoce (32.613,14 ha, 41,15%) superou o tardio (21.242,35 ha, 26,81%), sinalizando uma alteração expressiva na dinâmica sazonal. Fica evidente que, além da recorrência, a unidade se destaca pela severidade dos eventos de fogo tardios, que afetam uma porcentagem substancial de sua área e representam um desafio central para o manejo de uma unidade de proteção integral.

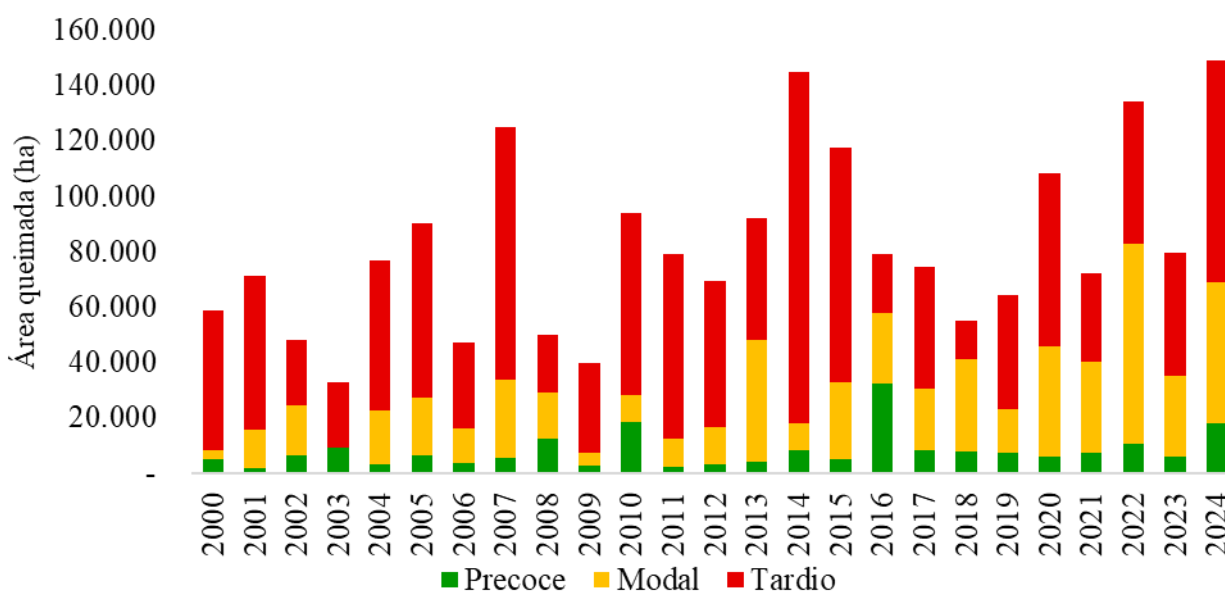


Figura 22 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo no período Ecológica da Serra Geral do Tocantins.

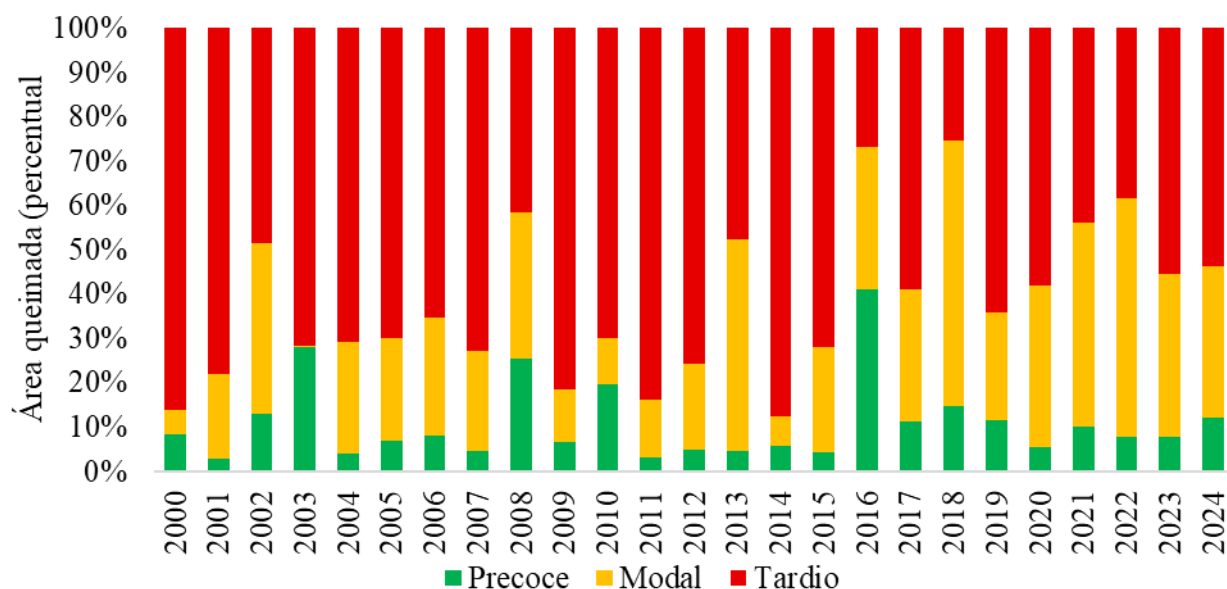


Figura 23 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo no período Ecológica da Serra Geral do Tocantins.

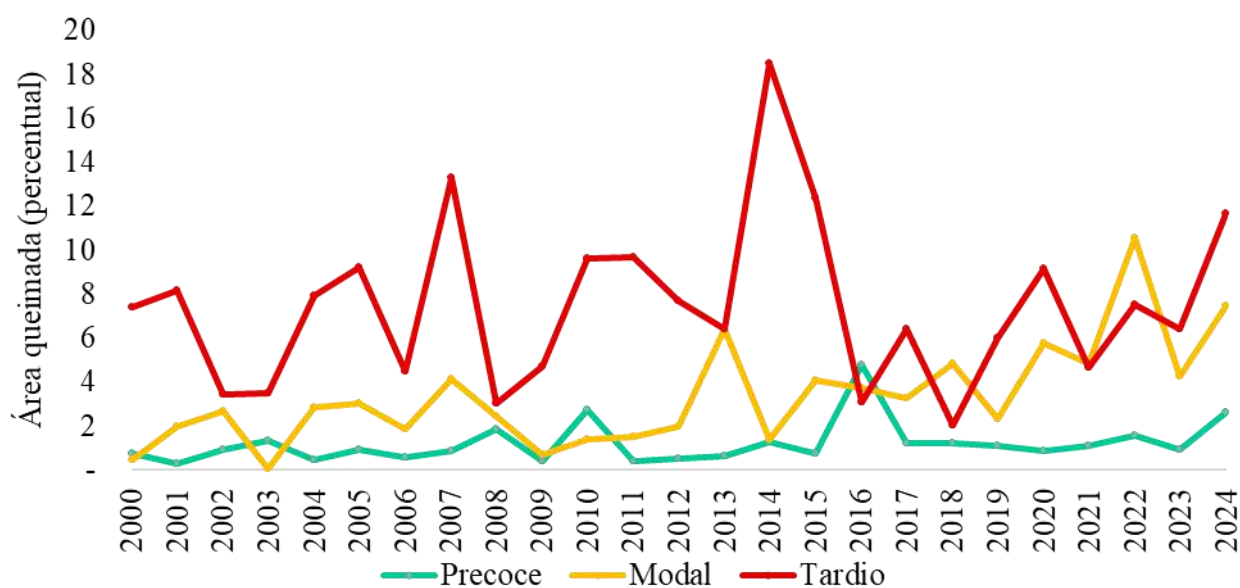


Figura 24 - Percentual da área queimada em relação a área do período Ecológica da Serra Geral do Tocantins por diferentes regimes de fogo.

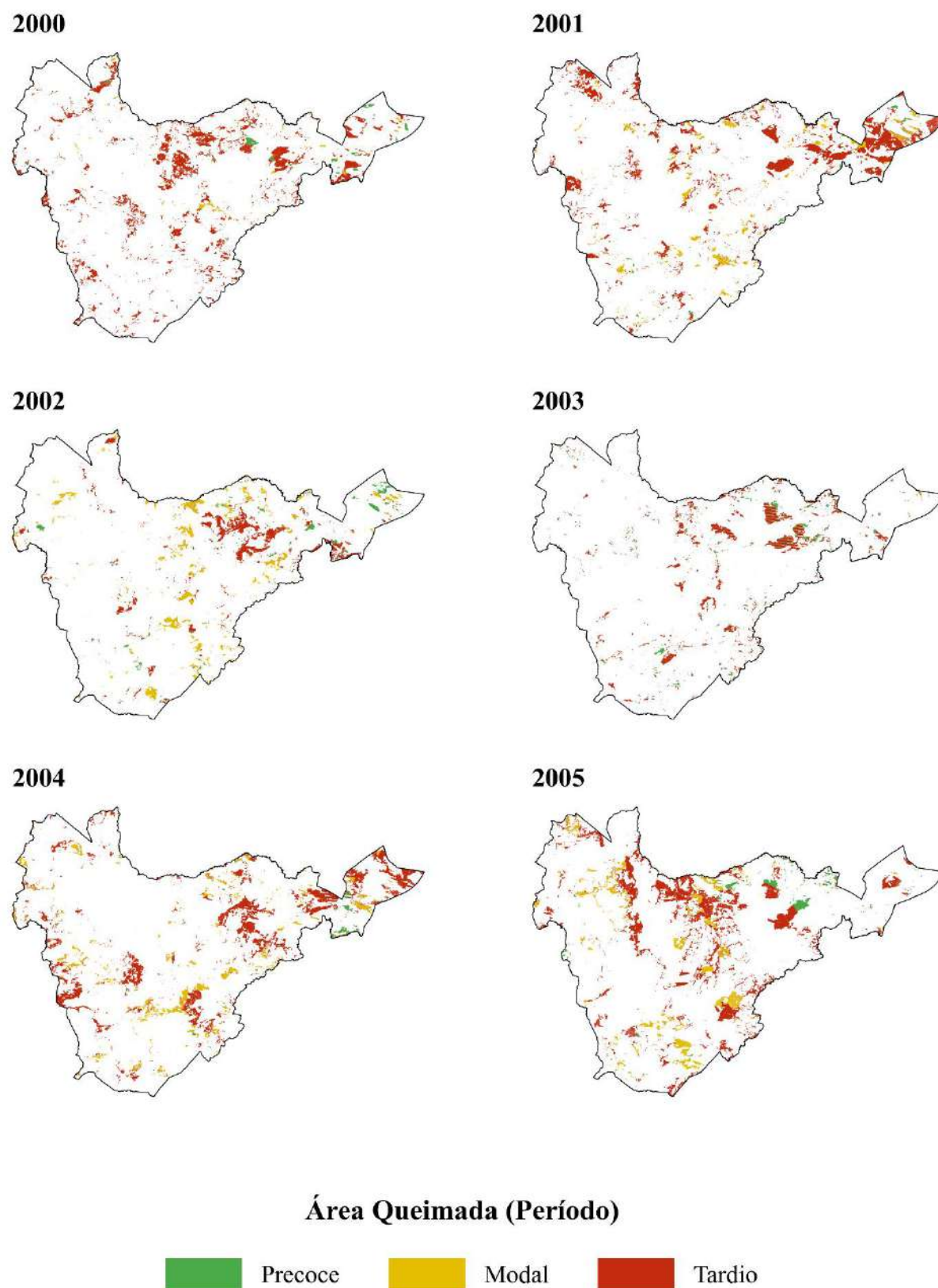


Figura 25 - Regime de fogo para a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins nos anos de 2000 a 2005.

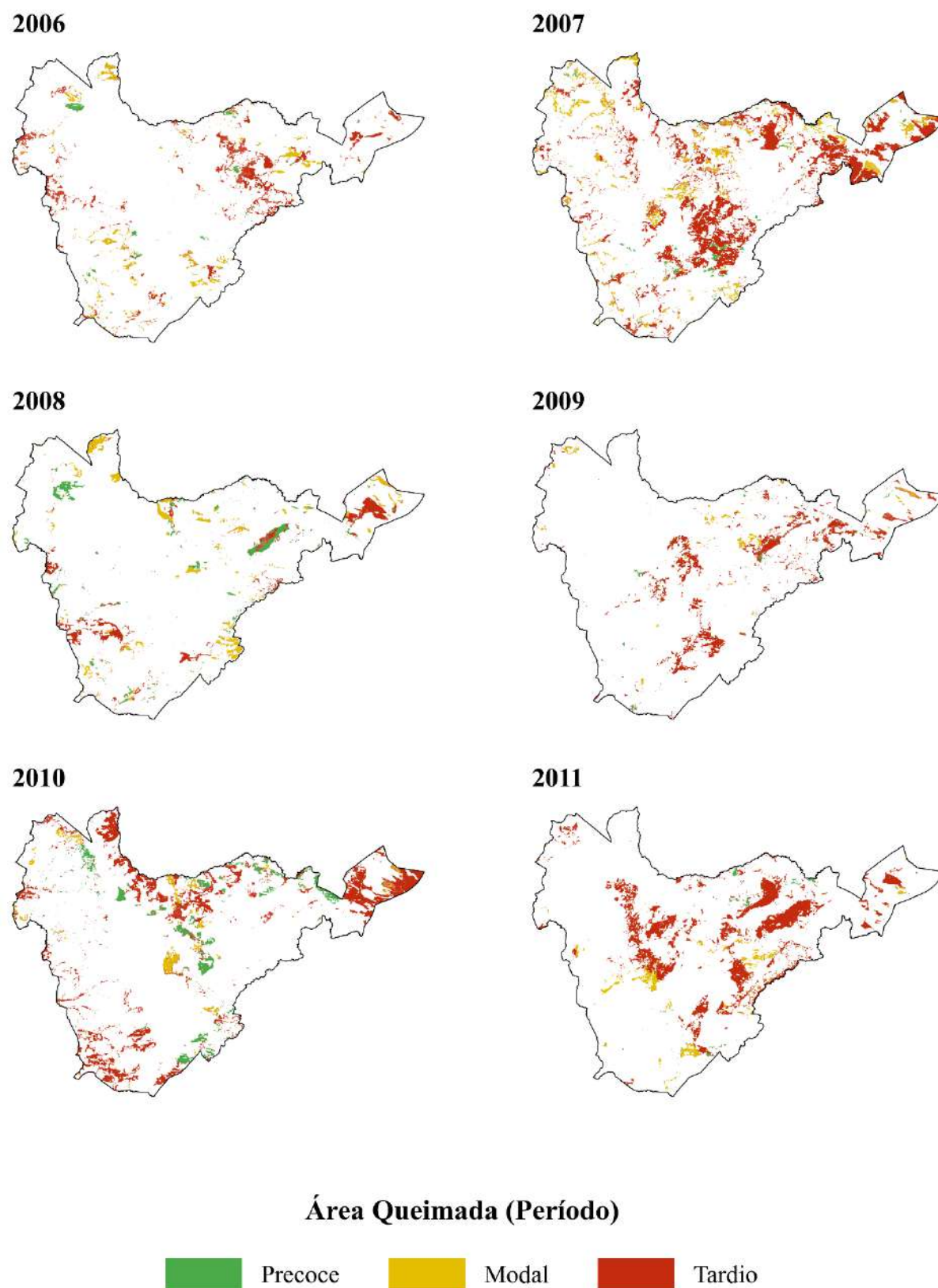


Figura 26 - Regime de fogo para a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins nos anos de 2006 a 2011.

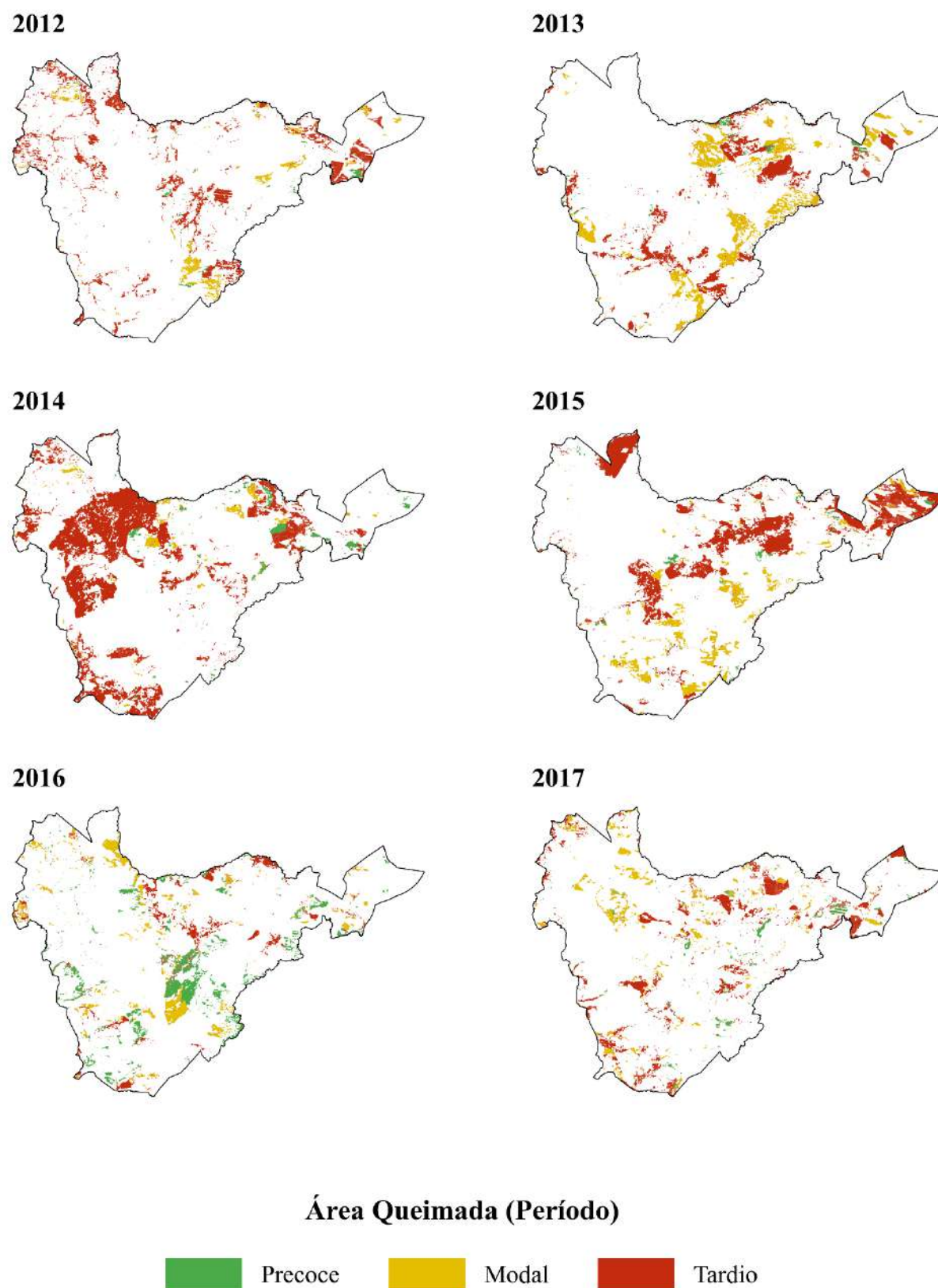


Figura 27 - Regime de fogo para a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins nos anos de 2012 a 2017.

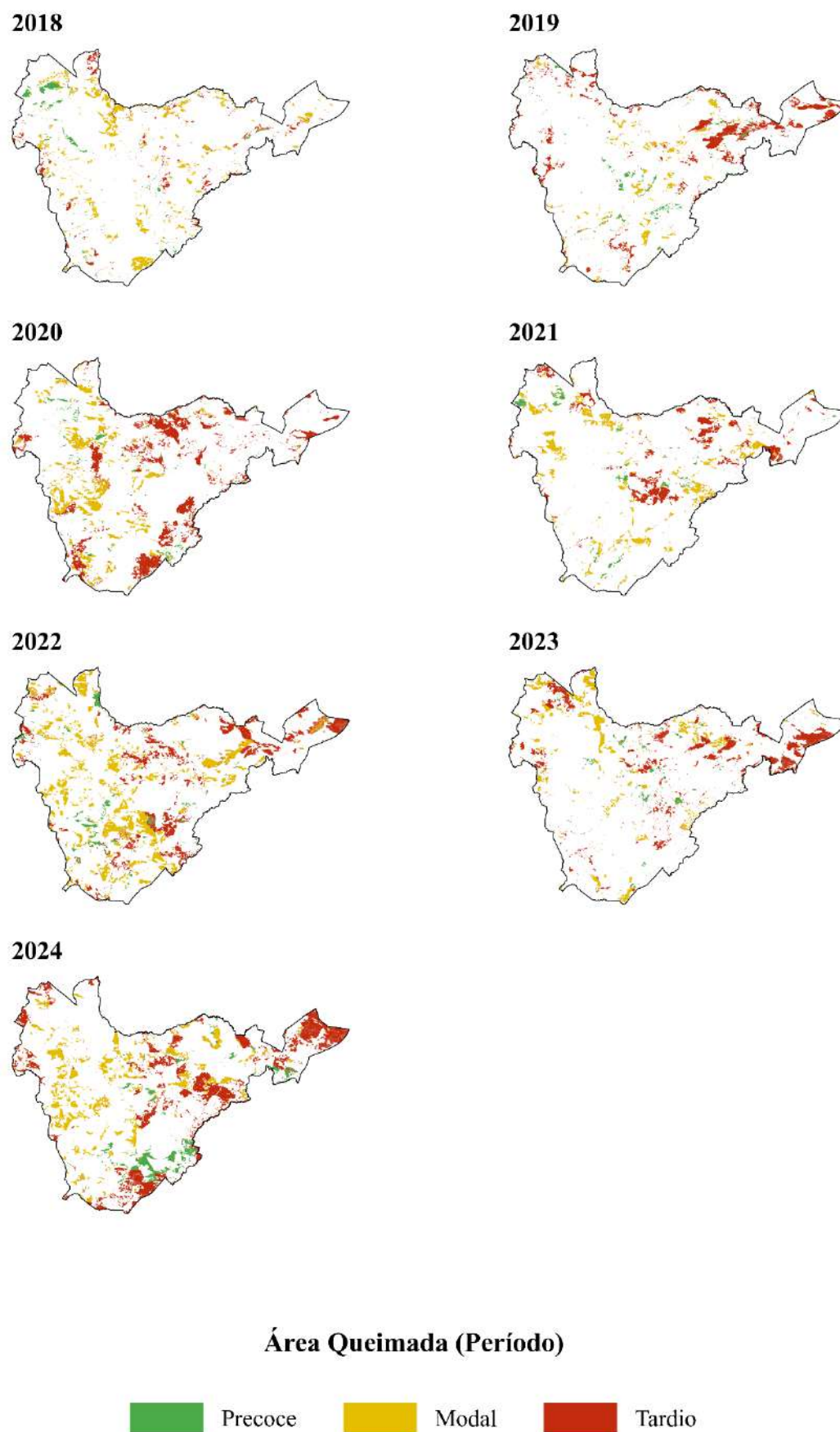


Figura 28 - Regime de fogo para a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins nos anos de 2018 a 2024.

#### 5.2.4 Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono

Ao analisar ocorrência de queimadas por período no Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio do Tocantins (Figuras 29, 30 e 31) nota-se um padrão de fogo com áreas queimadas de menor magnitude absoluta em comparação com as unidades de maior extensão. A análise não revela um domínio absoluto de um único período, mas sim uma alternância na contribuição dos períodos modal e tardio. Anos específicos demonstram essa variabilidade: 2006 teve forte concentração no período modal com 2.093,62 ha e 71,35% do total, enquanto 2011 registrou clara predominância do período tardio com 92,17% do total. Em contraste, o ano de 2013 apresentou uma contribuição mais equilibrada entre os períodos tardio (53,97%) e modal, e 2018 demonstrou um maior balanço entre os três períodos. A contribuição do período precoce é irregular, sendo geralmente minoritária, mas assumindo maior relevância em anos como 2020 (36,33%).

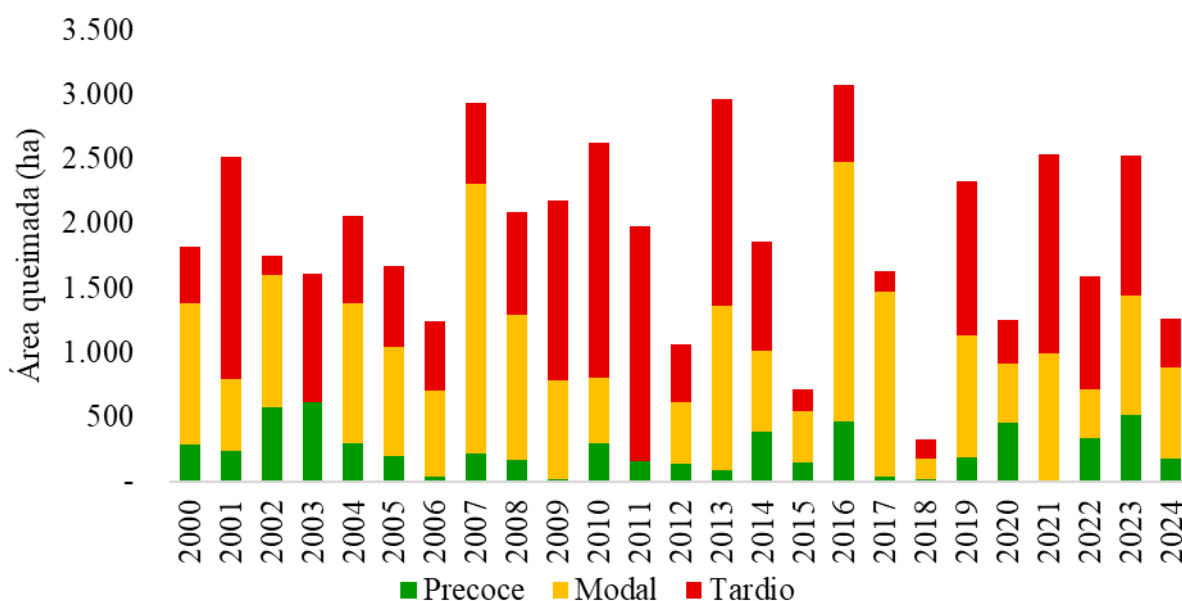


Figura 29 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo no Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono.

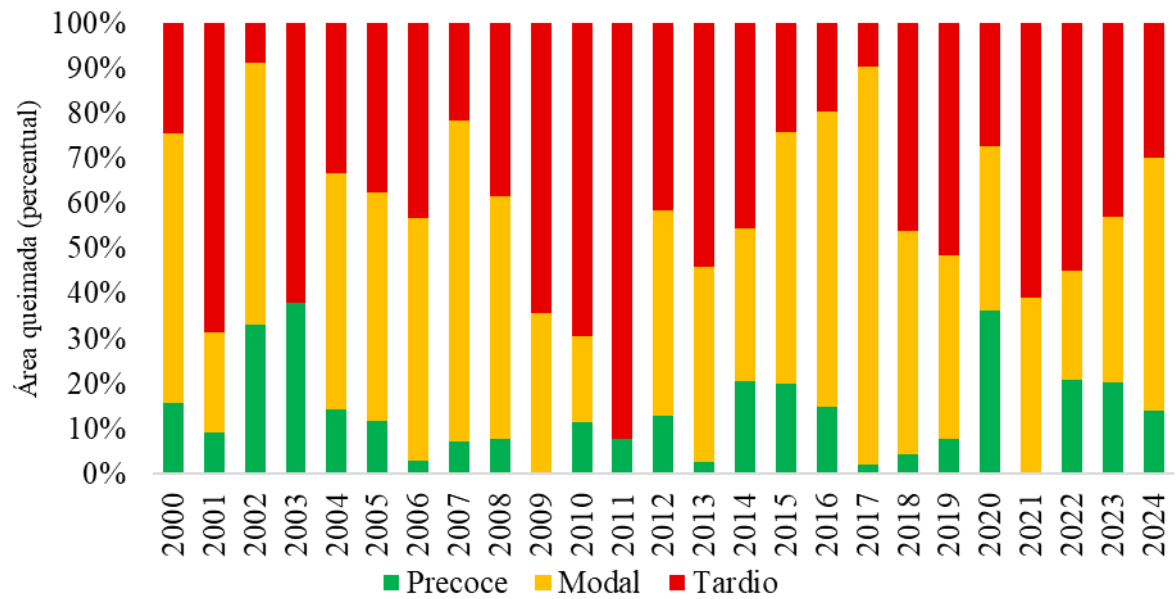


Figura 30 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo no Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono.

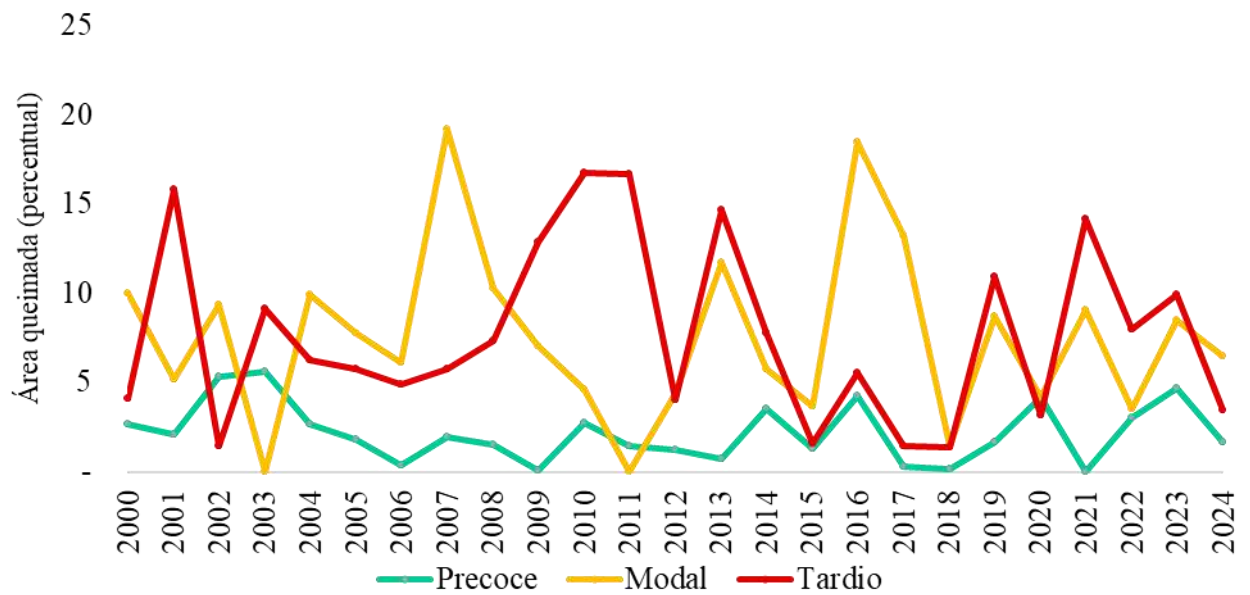


Figura 31 - Percentual da área queimada em relação a área do Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono por diferentes regimes de fogo.

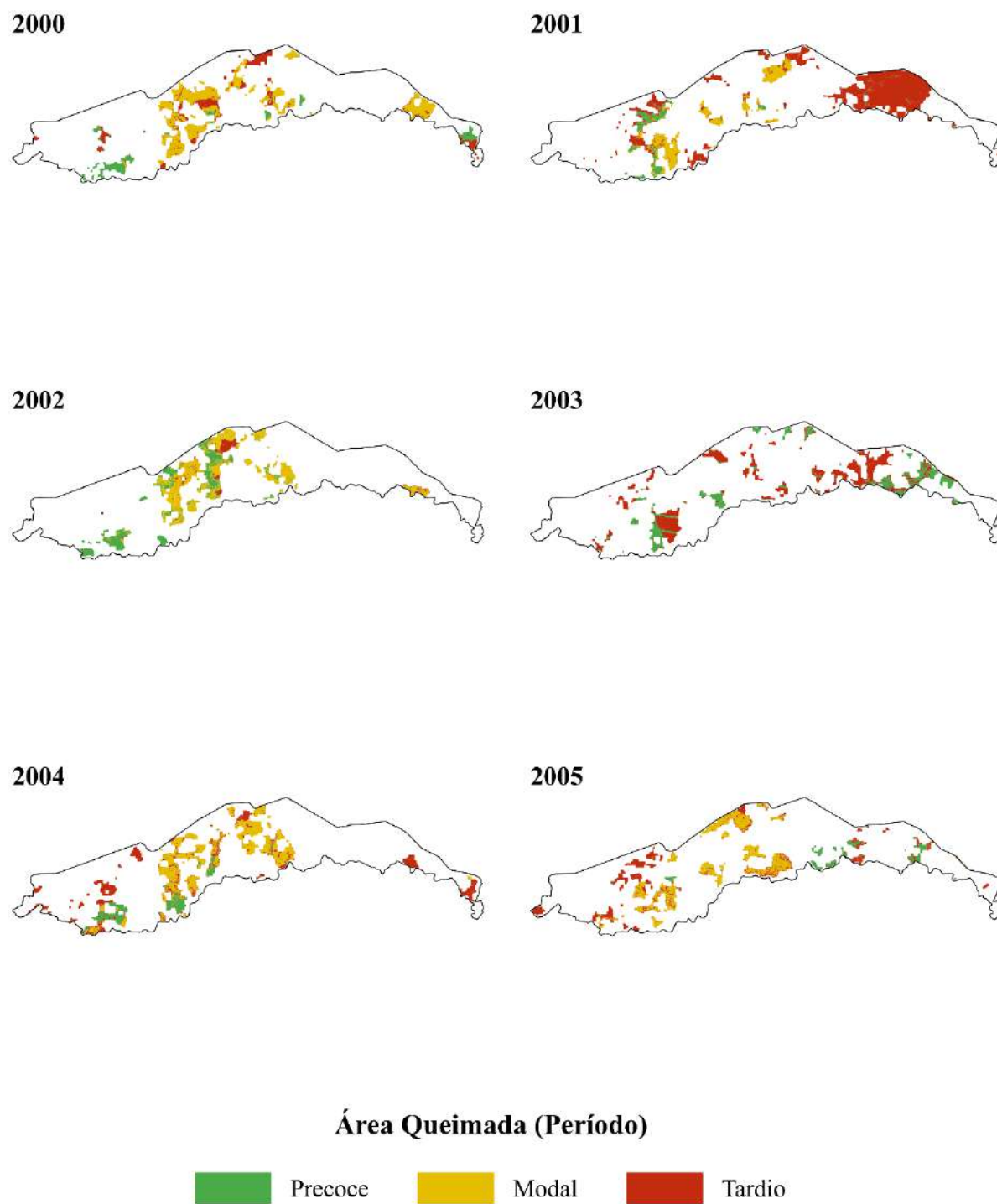


Figura 32 - Regime de fogo para a Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono nos anos de 2000 a 2005.

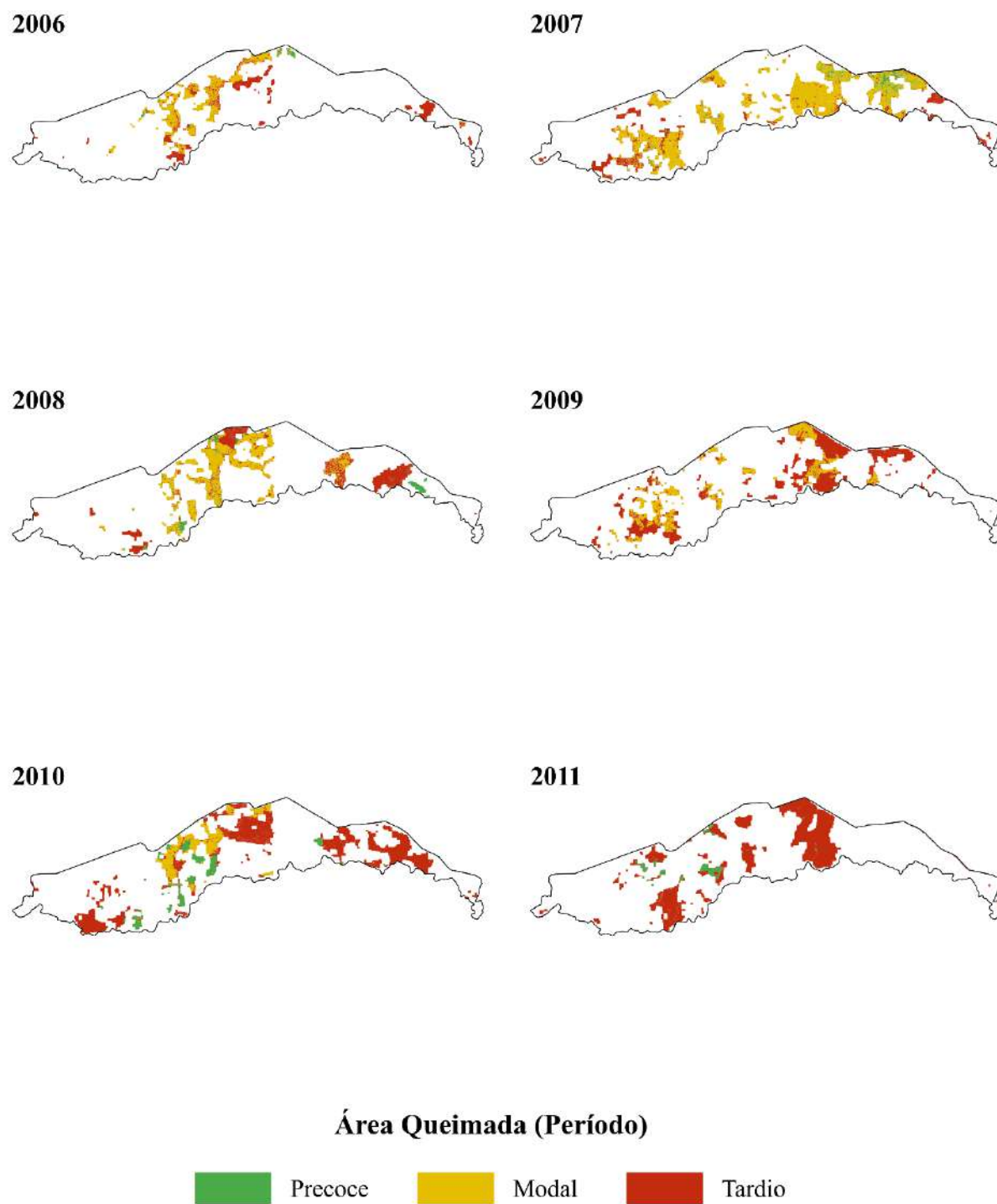


Figura 33 - Regime de fogo para a Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono nos anos de 2006 a 2011.

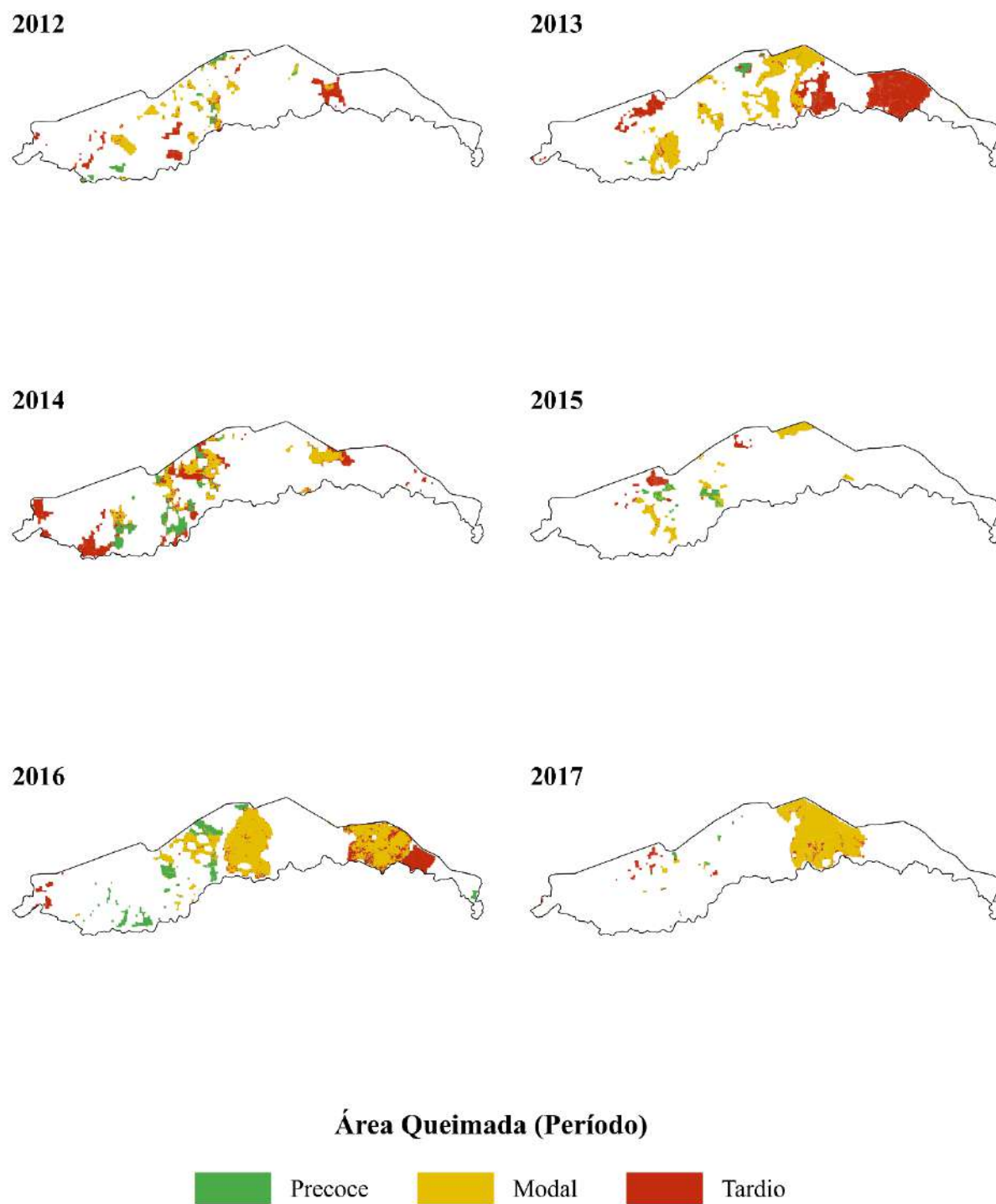


Figura 34 - Regime de fogo para a Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono nos anos de 2012 a 2017.

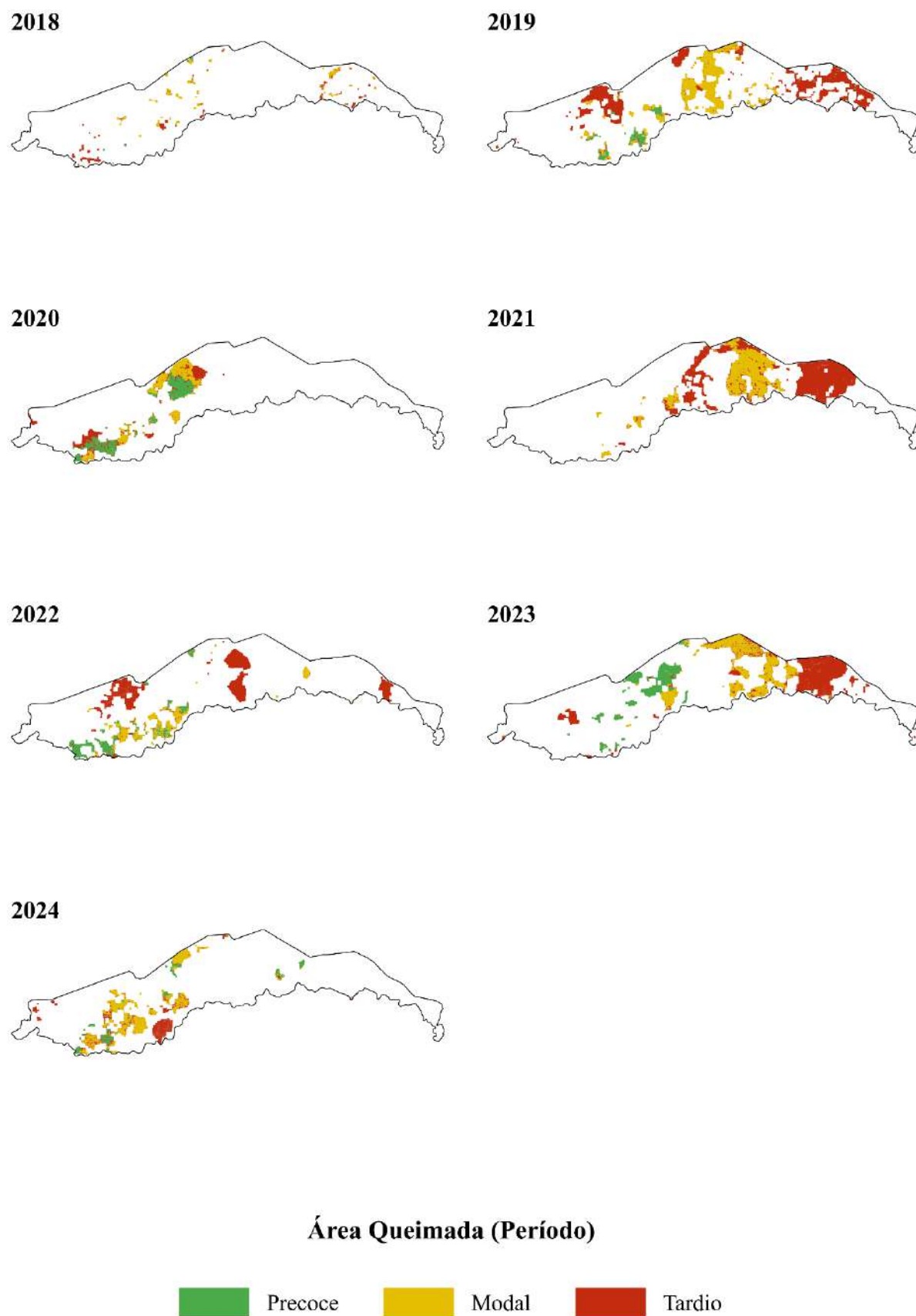


Figura 35 - Regime de fogo para a Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono nos anos de 2018 a 2024.

### 5.2.5 Entorno

A análise de queimadas por período na área do Entorno (Figuras 36, 37 e 38), reflete o padrão regional de dominância do período de ocorrência tardio, que consistentemente responde pela maior parte da área queimada. Anos de atividade particularmente intensa incluem 2007 e 2010, quando o período tardio superou 140 mil e 165 mil hectares, respectivamente, representando um impacto territorial de 15,70% e 18,33% da área total do entorno (Figura 38). A análise da contribuição dos outros períodos mostra que o período modal consistentemente representa uma fração relevante, enquanto o período precoce, embora geralmente menor, apresenta picos que superaram 19 mil ha em anos como 2003. Essa dinâmica indica que o entorno das unidades de conservação está inserido no mesmo contexto regional de alta recorrência de grandes incêndios no final do período seca, atuando como uma matriz de paisagem que influencia e é influenciada pelo regime de fogo das áreas protegidas.

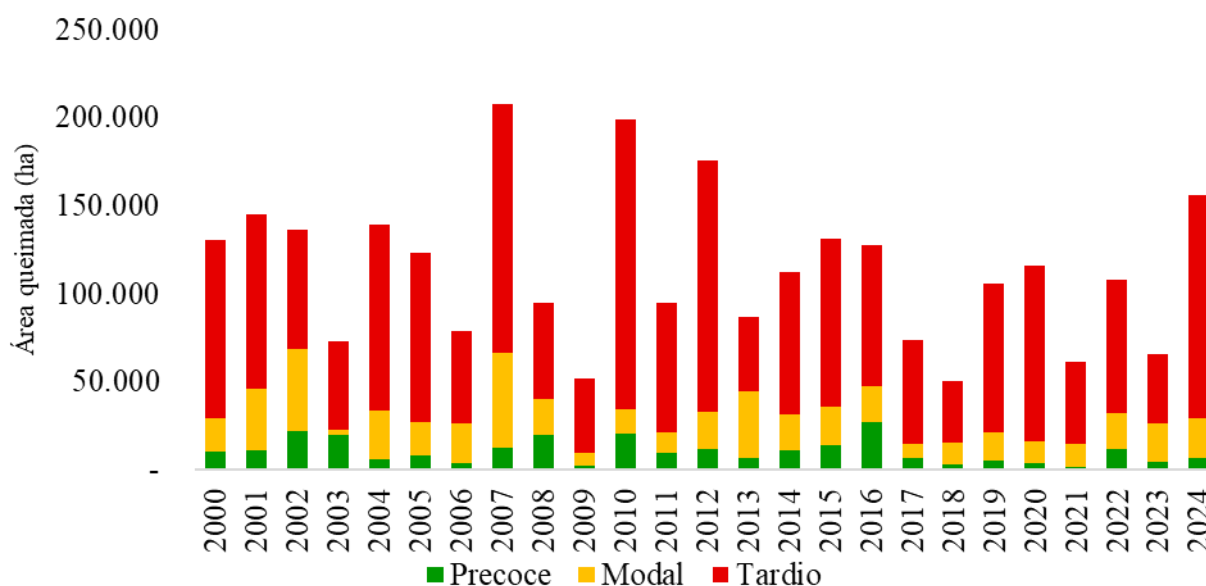


Figura 36 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo no Entorno.

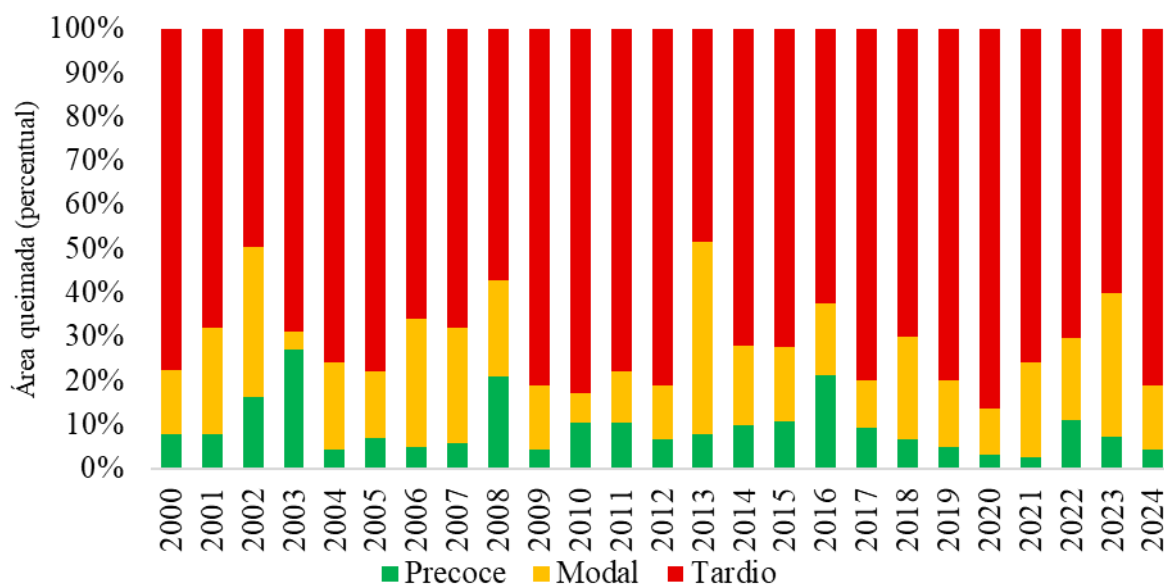


Figura 37 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo no Entorno.

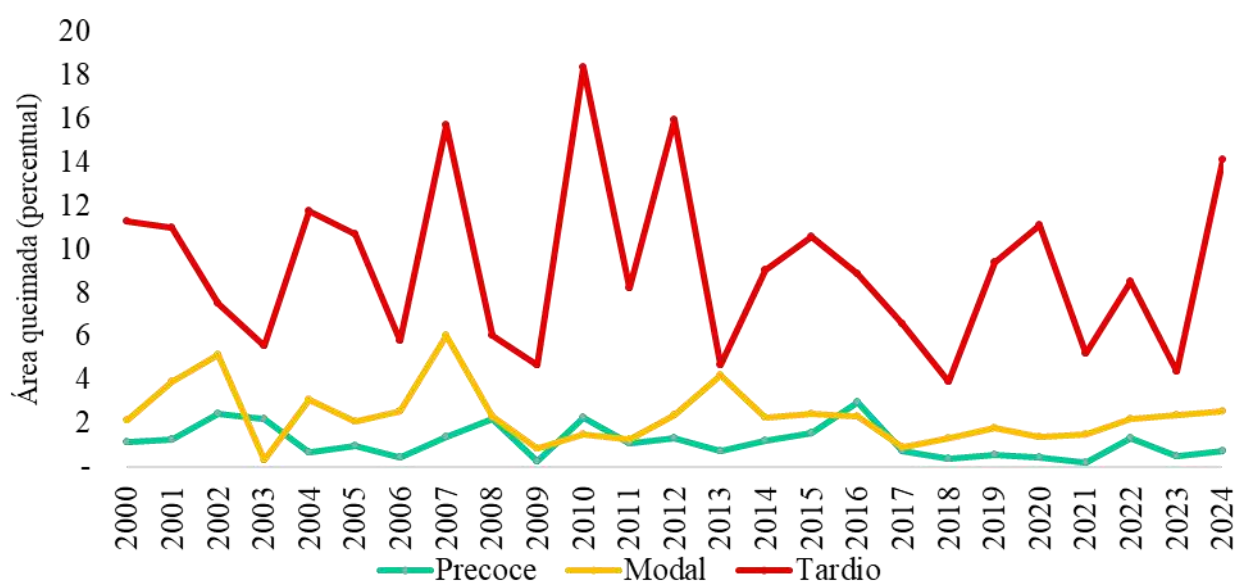


Figura 38 - Percentual da área queimada em relação a área do Entorno por diferentes regimes de fogo.

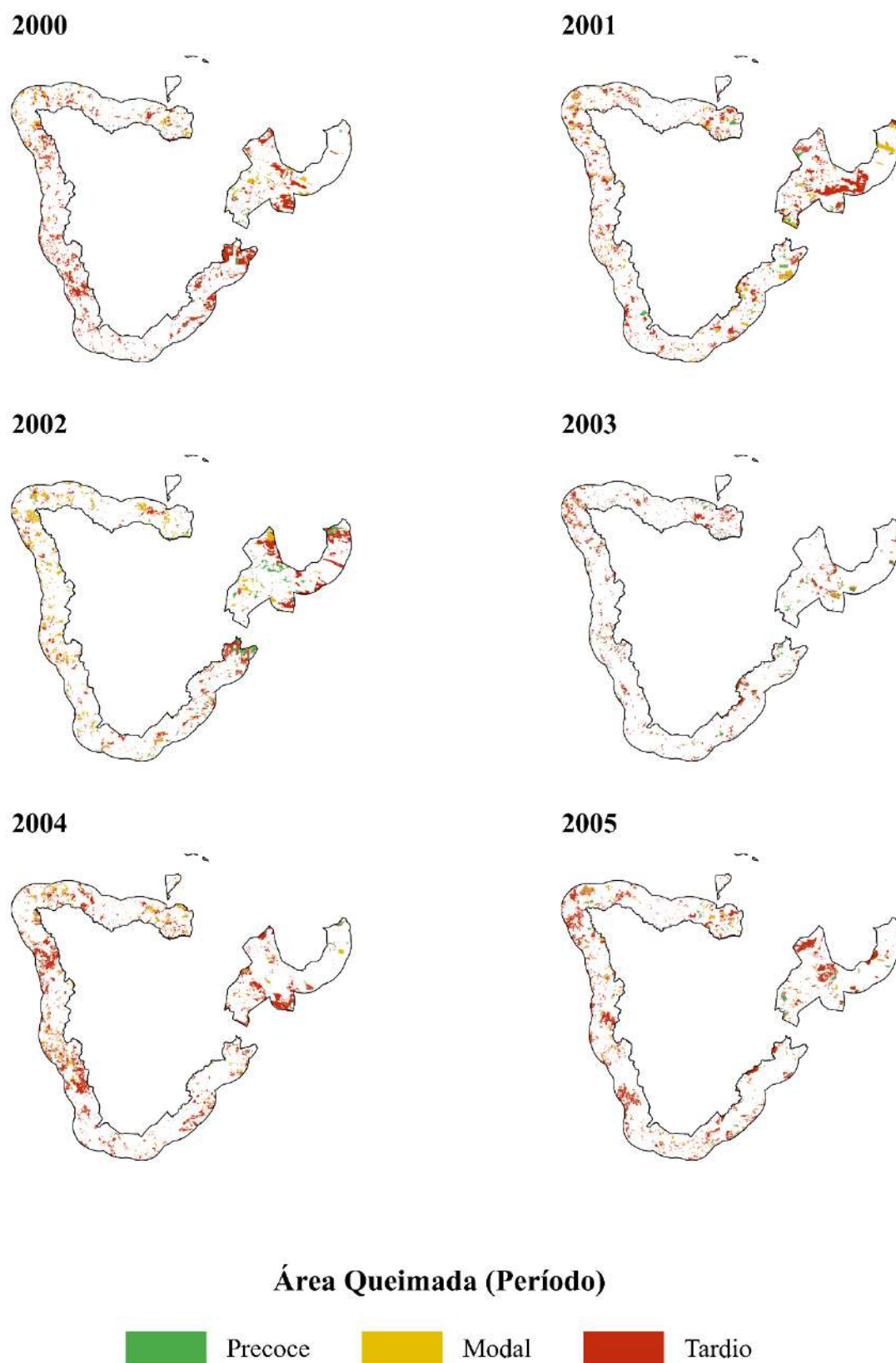


Figura 39 - Regime de fogo para o Entorno nos anos de 2000 a 2005.

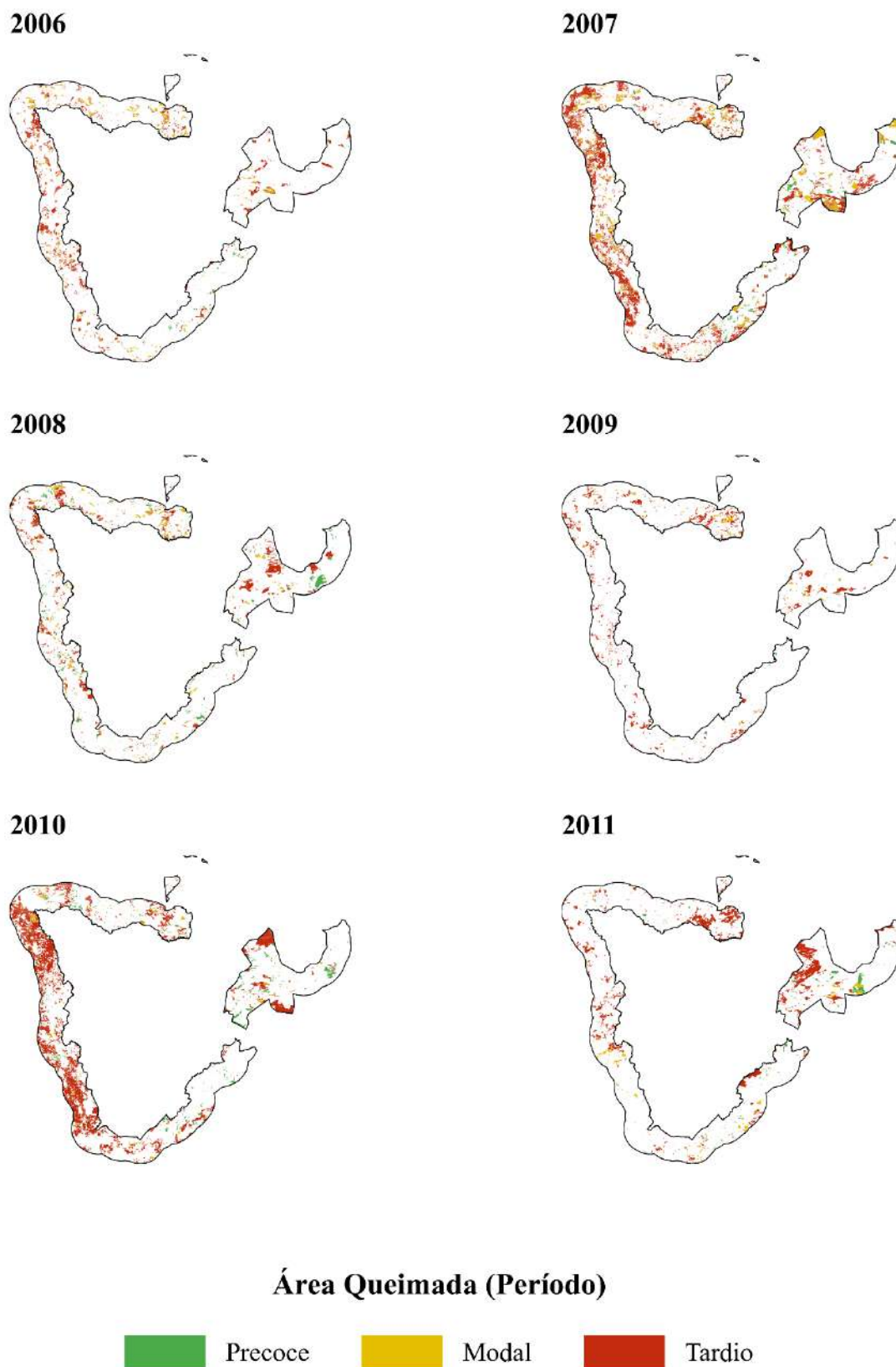


Figura 40 - Regime de fogo para o Entorno nos anos de 2006 a 2011.

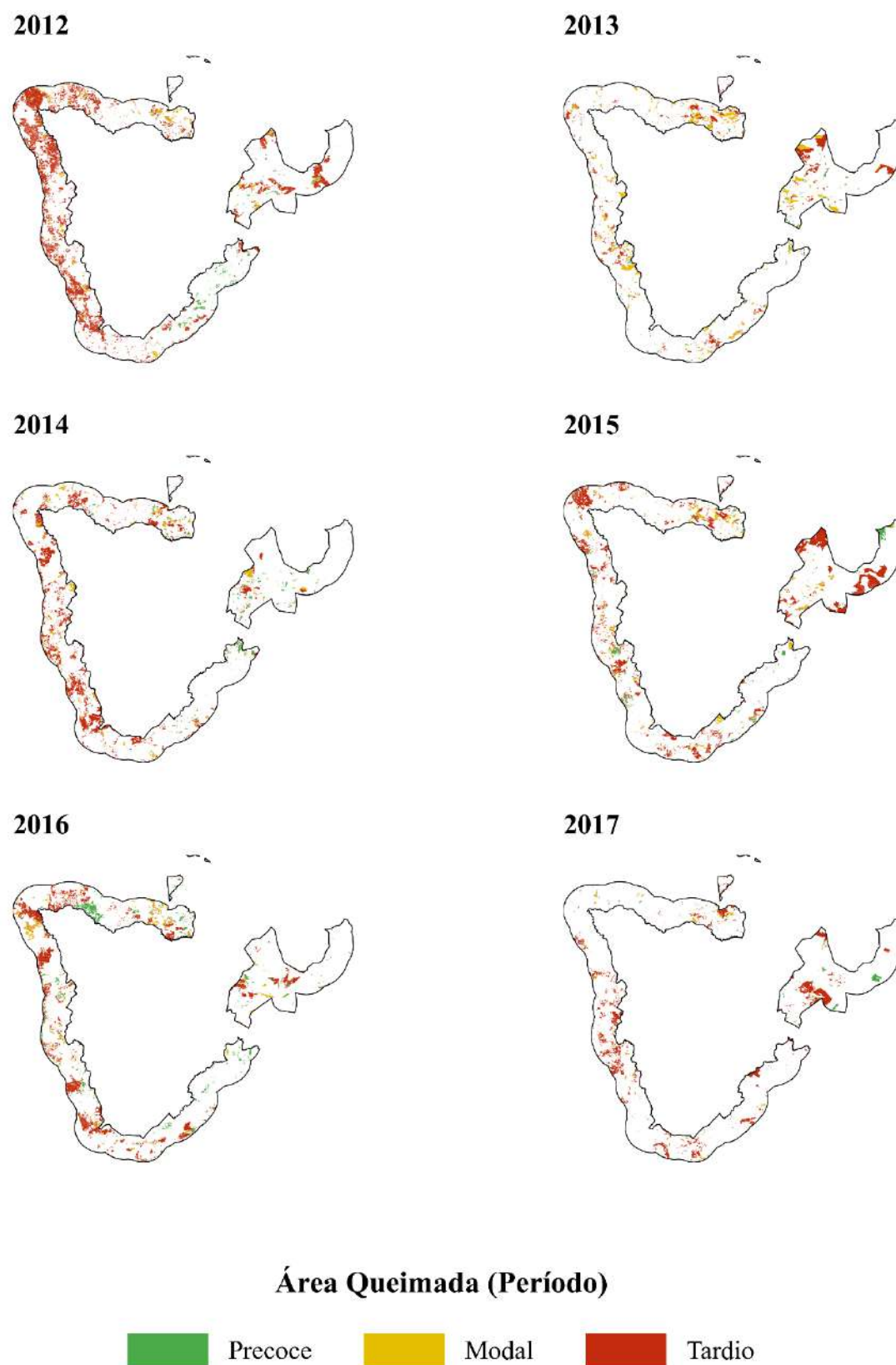


Figura 41 - Regime de fogo para o Entorno nos anos de 2012 a 2017.

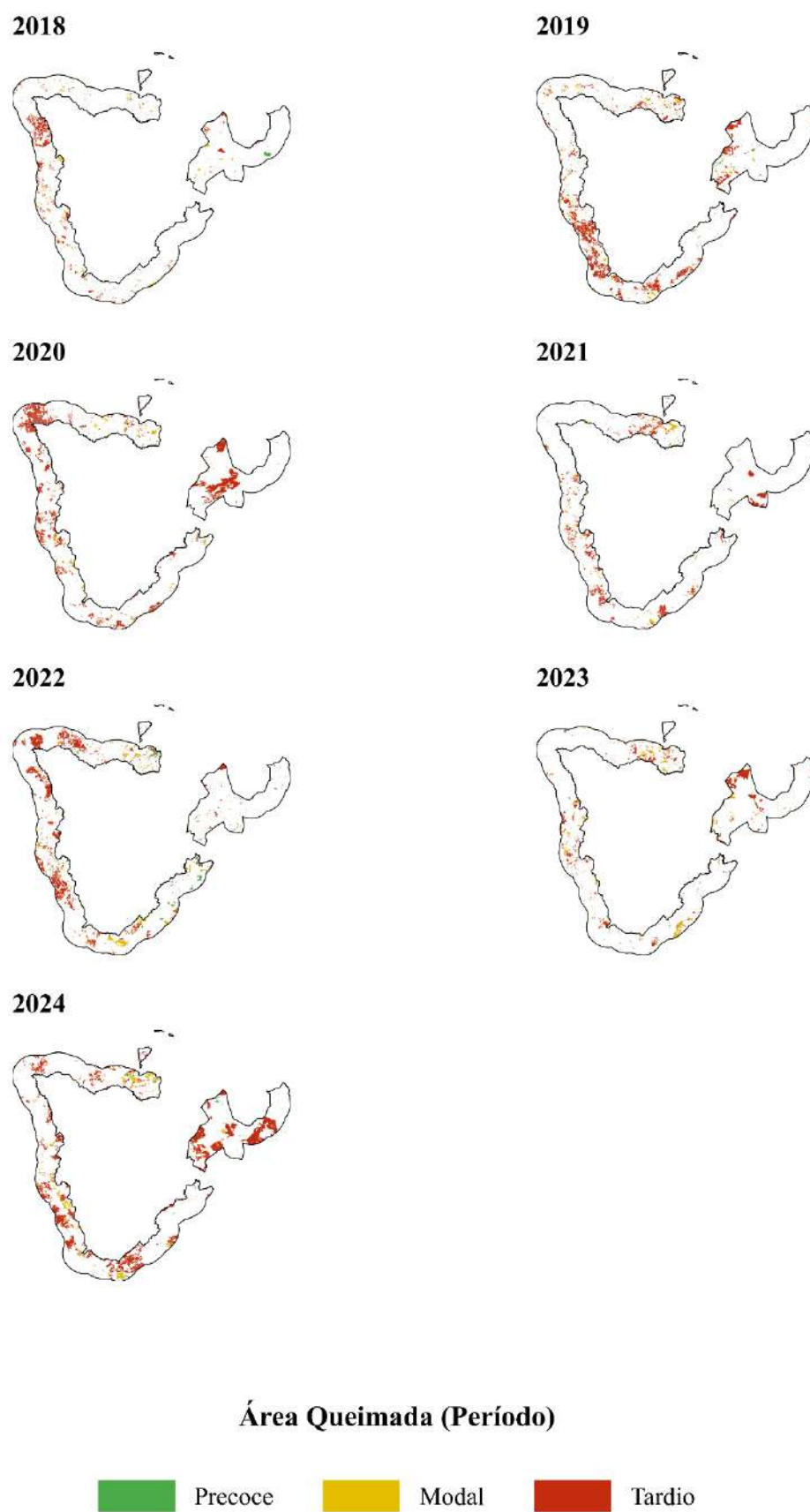


Figura 42 - Regime de fogo para o Entorno nos anos de 2018 a 2024.

### 5.2.6 Parque Estadual do Jalapão

A análise de queimadas por período no Parque Estadual do Jalapão (Figuras 43, 44 e 45), nota-se que embora o período de ocorrência tardio seja geralmente predominante, a sua dominância é menos pronunciada, com os períodos precoce e modal apresentando contribuições relativas mais significativas do que em outras unidades. A análise revela anos atípicos, com destaque para 2008, quando o período precoce apresentou dominância atípica, com 23.854,89 ha (59,60% do total queimado), impactando 14,94% da área do parque. Em 2016, o período precoce voltou a ter destaque, respondendo por 42,18%. Por outro lado, o maior impacto territorial registrado para um único período ocorreu em 2014, com um pico de fogo tardio de 39.986,56 ha, que afetou 25,05% da área do parque. Esta dinâmica sazonal mais variável, em comparação com a vizinha E. E. Serra Geral do Tocantins, sugere que fatores como topografia ou estratégias de manejo integrado do fogo podem estar modulando o regime de fogo em escalas mais finas.

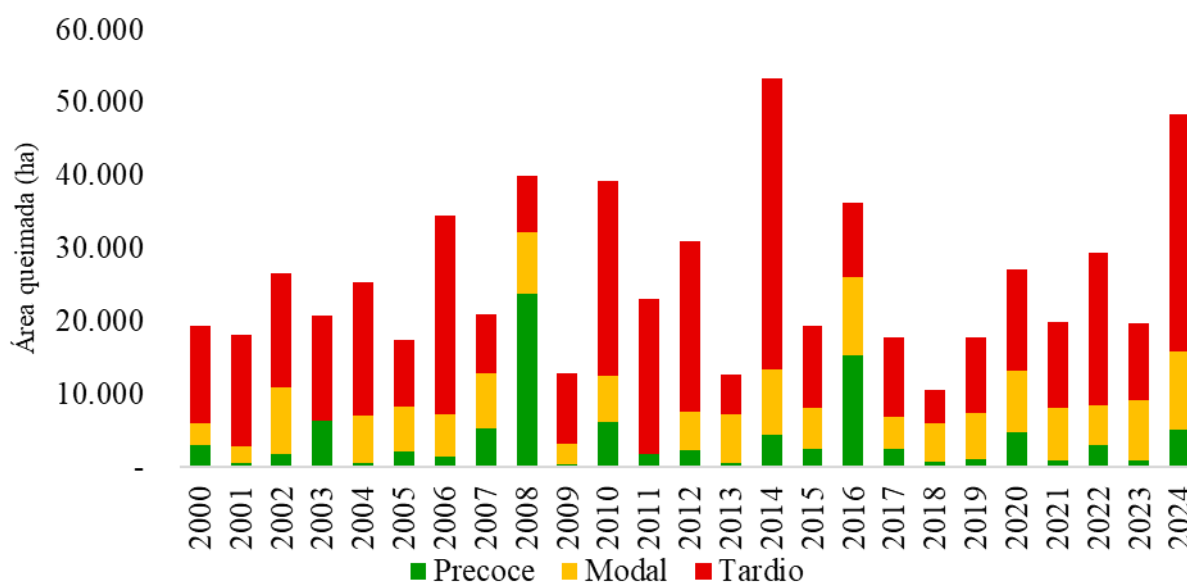


Figura 43 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo no Parque Estadual do Jalapão.



Figura 44 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo no Parque Estadual do Jalapão.

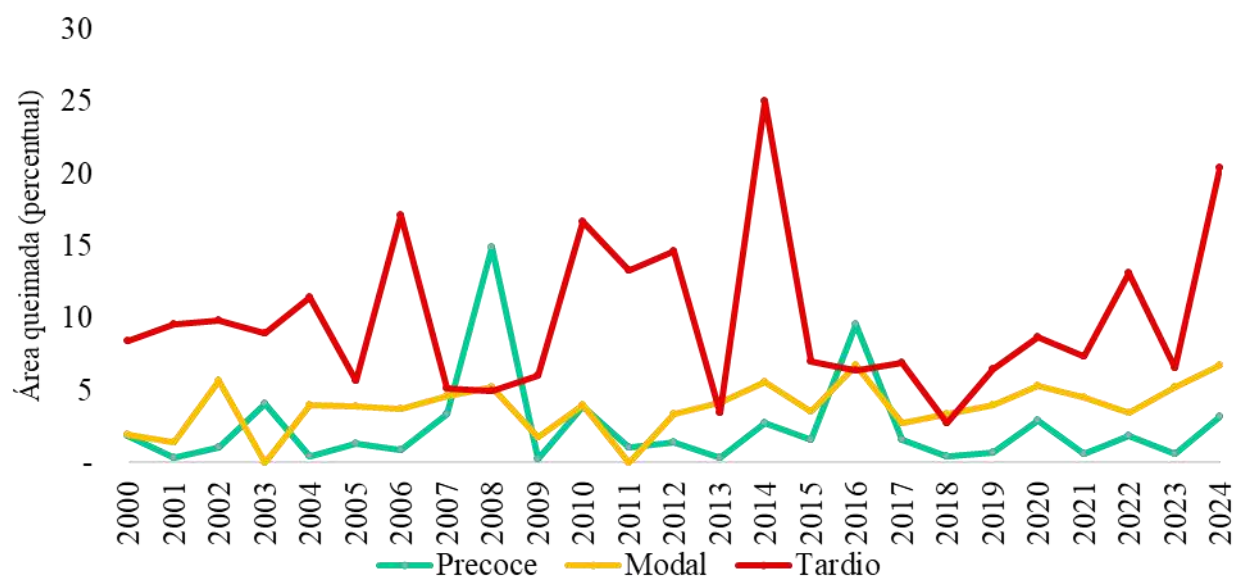


Figura 45 - Percentual da área queimada em relação a área do Parque Estadual do Jalapão por diferentes regimes de fogo.

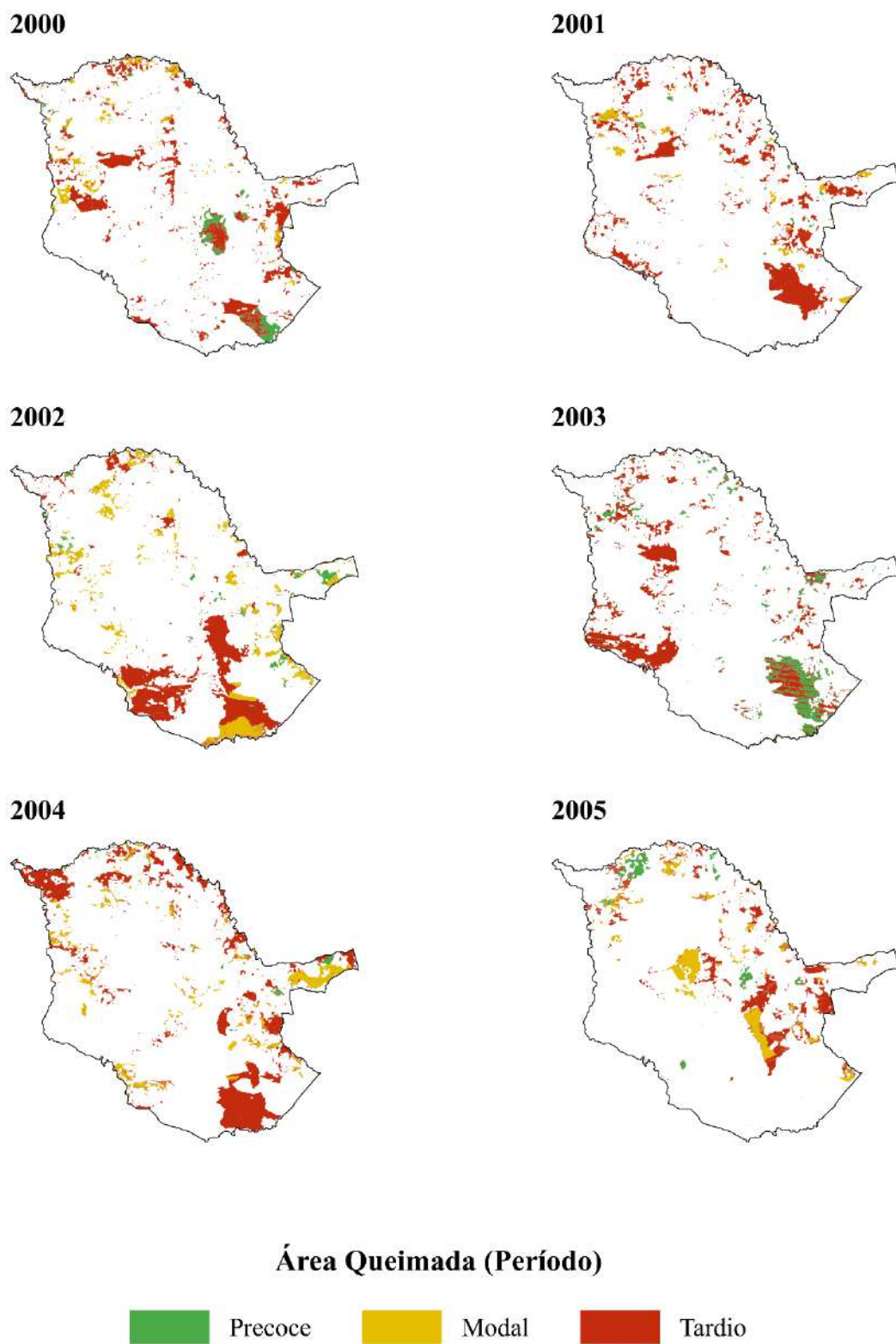


Figura 46 - Regime de fogo para o Parque Estadual do Jalapão nos anos de 2000 a 2005.

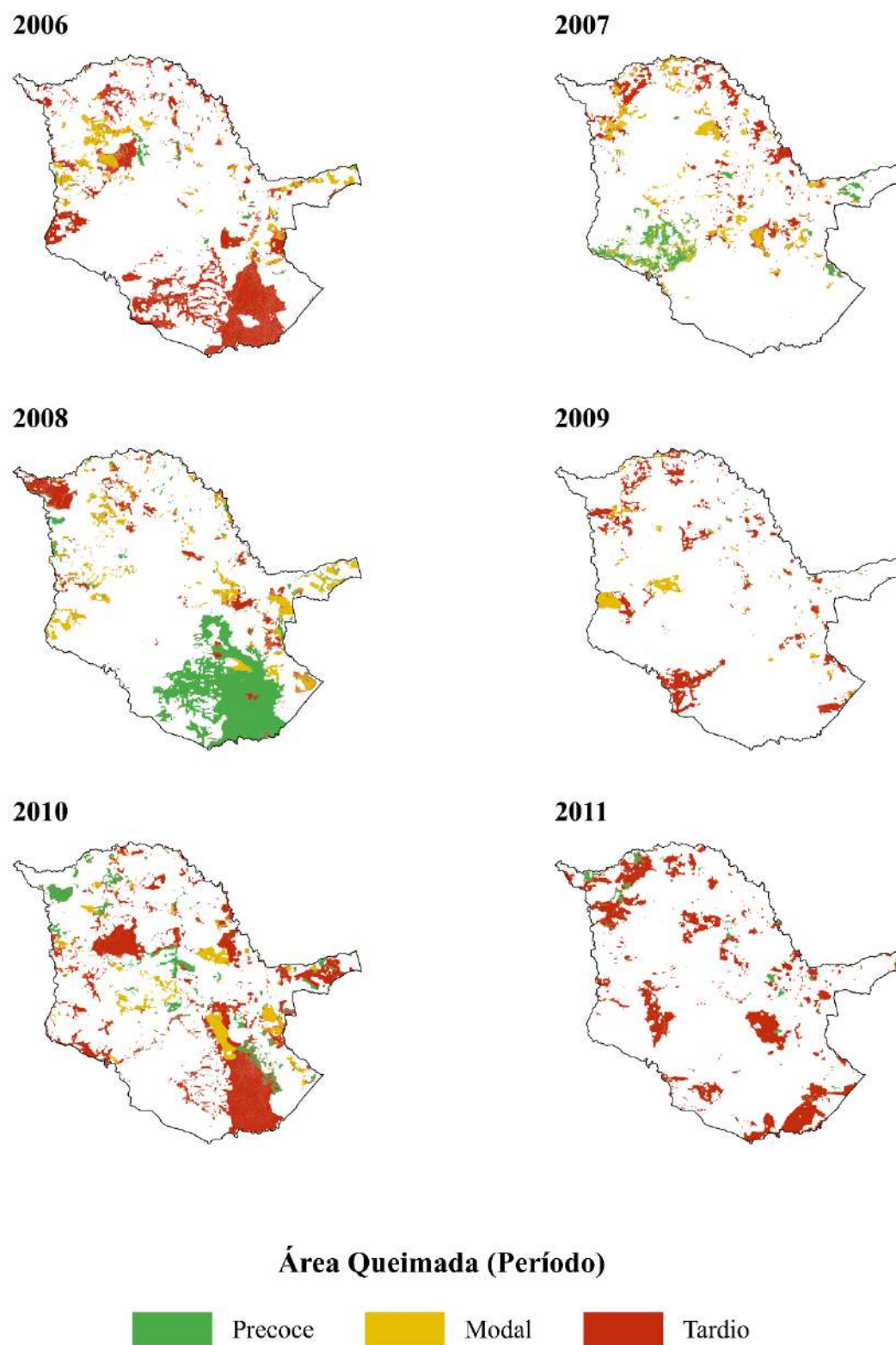


Figura 47 - Regime de fogo para o Parque Estadual do Jalapão nos anos de 2006 a 2011.

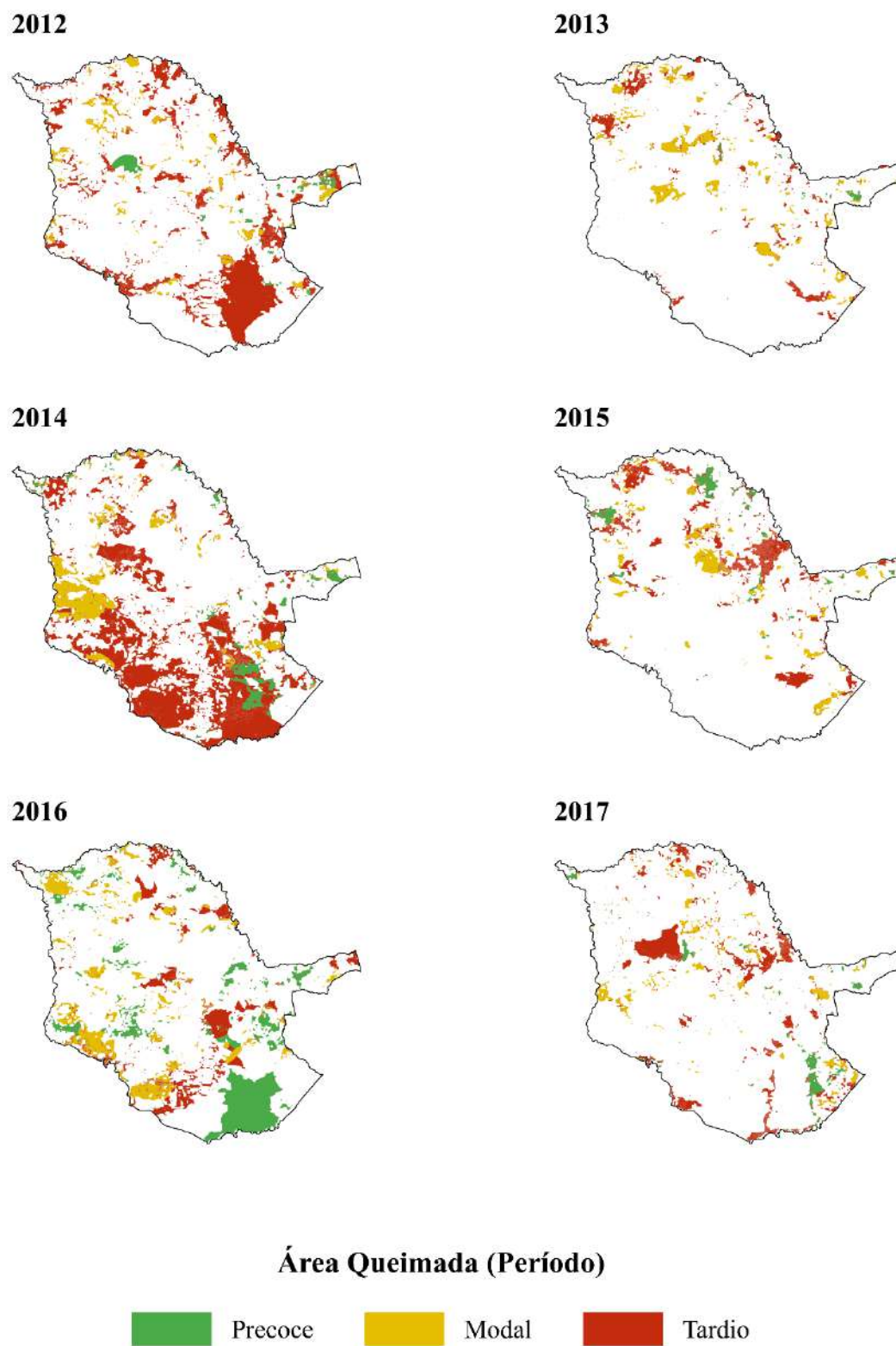


Figura 48 - Regime de fogo para o Parque Estadual do Jalapão nos anos de 2012 a 2017.

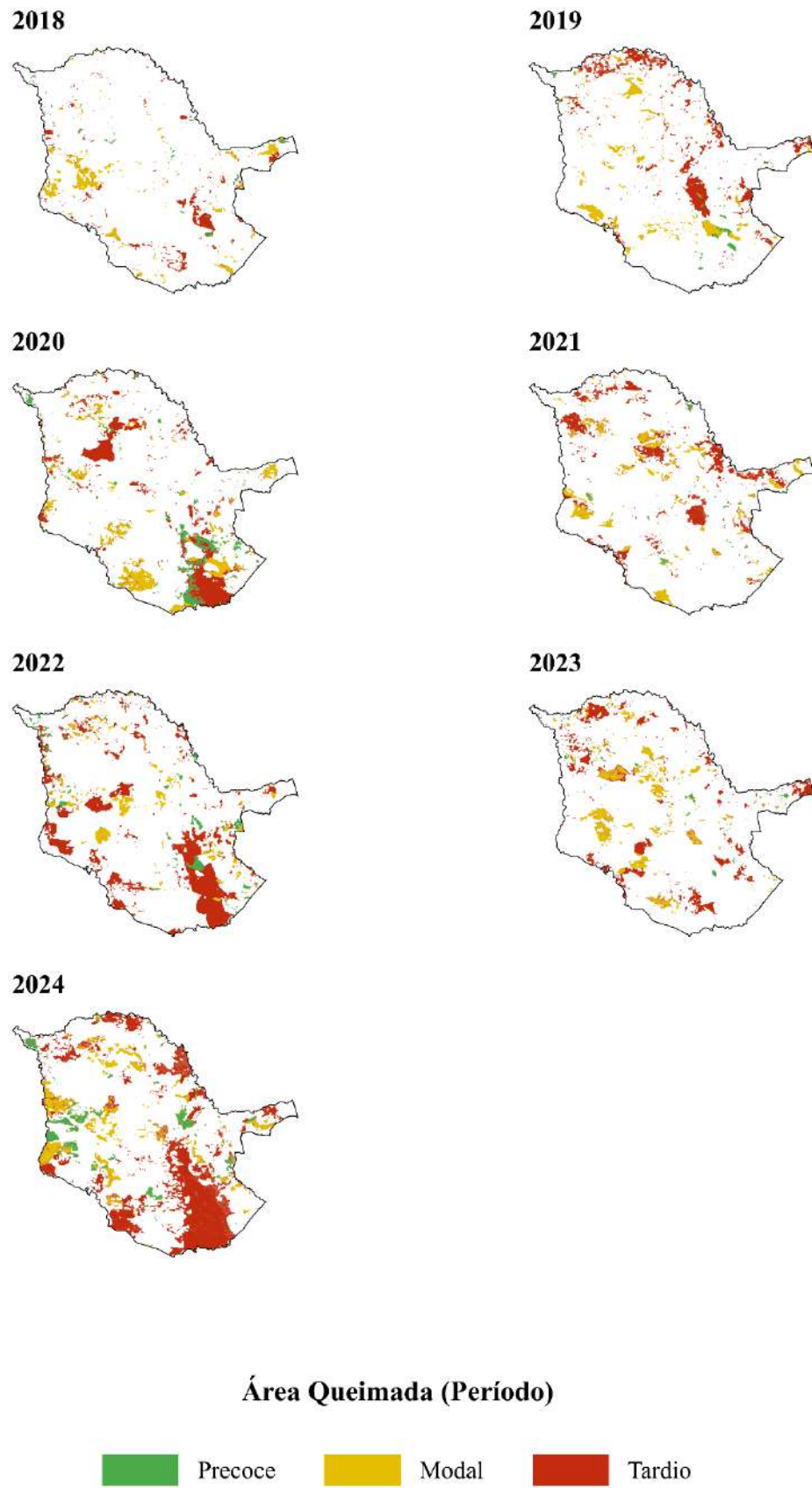


Figura 49 - Regime de fogo para o Parque Estadual do Jalapão nos anos de 2018 a 2024.

### 5.2.7 Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba

Ao analisar as queimadas por período no Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba (Figuras 50, 51 e 52), nota-se um padrão de forte dominância do período de ocorrência tardio, que na maioria dos anos responde por mais de 70% da área queimada total. Anos de eventos extremos, como 2010 e 2019, registraram queimadas tardias que ultrapassaram 60.000 ha, impactando mais de 20% da área total do parque em cada um desses eventos. A participação dos outros períodos é geralmente secundária, mas o ano de 2002 se destaca como exceção, quando o período modal foi expressivo, com 28.744,22 ha (52,43% do total), e o período tardio teve uma de suas menores participações relativas (35,20%). O padrão geral confirma que o parque está sujeito a eventos de fogo extensos e de alto impacto, concentrados predominantemente no final do período seca, o que representa um desafio de manejo constante e significativo para a conservação de seus ecossistemas.

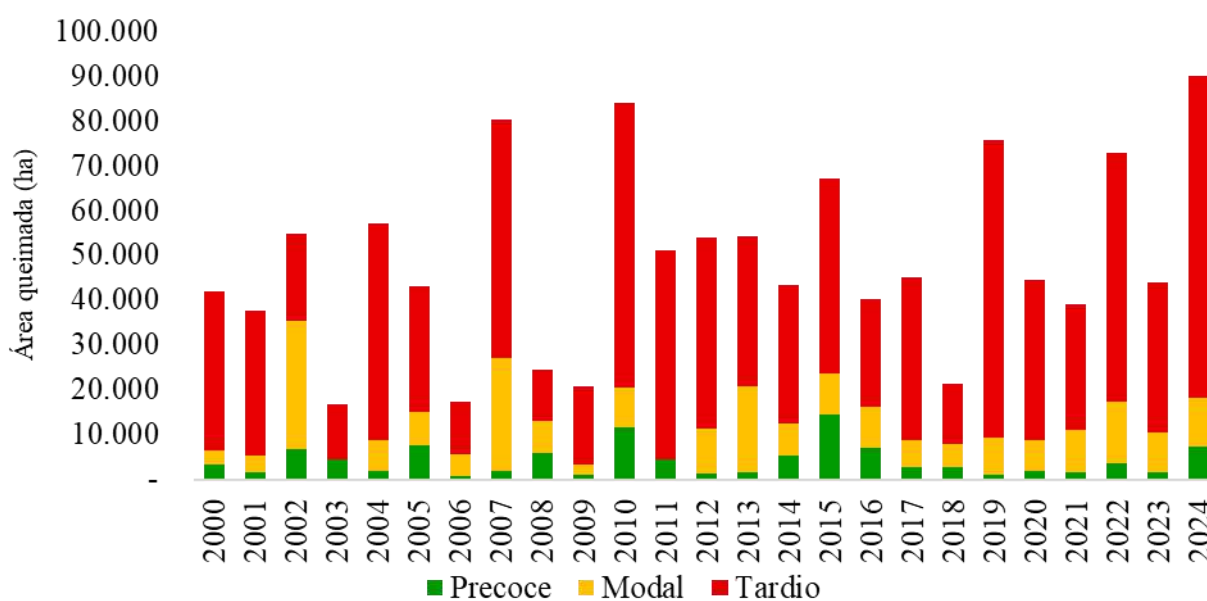


Figura 50 - Área queimada nos diferentes regimes de fogo no Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba.

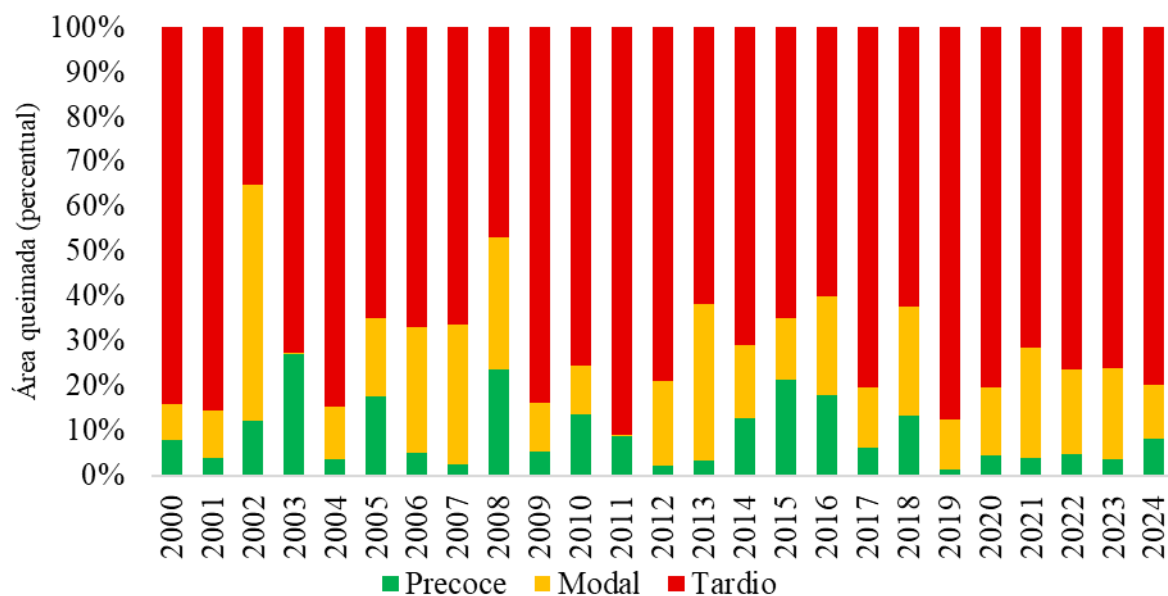


Figura 51 – Distribuição percentual da área queimada nos diferentes regimes de fogo no Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba.

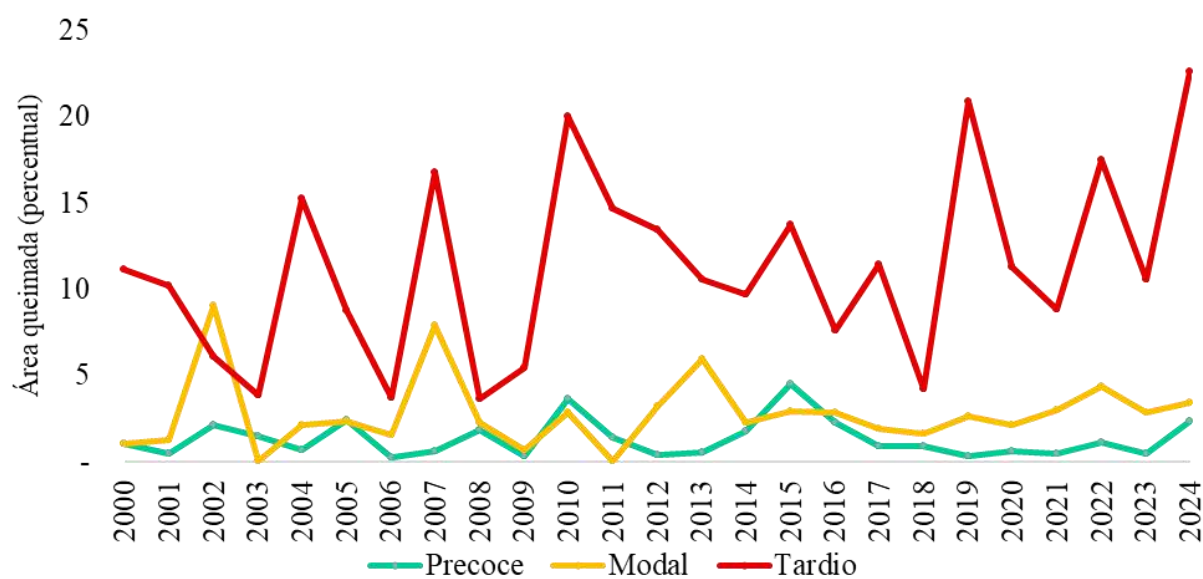


Figura 52 - Percentual da área queimada em relação a área do Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba por diferentes regimes de fogo.

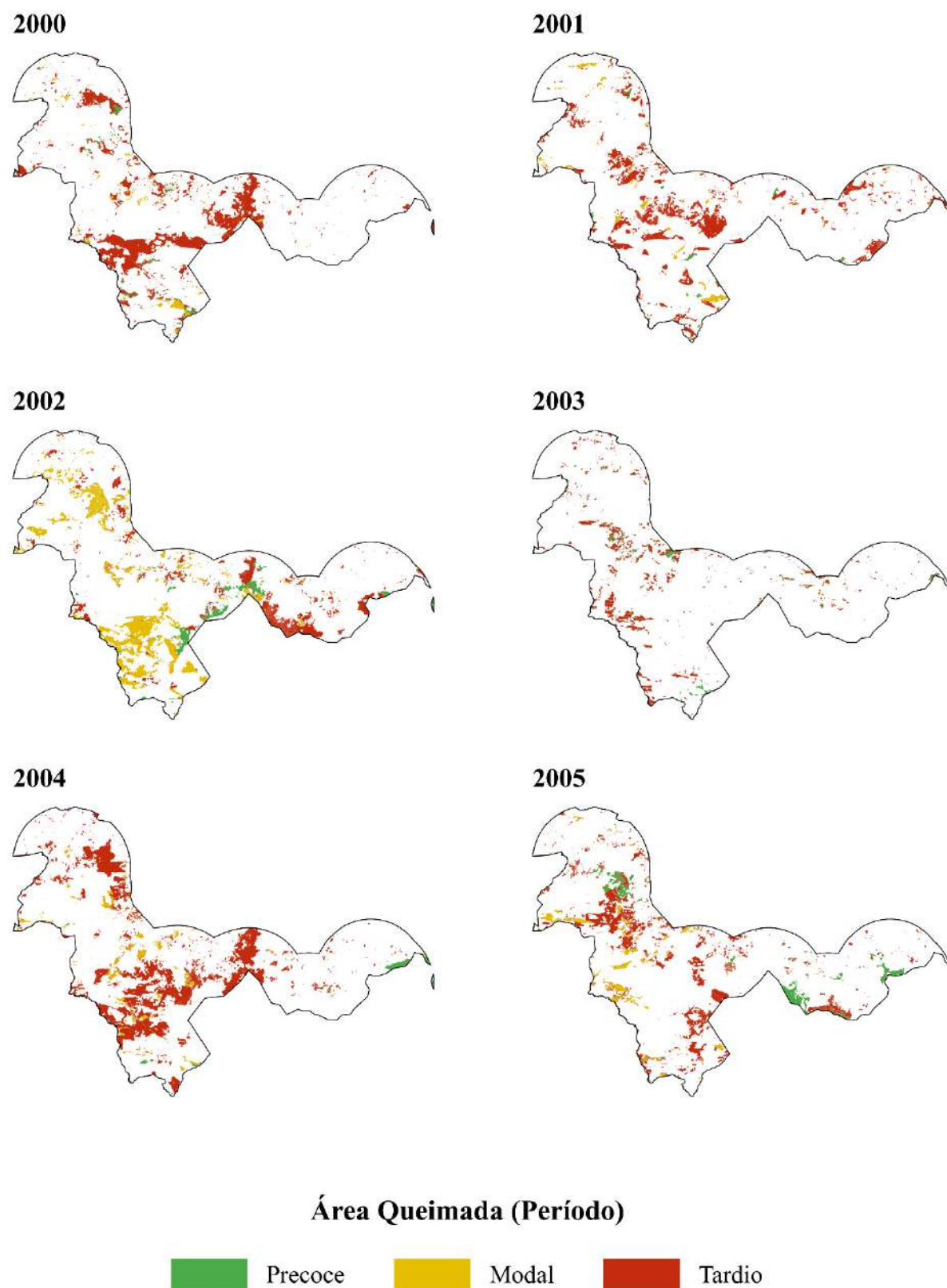


Figura 53 - Regime de fogo para o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba nos anos de 2000 a 2005.

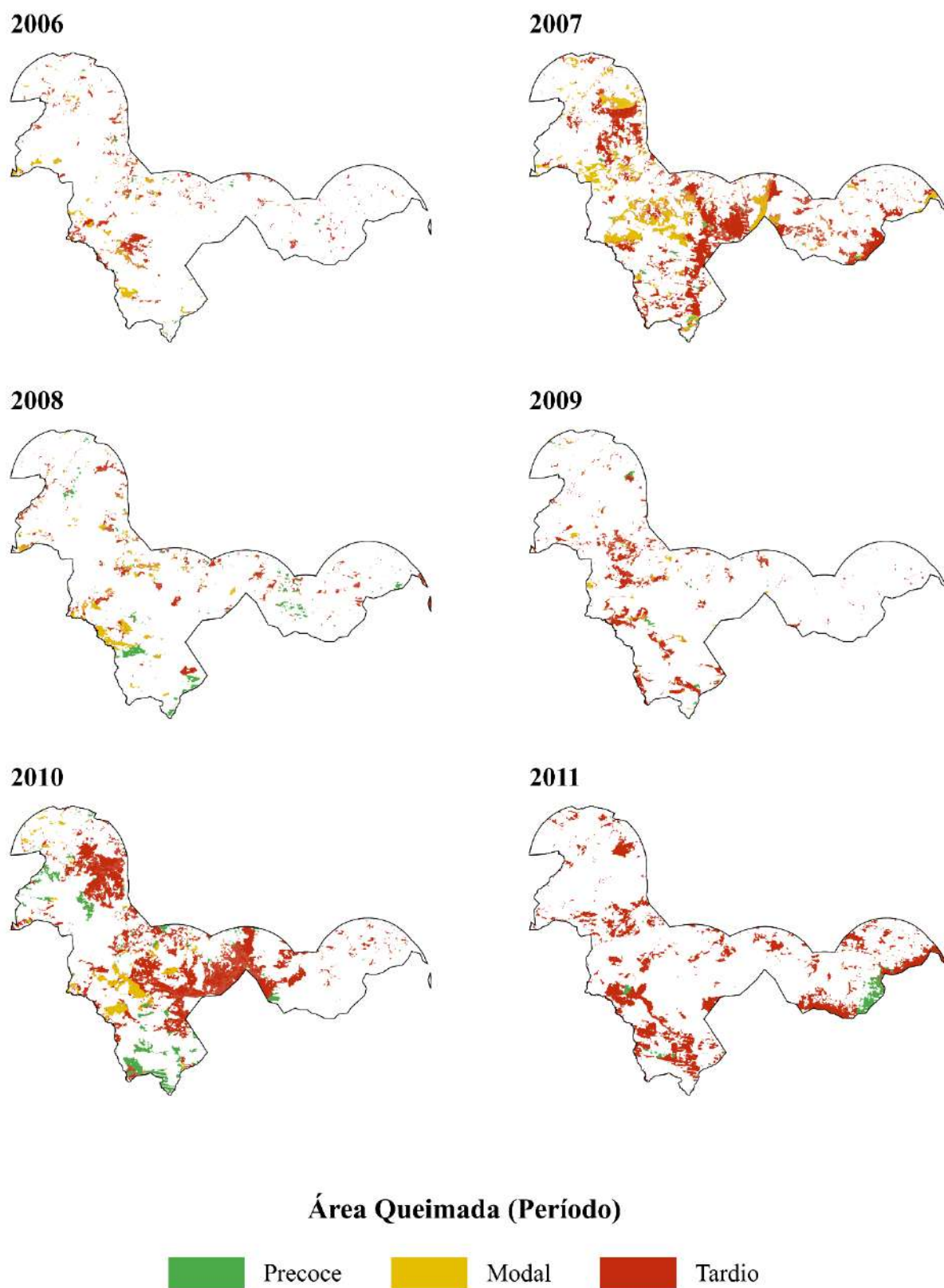


Figura 54 - Regime de fogo para o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba nos anos de 2006 a 2011.

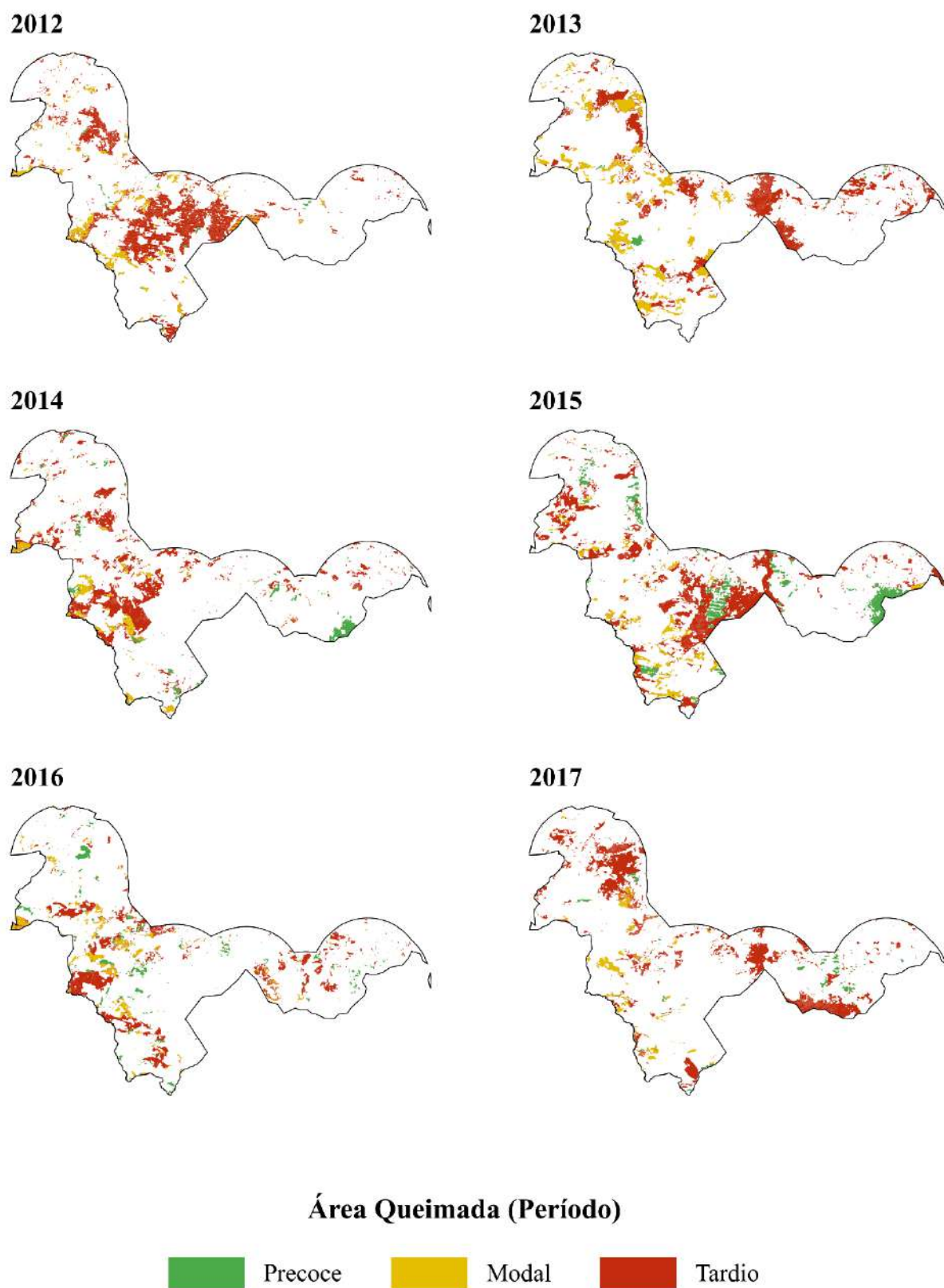


Figura 55 - Regime de fogo para o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba nos anos de 2012 a 2017.

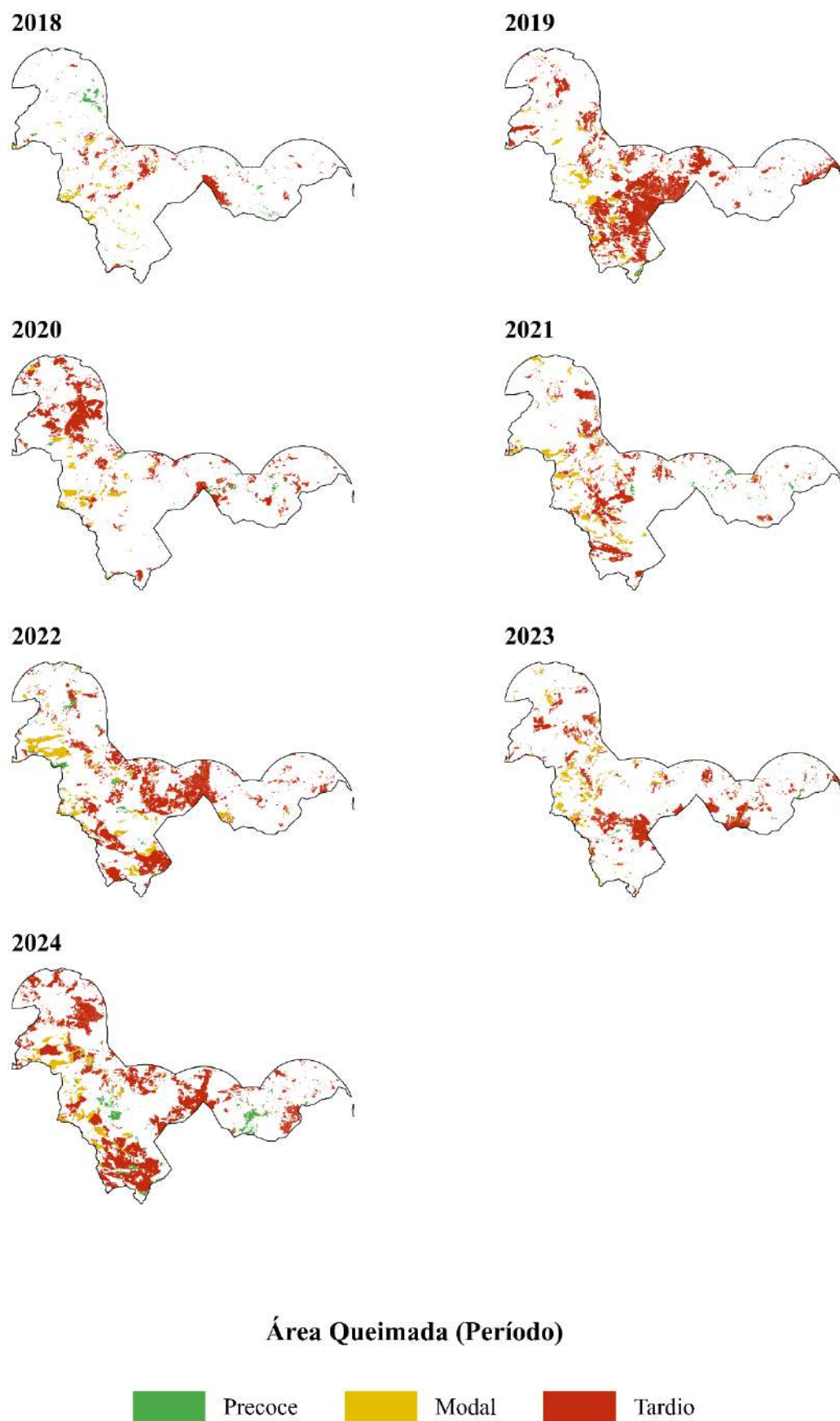


Figura 56 - Regime de fogo para o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba nos anos de 2018 a 2024.

### 5.3 Evolução temporal da área queimada e do déficit pluviométrico

Esta seção descreve a variabilidade anual da área queimada nas sete unidades de estudadas entre 2000 e 2024, em relação ao déficit pluviométrico do mesmo ano.

O déficit pluviométrico de cada ano corresponde ao negativo da anomalia de precipitação, calculado como a média anual de precipitação da unidade no período de 2000 a 2024 subtraindo-se a precipitação observada naquele ano. Valores positivos indicam anos mais secos que a média da própria unidade, e valores negativos indicam anos mais úmidos, com o zero correspondendo à precipitação média do período.

O conjunto revela um regime de fogo marcado por forte variabilidade entre anos, sem patamar estável, e por picos que diferem em ano e magnitude entre as unidades. O ano de 2024 concentra o maior déficit pluviométrico em todas as sete unidades e coincide com o pico da série de área queimada na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e no Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba. Em contrapartida, o maior valor de toda a base, registrado no Parque Estadual do Jalapão em 2014, ocorreu em um ano sem déficit, o que indica que a seca acumulada do ano não é condição absoluta para grandes queimas em todas as unidades.

A Área de Proteção Ambiental Jalapão queimou em média 13,8% de sua área ao ano, com mínimo de 5,7 e máximo de 23,8% em 2007. A série de área queimada acompanha de perto a do déficit pluviométrico, com os anos mais secos correspondendo, em geral, aos de maior queima.

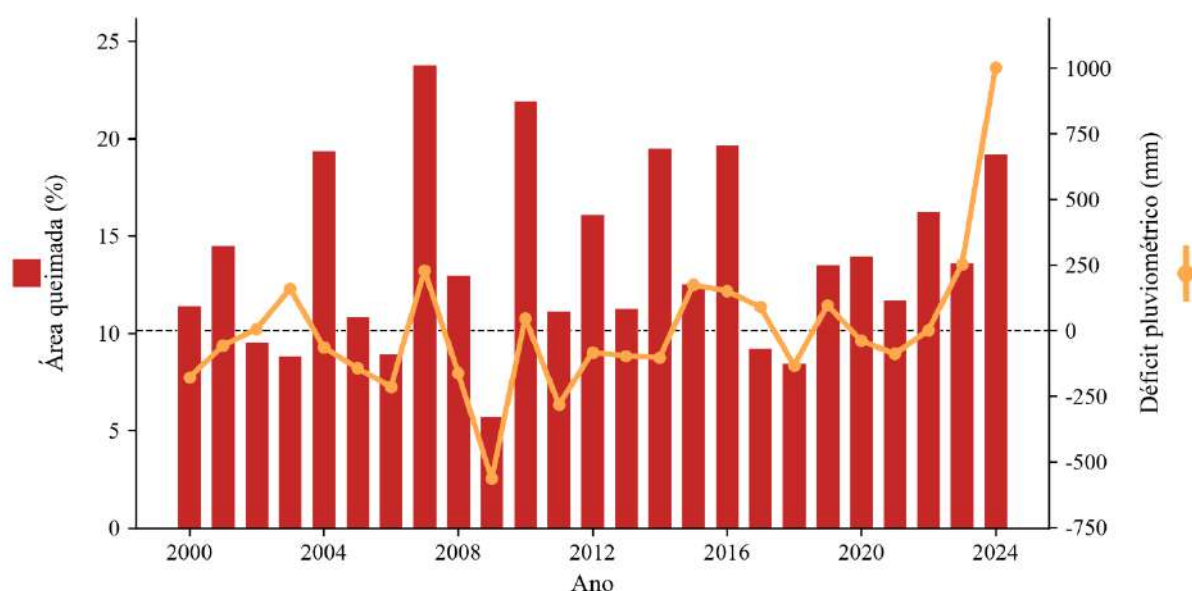


Figura 57 -Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico na Área de Proteção Ambiental Jalapão

A Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga apresenta a menor média do conjunto, 6,3% ao ano, dominada por um evento isolado em 2002, quando 30,0% da unidade queimou. A área queimada não acompanha o déficit pluviométrico ao longo da série, padrão coerente com a tendência de redução do fogo descrita adiante, apesar do agravamento climático da unidade.

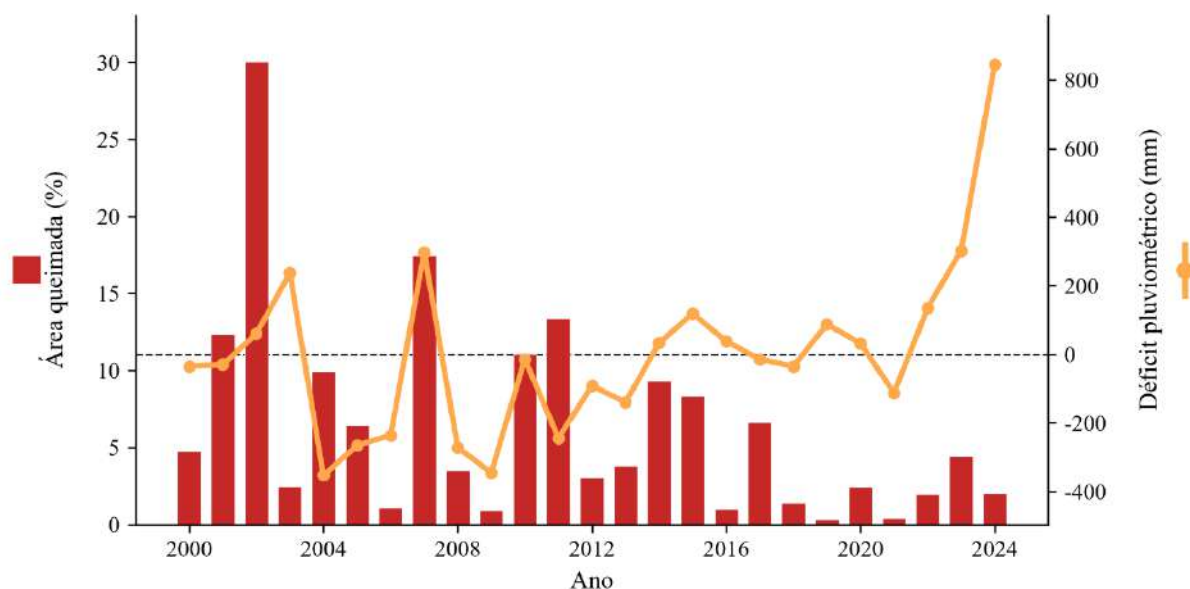


Figura 58 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico na Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga

A Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins queimou em média 12,0% ao ano e atingiu seu máximo, 21,8%, em 2024, o ano de maior déficit de toda a série. A correspondência visual entre os picos de área queimada e os anos de maior déficit é uma das mais nítidas do conjunto.

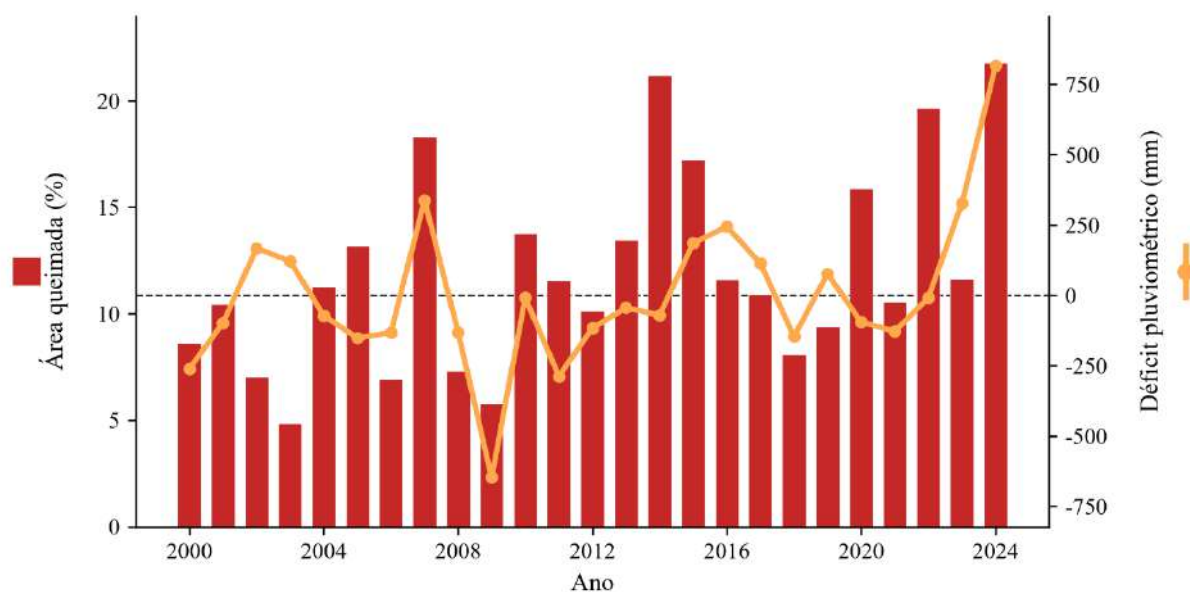


Figura 59 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins

O MNCCRS tem a maior média do conjunto, 17,5% ao ano, com pico de 28,3% em 2016. A relação entre área queimada e déficit é fraca, com anos de grande queima que não correspondem aos de maior seca.

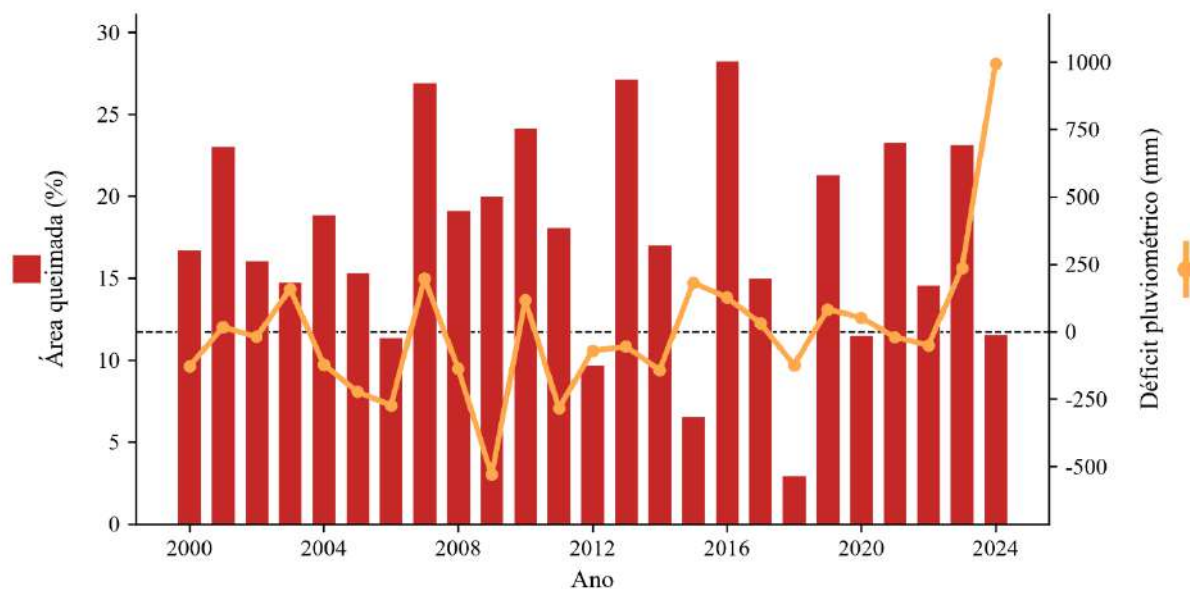


Figura 60 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico no Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono

O entorno queimou em média 12,7% ao ano, com pico de 23,1% em 2007. A área queimada acompanha o déficit de forma moderada, em padrão intermediário entre as unidades de relação clara e as de relação fraca.

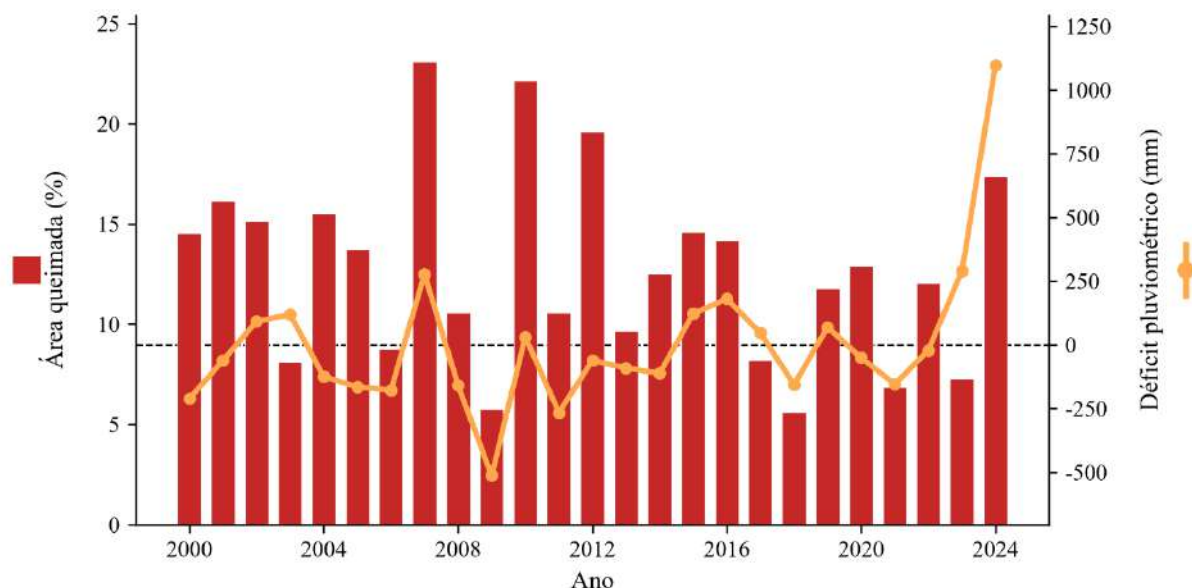


Figura 61 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico no Entorno

O Parque Estadual do Jalapão queimou em média 16,1% ao ano e registrou o maior valor de toda a base, 33,4% em 2014. Esse ano não foi de déficit, e sim ligeiramente mais úmido que a média, o que desacopla o evento extremo do PEJ da seca anual e aponta para outros condicionantes da queima naquele ano.

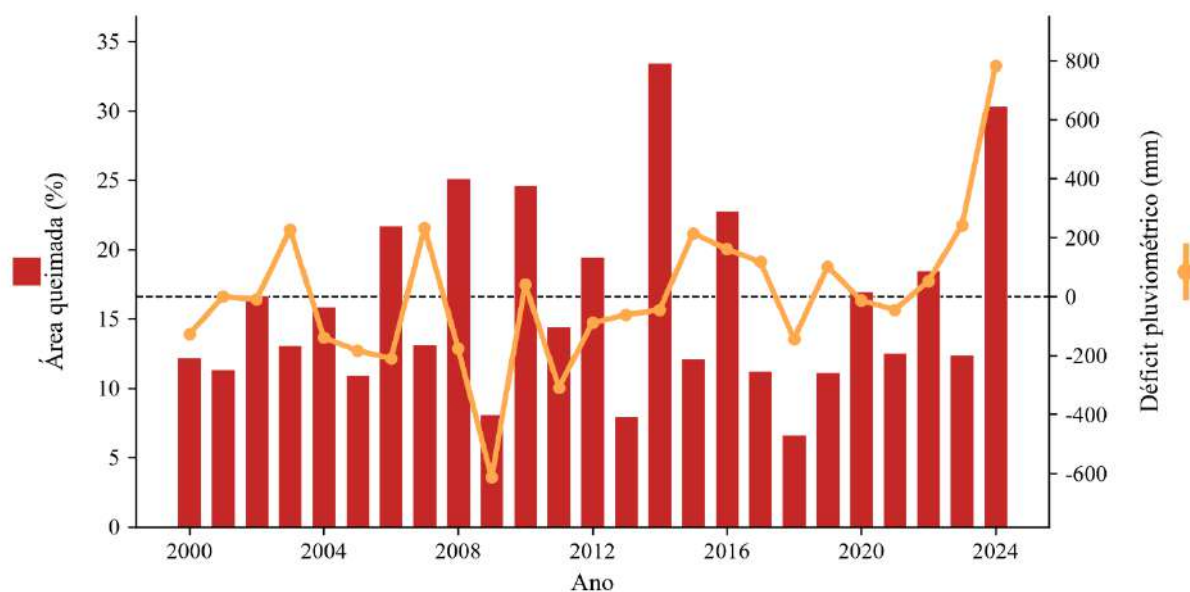


Figura 62 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico no Parque Estadual do Jalapão

O PNNRP queimou em média 15,4% ao ano, com pico de 28,4% em 2024, no ano de déficit extremo. A unidade acompanha o padrão de coincidência entre o pico de fogo e o ano mais seco da série.

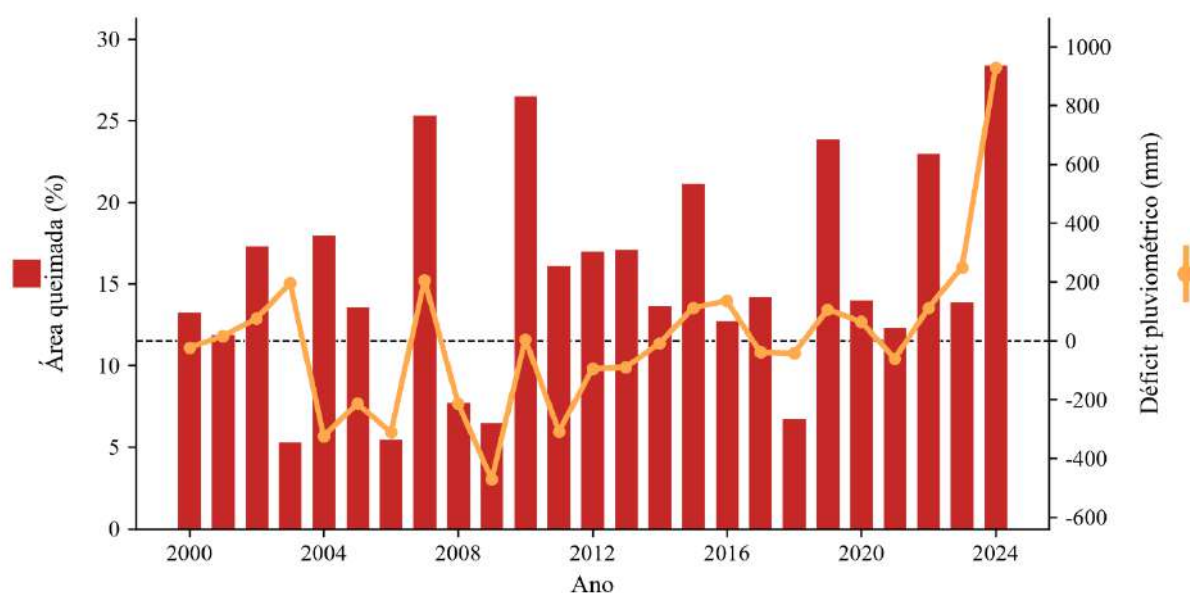


Figura 63 - Evolução da área queimada e do déficit pluviométrico no Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba

Em síntese, a série temporal mostra unidades em que a área queimada acompanha o déficit pluviométrico, como APAJA, EESGT e PNNRP, e unidades em que essa correspondência é fraca ou ausente, como APAST, MNCCRS e PEJ. Essa heterogeneidade visual antecipa o resultado da análise de correlação apresentada a seguir, em que a relação entre fogo e clima se confirma de forma robusta apenas em parte das unidades após a correção para múltiplas comparações.

#### **5.4 Análise de tendências temporais de Mann-Kendall**

Esta seção analisa as tendências temporais e correlações entre as métricas anuais de fogo e as variáveis climáticas nas sete unidades de análise do Mosaico do Jalapão (2000-2024). O objetivo é identificar preditores da relação de fogo e compreender sua dinâmica ao longo da série. A análise empregou os testes de Mann-Kendall e de Spearman em série anual por unidade, aplicando posteriormente a correção de Benjamini-Hochberg (False Discovery Rate (FDR)) separadamente à cada conjunto de testes por unidade.

A Figura 64 apresenta a síntese dos resultados de tendências (Mann-Kendall) para todas as unidades e variáveis analisadas. De modo geral, as unidades de conservação apresentaram direção de tendência consistente para maioria das variáveis analisadas, no entanto, apenas uma unidade apresentou tendência forte o suficiente para ser significativa.

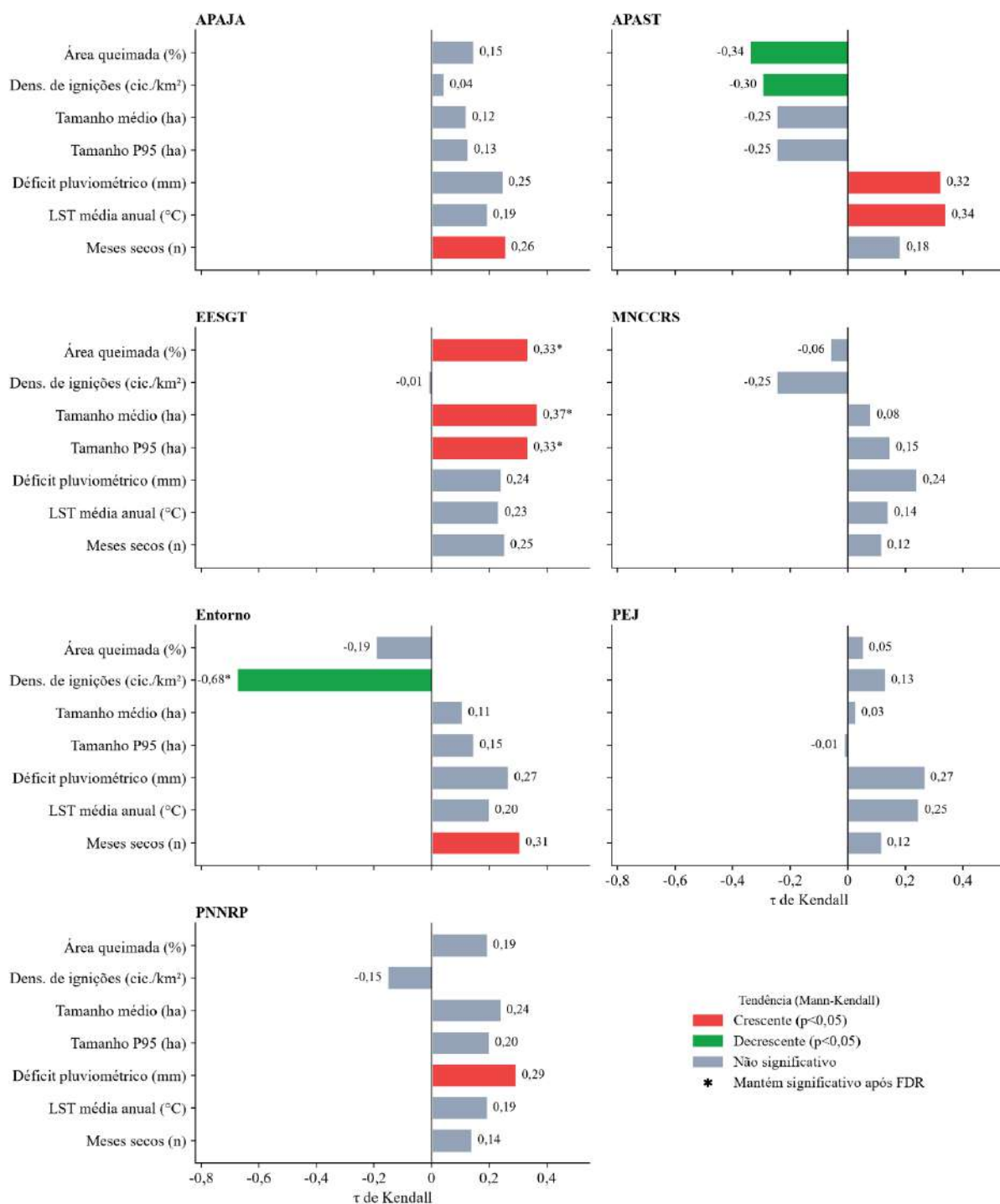


Figura 64 - Síntese dos resultados dos testes de Mann-Kendall (tendências temporais) entre métricas de fogo e variáveis climáticas para as unidades de análise (2000-2024). Asteriscos indicam significância após correção FDR ( $p < 0,05$ ).

Todas as unidades apresentaram tendência de aumento no déficit de precipitação e na temperatura média anual, sugerindo um agravamento das condições climáticas ao longo da série estudada. Contudo, essa descoberta deve ser interpretada com cautela. O teste de Mann-Kendall não revelou significância estatística em nenhuma unidade após a correção FDR. Isso sugere

que, apesar da tendência de deterioração climática, a série estudada inviabiliza uma definição conclusiva, indicando a necessidade de uma análise baseada em série temporal mais longa.

Estação Ecológica Serra geral do Tocantins foi a única unidade a apresentar tendências temporais com significância estatística ( $p < 0,05$ ) nas métricas de fogo após correção pelo teste FDR, com aumento da área queimada anual ( $\tau = +0,33$ ;  $p = 0,021$ ), aumento no tamanho médio das cicatrizes ( $\tau = +0,37$ ;  $p = 0,011$ ) e no tamanho médio das cicatrize entre as 5% maiores ( $\tau = +0,33$ ;  $p = 0,0208$ ).

As áreas do Entorno apresentaram tendência decrescente robusta na densidade de ignições ( $\tau = -0,68$ ;  $p < 0,001$ ) sem redução correspondente na área queimada total, indicando consolidação de eventos maiores e menos numerosos nas áreas de entorno ao longo do período estudado. As demais unidades não apresentaram tendências temporais estatisticamente robustas nas métricas de fogo.

## 5.5 Análise de correlação de Spearman

As análises de correlação de Spearman (Figuras 65) revelaram que a associação entre fogo e clima se destaca na APA do Jalapão. O SPI-6 de maio apresentou correlação negativa com a área queimada percentual ( $\rho = -0,537$ ;  $p\_fdr = 0,049$ ), o tamanho médio das cicatrizes ( $\rho = -0,522$ ;  $p\_fdr = 0,049$ ) e a área dos 5% maiores eventos ( $\rho = -0,564$ ;  $p\_fdr = 0,049$ ). O sinal negativo indica que anos com maior acúmulo de chuva pré-fogo (SPI-6 positivo) estão associados a maior extensão e cicatrizes maiores. Essa relação ecológica, embora contraintuitiva, pode ser explicada pelo aumento expressivo de biomassa durante estações chuvosas abundantes. Essa biomassa, predominantemente herbácea e arbustiva (representando 56% da área total em 2024 (MAPBIOMAS USO E COBERTURA 10.1)), posteriormente contribui para incêndios mais intensos na estação seca subsequente.

Para as demais unidades, as correlações observadas antes da correção FDR não foram confirmadas após o ajuste para múltiplos testes. Isso revela que, embora haja tendências pontuais, elas não alcançam o nível de significância estatística exigido para afirmações definitivas em um contexto de múltiplas comparações simultâneas. Essa observação ressalta a heterogeneidade dos contextos individuais, mesmo em unidades de conservação próximas.

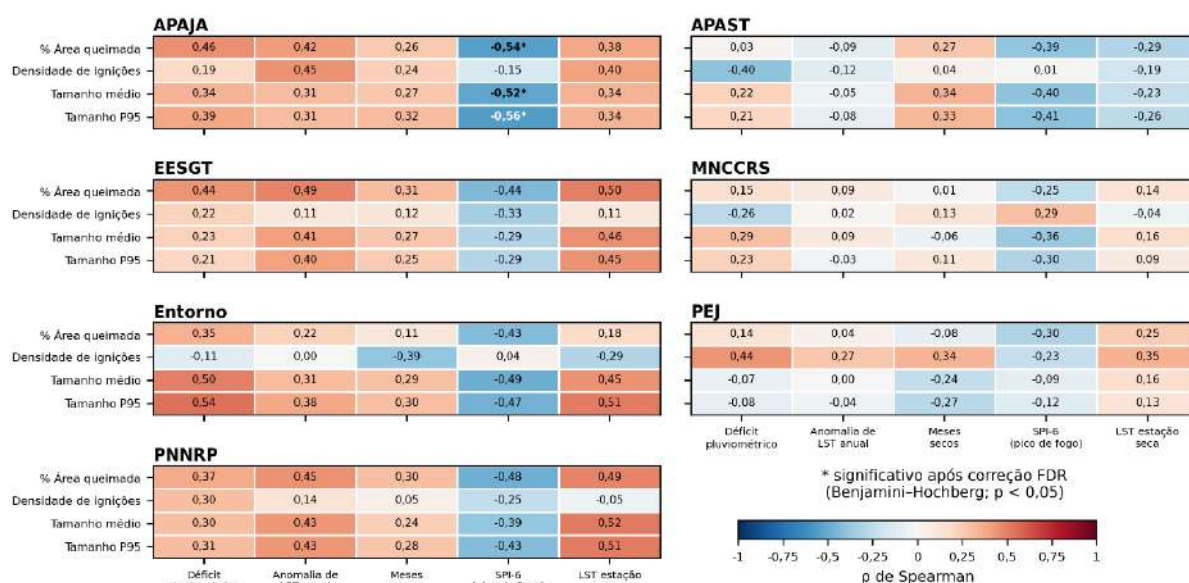


Figura 65 - Heatmap dos coeficientes de correlação de Spearman entre métricas de fogo e variáveis climáticas. Asteriscos indicam significância após correção FDR \*:( $p < 0,05$ ).

## 5.6 Análise de efeitos mistos

As estimativas agregadas do modelo de efeitos misto (Tabela 4) não contradizem os resultados por unidade; elas operam em outra escala de inferência. Os testes por unidade avaliam se o clima prediz o fogo dentro de cada área protegida, onde 25 anos oferecem pouco poder, ao passo que o modelo misto avalia se existe uma resposta comum quando as unidades são reunidas. Um sinal fraco demais para emergir em qualquer unidade isolada torna-se detectável, ainda que modesto, quando a força estatística é compartilhada entre elas.

O agrupamento das unidades em um modelo de efeitos mistos, que aumenta o poder estatístico em relação aos testes por unidade, revelou um sinal climático consistente, porém modesto, restrito à extensão e ao tamanho do fogo. A porcentagem de área queimada associou-se positivamente ao déficit de precipitação ( $\beta = 0,25$ ;  $p < 0,001$ ) e à anomalia anual de LST ( $\beta = 0,16$ ;  $p = 0,017$ ), e negativamente ao SPI-6 no pico ( $\beta = -0,31$ ;  $p < 0,001$ ). O tamanho médio e o tamanho P95 seguiram o mesmo padrão ( $|\beta| = 0,17-0,31$ ;  $p < 0,05$  para déficit, meses secos e SPI-6). A densidade de ignições, em contraste, não se associou a nenhum preditor climático (todos  $p > 0,44$ ), indicando que o clima modula a propagação do fogo, e não a sua ocorrência. Coeficientes padronizados entre 0,25 e 0,31 correspondem a cerca de 6–10% da variância explicada.

Tabela 4 – Coeficientes padronizados do modelo de efeitos mistos (fogo-clima).

| Métrica de fogo       | Déficit pluv. | Anomalia LST anual | Meses secos | SPI-6 (pico) | LST est. seca |
|-----------------------|---------------|--------------------|-------------|--------------|---------------|
| % área queimada       | 0,25***       | 0,16*              | 0,10        | −0,31***     | 0,13          |
| Densidade de ignições | −0,03         | 0,01               | 0,02        | 0,00         | −0,01         |
| Tamanho médio         | 0,24**        | 0,10               | 0,20**      | −0,25**      | 0,05          |
| Tamanho P95           | 0,30***       | 0,14*              | 0,17*       | −0,31***     | 0,10          |

Coeficientes padronizados de modelos de intercepto aleatório por unidade (N = 175 observações unidade-ano; REML). \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ .

### 5.7 Tendências temporais das métricas de fogo por período sazonal

Este tópico examina como as métricas de fogo evoluíram ao longo da série de 2000 a 2024, agora separadas por período sazonal de queima, o precoce, o modal e o tardio, em cada unidade de conservação (Figura 66). Convém delimitar o alcance desta análise. Ela descreve a tendência monotônica da série inteira e não isola nem atribui efeito à mudança de política de manejo, cuja avaliação causal é conduzida adiante pelos testes de comparação entre períodos e pela série temporal interrompida.

A APAST apresenta o quadro mais nítido do conjunto, mas sujeito a um viés que precisa ser declarado. A densidade de ignições cai nos três períodos, no precoce com tau de −0,42 e p ajustado de 0,011, no modal com tau de −0,49 e p ajustado de 0,005, e no tardio com tau de −0,46 e p ajustado de 0,007, todos estatisticamente significativos após o FDR, o que caracteriza uma redução geral da frequência de fogo ao longo da série. No entanto, essa tendência não pode ser lida como resposta a manejo ou a clima na mesma medida que nas demais unidades, porque a APAST passou por uma conversão de uso do solo acentuada entre 2000 e 2024. Segundo o MapBiomas Uso e Cobertura Coleção 10.1, a agricultura ocupava 80% da extensão da unidade em 2024, proporção muito acima do que se espera de uma unidade de conservação e sem paralelo entre as demais áreas estudadas. A substituição de vegetação nativa por cultivo reduz a continuidade do combustível e o número de ignições nas parcelas naturais remanescentes. Essa compreensão é reforçada por SEGURA-GARCIA et al., (2025), que destaca como a alteração da paisagem através da fragmentação diminui a atividade do fogo no Cerrado.

A EESGT a participação da queima migra do fim para o meio da estação seca, com a fração modal em alta, tau de +0,40 e p ajustado de 0,024, e a fração tardia em queda, tau de −0,36 e p ajustado de 0,028, ambas estatisticamente significativas. Ao mesmo tempo, o tamanho

médio das cicatrizes cresce no precoce, tau de +0,36 e p ajustado de 0,028, e no modal, tau de +0,49 e p ajustado de 0,006.

No entorno do mosaico, há uma tendência de queda da densidade de ignições no precoce, com tau de -0,41 e p ajustado de 0,037. A mesma tendência de redução aparece no tardio, com tau de -0,33, e um aumento do tamanho médio no modal, com tau de +0,33, mas ambos ficam no limiar da significância, com p ajustado de 0,062, indicando fragilidade da tendência observada nessa área.

As demais unidades não apresentam tendência robusta. A APAJA mostra apenas uma leve alta da participação modal no valor bruto, tau de +0,29 e p de 0,047, que não resiste à correção FDR, com p ajustado= 0,158. O PEJ traz indícios brutos de mais fogo na participação modal, tau de +0,30, e de aumento do tamanho no precoce, tau de +0,30, mas ambos caem para p ajustado de 0,170, sem significância estatística, ainda que a direção corrobore com o deslocamento observado na EESGT. O MNCCRS e o PNNRP não exibem tendência sazonal, bruta ou corrigida, em nenhuma das métricas, e mantêm um regime sem direção definida nos três períodos.

Após a correção, portanto, os sinais robustos concentram-se em duas unidades, a APAST, que reduz a densidade de ignições em toda a estação, e a EESGT, que desloca a queima do tardio para o modal e aumenta o tamanho das cicatrizes no precoce e no modal. As demais permanecem estáveis ou exibem apenas indícios marginais. Esse quadro, ainda descritivo e referente à série inteira, antecipa as direções que a análise do efeito do Manejo Integrado do Fogo examina de forma causal na sequência.

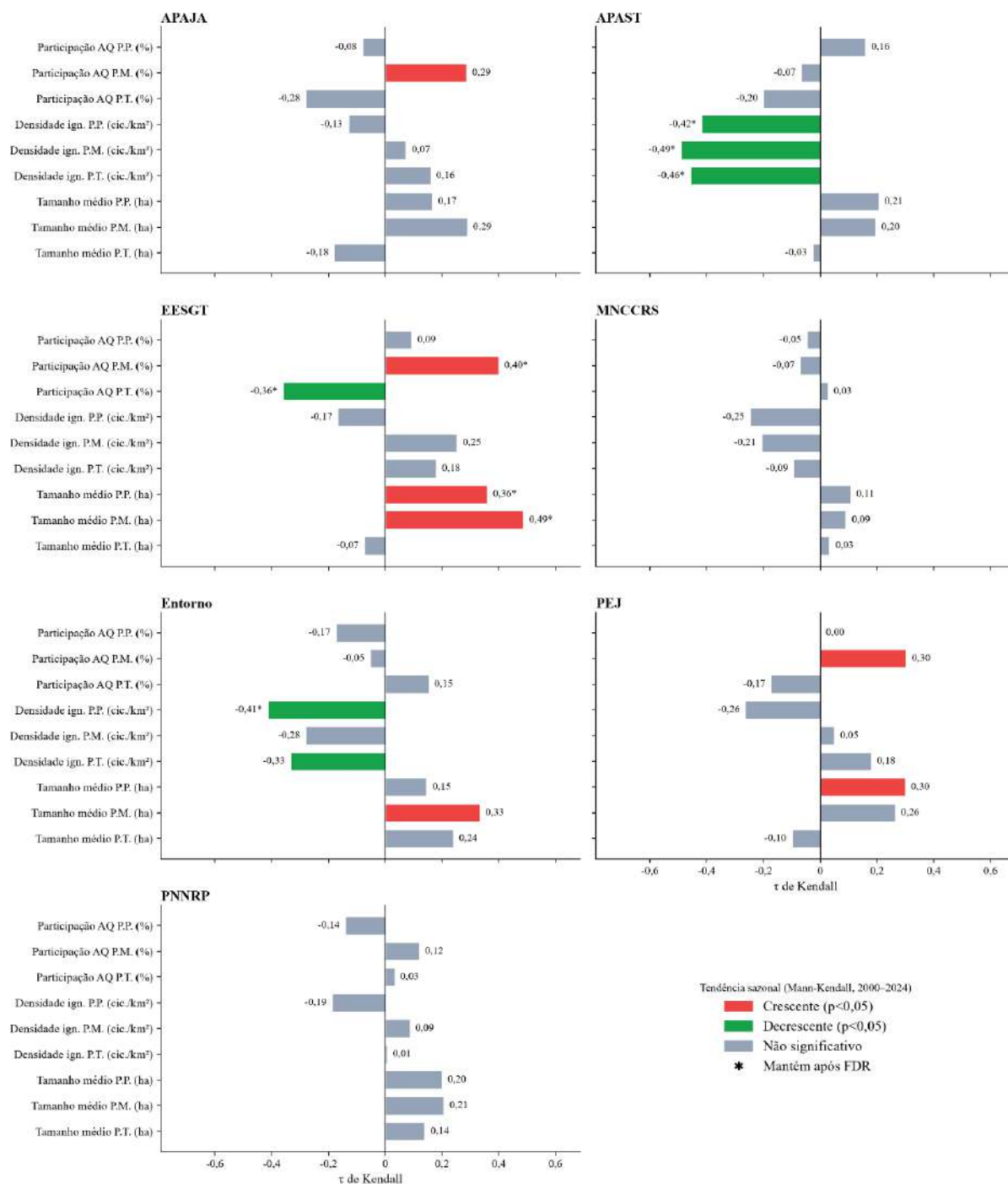


Figura 66- Síntese dos resultados dos testes de Mann-Kendall (tendências temporais) entre métricas de fogo por período de ocorrência para as unidades de análise (2000-2024). Asteriscos indicam significância após correção FDR ( $p < 0,05$ ).

## 5.8 Análise da alteração das métricas de fogo pelo período político

Esta seção apresenta os resultados da avaliação do efeito da transição entre os períodos Fogo Zero (2000-2013) e Manejo Integrado do Fogo (2014-2024) sobre a distribuição sazonal

da área queimada nas unidades estudadas. A análise baseia-se na proporção da área anual queimada em cada período precoce, modal e tardio em relação a área queimada total anual, com quatro camadas metodológicas: (i) comparação Mann-Whitney com tamanho do efeito e bootstrap; (ii) ajuste climático pelo SPI-6; (iii) Série Temporal Interrompida (ITS); e (iiii) probabilidade combinada de Fisher.

### 5.8.1 Comparação Mann-Whitney entre períodos Fogo Zero e MIF

A Figura 67 apresenta os boxplots da participação tardia por unidade e período político. O teste de Mann-Whitney identificou reduções na participação tardia no período MIF em relação ao Fogo Zero nas unidades APA do Jalapão ( $p=0,040$ ;  $r=-0,494$ ; mediana FZ=67,1%, MIF=55,4%) e Serra Geral do Tocantins ( $p=0,035$ ;  $r=-0,506$ ; mediana FZ=71,2%, MIF=55,4%). Na EESGT, observou-se também aumento significativo na participação modal durante o MIF ( $p=0,023$ ;  $r=+0,545$ ; mediana FZ=21,0%, MIF=34,3%), consistente com o deslocamento do fogo para períodos mais úmidos e controláveis através das queimas prescritas. No entanto, após a correção de Benjamini-Hochberg para os 21 testes simultâneos, nenhum resultado individual por UC manteve significância estatística, indicando que os efeitos devem ser interpretados com cautela e indicando as limitações da análise nessa série temporal estudada.

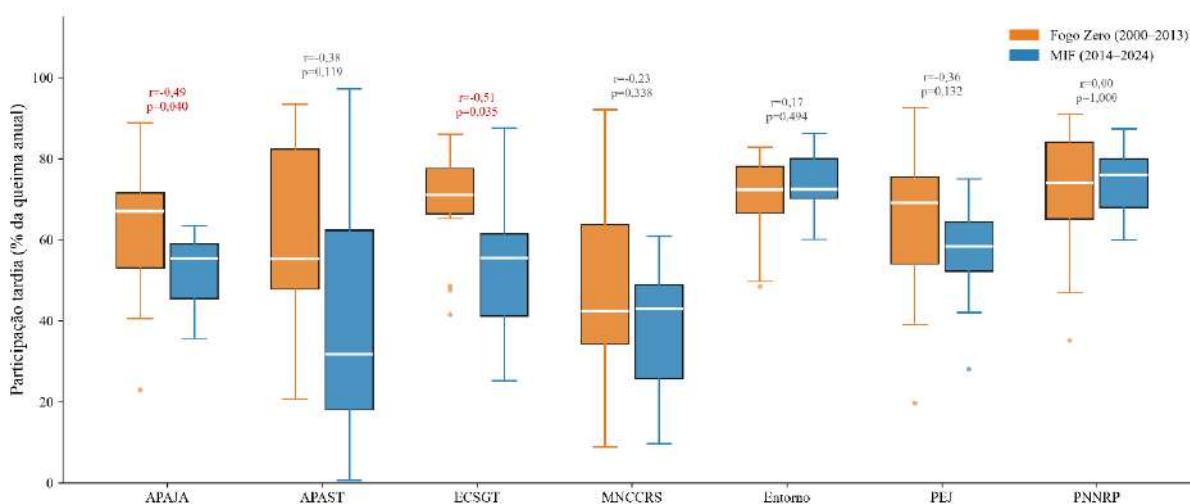


Figura 67 - Boxplots da participação tardia de área queimada (%) por unidade de conservação e período político.  $r$  = correlação biserial de postos com IC95% bootstrap (2.000 iterações).

A Figura 68 apresenta a análise agrupada por grupo de proteção. O grupo Proteção Integral apresentou redução na participação tardia ( $p=0,038$ ;  $r=-0,243$ ; mediana FZ=68,8%, MIF=58,1%) e aumento na participação modal ( $p=0,027$ ;  $r=+0,259$ ), sugerindo deslocamento

coletivo para fogo mais precoce. O grupo Uso Sustentável exibiu redução na participação tardia ( $p=0,032$ ;  $r=-0,357$ ; mediana FZ=63,6%, MIF=45,5%). O Entorno não apresentou diferença significativa ( $p=0,49$ ). Após FDR, os resultados nos grupos também perderam significância individual, mas a consistência da redução do tardio e aumento do modal nas áreas manejadas, ausência de efeito no Entorno, reforça a interpretação do efeito real, porém de magnitude modesta para o período monitorado.

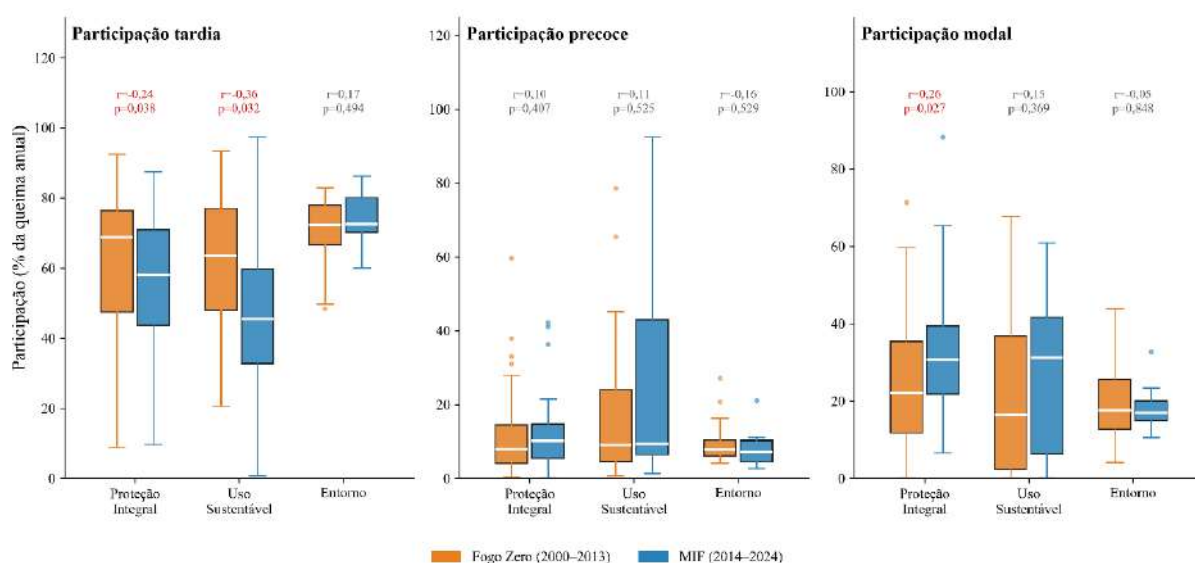


Figura 68 - Boxplots da participação sazonal por grupo de proteção e período político após FDR.

A Figura 69 apresenta a dispersão entre o SPI-6 de maio e a participação da queima no período tardio por UC e período político. Observa-se tendência positiva em quase todas as unidades, anos mais úmidos (SPI-6 positivo) tendem a apresentar maior participação do período tardio. Na análise do modelo misto, o SPI-6 apresentou efeito de +5,06% por desvio padrão de precipitação ( $p=0,009$ ), confirmando sua influência significativa sobre a sazonalidade do fogo.

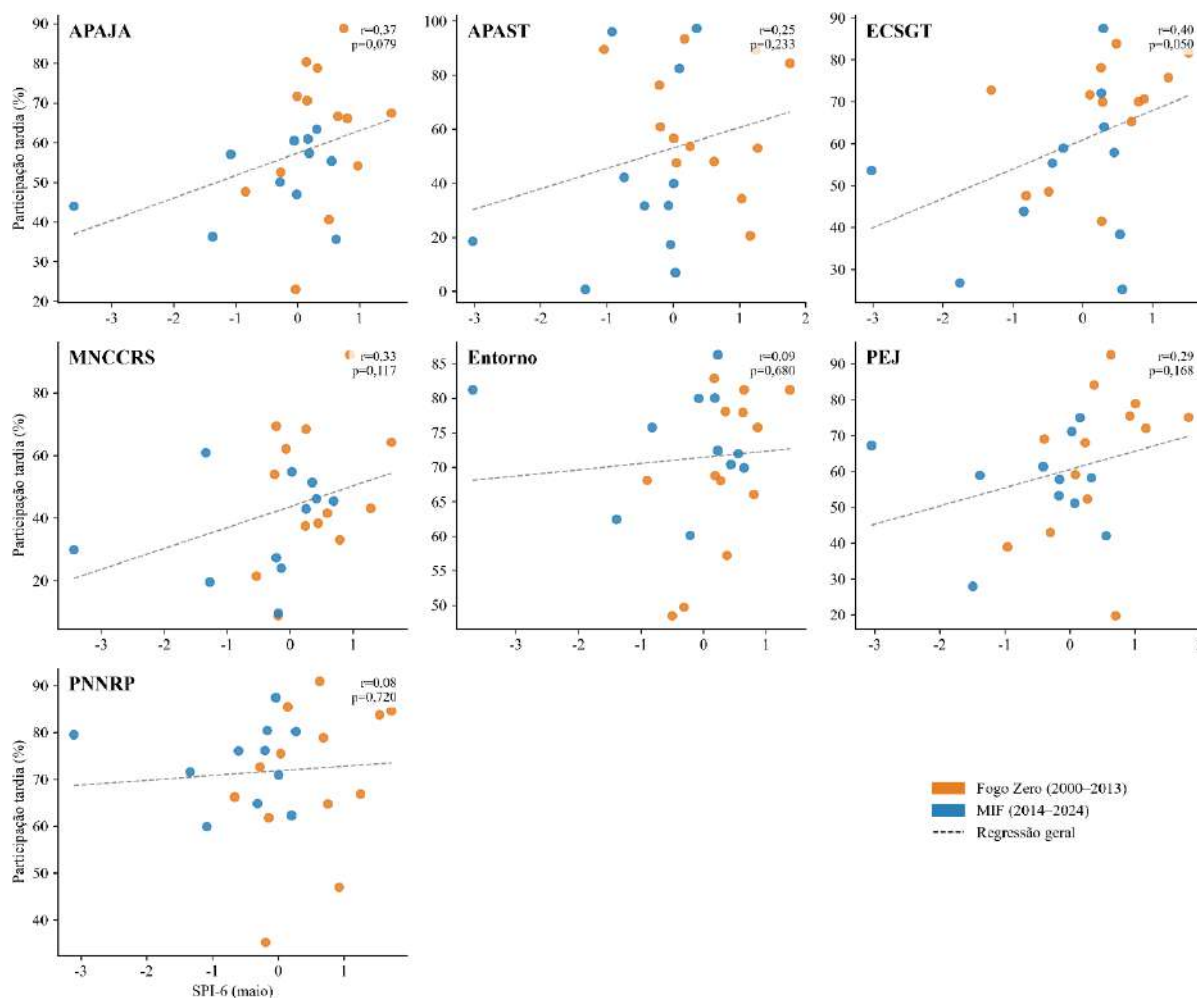


Figura 69 - Dispersão entre SPI-6 de maio e participação tardia de área queimada (%) por unidade de conservação e período político. Linhas de regressão por período indicam a relação positiva entre acúmulo de chuva pré-fogo e proporção de fogo tardio.

### 5.8.2 Ajuste climático pelo SPI-6

A Figura 70 compara os resultados do teste de Mann-Whitney antes e após o ajuste climático pelo SPI-6. Para EESGT e para o grupo Proteção Integral, as diferenças entre Fogo Zero e MIF na participação tardia deixaram de ser significativas após a remoção do efeito do SPI-6, indicando que parte das diferenças entre períodos é explicável por variações climáticas interanuais, não exclusivamente pela mudança de política. A Figura 71 apresenta os resíduos do ajuste climático para participação tardia por UC, mostrando a variabilidade residual após remoção do efeito do SPI-6.

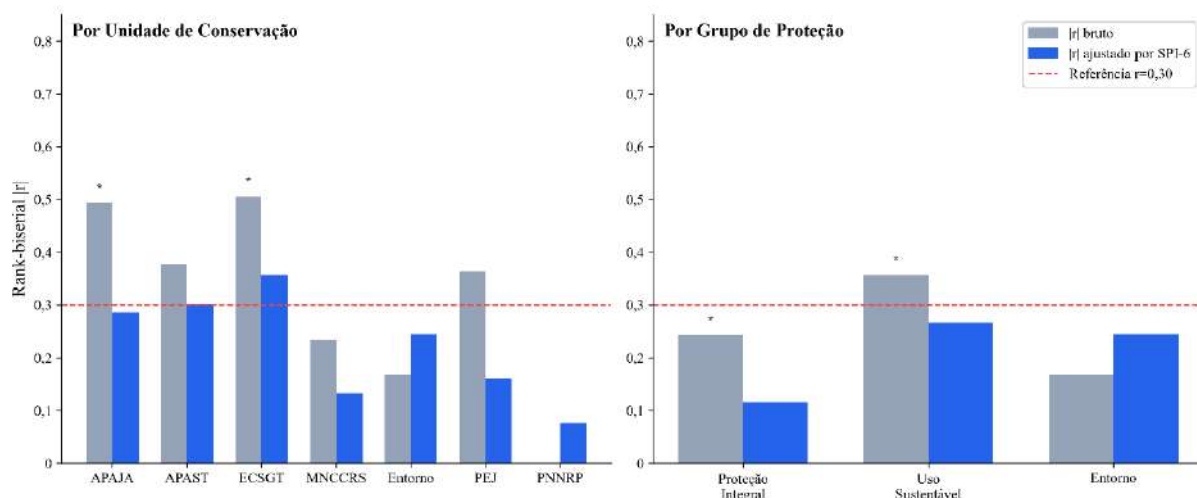


Figura 70 - Comparação dos resultados do teste de Mann-Whitney (p e r) para a participação tardia antes e após ajuste climático pelo SPI-6, por unidade de conservação.

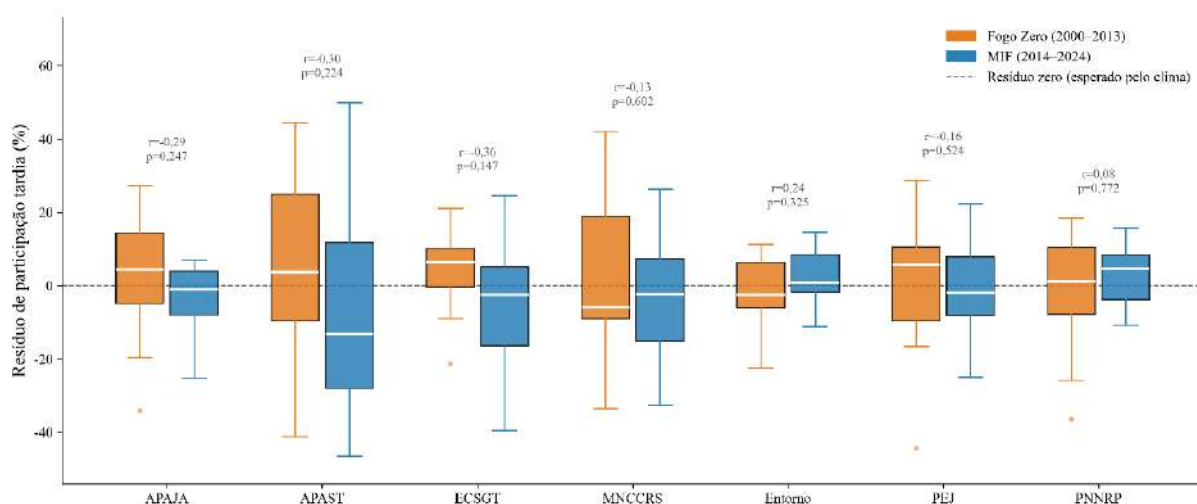


Figura 71 - Resíduos do ajuste climático pelo SPI-6 para a participação tardia por unidade de conservação e período político, utilizados no teste de Mann-Whitney com ajuste climático.

### 5.8.3 Análise de série temporal interrompida (ITS)

A Figura 72 apresenta os resultados da ITS por unidade, com a série observada de participação tardia na área queimada anual, a tendência ajustada e o salto de nível b2 estimado para o início do MIF. O único resultado individualmente significativo apareceu na MNCCRS, com b2 de  $-33,6\%$  e p de 0,046, intervalo de confiança de 95% entre  $-66,5$  e  $-0,7$ , o que indica redução expressiva da participação tardia a partir de 2014 nessa unidade. As demais unidades apresentaram coeficientes negativos, o que indica a alteração de padrão sazonal de queima

proposto pelo MIF, mas sem alcançar significância individual, o que reflete o baixo poder estatístico de séries com vinte e cinco observações por unidade.

O resultado da MNCCRS, porém, pede uma ressalva específica, análoga à da APAST. O Monumento Natural Canyons e Corredeiras do Rio Sono foi criado apenas em 2 de julho de 2012, pelo Decreto Municipal nº 034 de São Félix do Tocantins, de modo que o período de base do modelo, de 2000 a 2013, não representa um regime estável de unidade de conservação sob exclusão do fogo. Antes de 2012 a área não era protegida, e passou a sê-lo por pouco mais de um ano até a adoção do MIF. Por isso, o salto de nível estimado em 2014 se confunde com a própria criação recente da unidade e com o início de qualquer manejo ativo, e não pode ser atribuído unicamente à mudança de política, o que recomenda interpretar esse achado com cautela. O entorno, por sua vez, apresentou  $b_2$  de  $-1,4\%$  e  $p$  de  $0,878$ , ou seja, ausência de salto. O entorno corresponde à zona de amortecimento que circunda as unidades e foi tratado neste estudo como área de comparação, de modo que a ausência de mudança de nível nessa faixa é coerente com um efeito concentrado nas unidades de conservação e ajuda a mostrar que os sinais observados nas unidades não decorrem de um artefato regional comum a todo o mosaico.

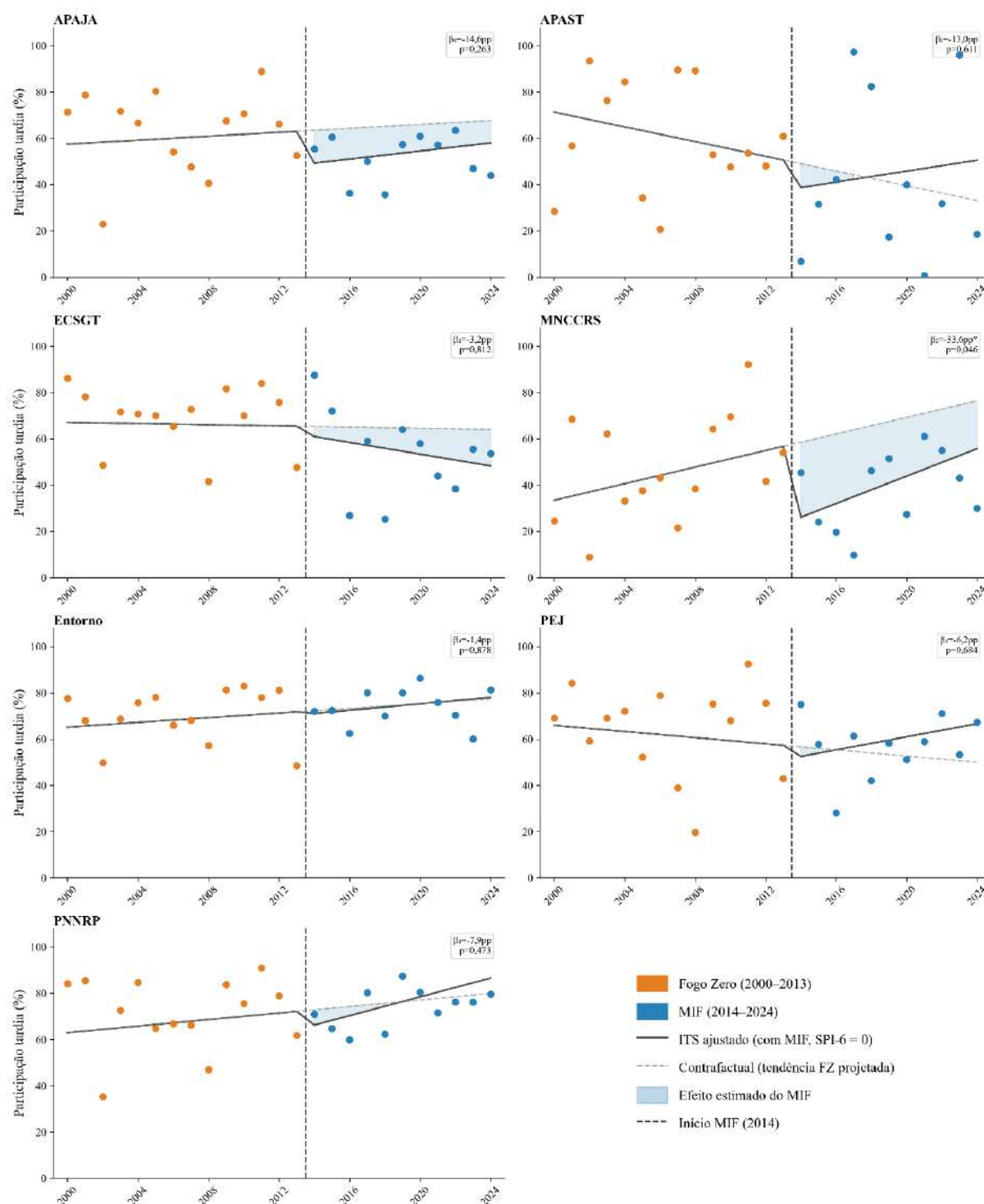


Figura 72 - Resultados da Série Temporal Interrompida por unidade, participação tardia observada, tendência ajustada pelo modelo OLS e salto de nível ( $\beta_2$ ) estimado no início do MIF (2014). \* indica  $p < 0,05$ .

A Tabela 5 apresenta os coeficientes  $\beta_2$  (salto de nível MIF) e seus intervalos de confiança de 95% para cada UC e para o modelo misto agrupado. O modelo misto (MixedLM) controlando por SPI-6, combina as seis unidades manejadas com intercepto aleatório por

unidade, estimou um salto de nível de  $b_2 = -13,1\%$  ( $p = 0,040$ ; IC95%: -25,6 a -0,6), indicando que, em média, o MIF foi associado a uma redução de aproximadamente 13,1% na participação tardia de área queimada nas unidades de conservação estudadas (Tabela 6). O efeito do SPI-6 no modelo agrupado foi  $b_4 = +5,1\%$  por desvio-padrão ( $p = 0,009$ ), confirmando a influência climática sobre a distribuição sazonal. A inclinação pós-MIF ( $b_3$ ) não foi significativa ( $p = 0,277$ ), sugerindo que o efeito se manifestou como salto imediato de nível no início do período MIF, mas carece de uma série temporal maior para consolidar a tendência.

Tabela 5 - Salto de nível associado ao MIF ( $\beta_2$ ) na participação tardia, por unidade e no modelo agrupado.

| UC      | n  | R <sup>2</sup> adj | DW   | $\beta_0$ | $\beta_1$<br>(tend.<br>FZ) | $\beta_2$ (nível<br>MIF) | IC 95%<br>$\beta_2$ | p( $\beta_2$ ) | $\beta_3$ (incl.<br>pós-MIF) | p( $\beta_3$ ) | $\beta_4$<br>(SPI-<br>6) | p( $\beta_4$ ) |
|---------|----|--------------------|------|-----------|----------------------------|--------------------------|---------------------|----------------|------------------------------|----------------|--------------------------|----------------|
| APAJA   | 24 | 0,03               | 2,29 | 57,05     | 0,43                       | -14,63                   | [-41.2,<br>11.9]    | 0,263          | 0,44                         | 0,824          | 4,88                     | 0,209          |
| APAST   | 24 | -0,03              | 1,90 | 72,88     | -1,59                      | -13,04                   | [-65.8,<br>39.7]    | 0,611          | 2,77                         | 0,486          | 4,27                     | 0,609          |
| ECSGT   | 24 | 0,13               | 2,52 | 67,26     | -0,13                      | -3,23                    | [-31.3,<br>24.9]    | 0,812          | -1,14                        | 0,582          | 4,29                     | 0,266          |
| MNCCRS  | 24 | 0,14               | 2,31 | 31,61     | 1,79                       | -33,59                   | [-66.5, -<br>0.7]   | 0,046          | 1,17                         | 0,638          | 7,62                     | 0,123          |
| Entorno | 24 | -0,08              | 2,16 | 64,72     | 0,51                       | -1,37                    | [-19.9,<br>17.1]    | 0,878          | 0,19                         | 0,891          | 2,45                     | 0,351          |
| PEJ     | 24 | -0,06              | 1,96 | 66,64     | -0,66                      | -6,21                    | [-37.7,<br>25.3]    | 0,684          | 2,08                         | 0,373          | 5,66                     | 0,224          |
| PNNRP   | 24 | -0,00              | 2,55 | 62,28     | 0,71                       | -7,92                    | [-30.6,<br>14.7]    | 0,473          | 1,32                         | 0,442          | 4,83                     | 0,190          |

Modelo participação tardia =  $\beta_0 + \beta_1 \cdot t + \beta_2 \cdot \text{MIF} + \beta_3 \cdot t_{\text{pós}} + \beta_4 \cdot \text{SPI-6} + \varepsilon$ .  
 $t = \text{ano} - 1999$ . MIF = 1 se  $\text{ano} \geq 2014$ .  $t_{\text{pós}} = (0, \text{ano} - 2013)$ .  $\beta_2$  = salto de nível;  $\beta_3$  = mudança de inclinação. SPI-6 calculado em maio (dez-mai).

Tabela 6 - Modelo de efeitos mistos para a participação tardia de área queimada.

| Parâmetro                      | Estimativa | IC 95%        | p-valor | Interpretação            |
|--------------------------------|------------|---------------|---------|--------------------------|
| $\beta_0$ (intercepto)         | 59,63      | —             | —       | Nível basal              |
| $\beta_1$ (tendência FZ)       | 0,10       | —             | —       | %/ano antes do MIF       |
| $\beta_2$ (nível MIF)          | -13,11     | [-25.6, -0.6] | 0,040*  | Salto de nível após 2013 |
| $\beta_3$ (inclinação pós-MIF) | 1,06       | [-0.86, 2.99] | 0,277   | %/ano adicional pós-MIF  |
| $\beta_4$ (SPI-6 maio)         | 5,06       | —             | 0,009*  | %/ $\sigma$ de SPI-6     |
| n UCs                          | 6          | —             | —       |                          |
| Log-verossimilhança            | -622,5     | —             | —       |                          |

Em síntese, os resultados da ITS corroboram a hipótese de que a implantação do MIF no Mosaico do Jalapão foi associada a redistribuição do fogo entre os períodos sazonais, com redução da participação do fogo no período tardio particularmente nas unidades. Contudo, os efeitos são de magnitude moderada e parcialmente mediados por variações climáticas interanuais, o que reforça a necessidade de monitoramento continuado e de maior série histórica para estabelecer a eficácia do MIF com maior poder estatístico.

## **5.9 Discussão**

### **5.9.1 Fraco acoplamento clima-fogo na escala interanual e local**

A relação entre clima e fogo, robusta na escala regional e sazonal, revelou-se fraca e espacialmente inconsistente na escala das unidades de conservação. Das 140 combinações testadas, apenas três resistiram à correção para múltiplos testes, e as correlações foram, em geral, fracas a moderadas. Esse resultado contrasta com a literatura consolidada, que trata o clima como fator dominante da sazonalidade e da intensidade do fogo no Cerrado, com o comportamento do fogo governado por temperaturas mais altas e menor umidade (OLIVEIRA et al., 2021b; SANTOS et al., 2021a; SEGURA-GARCIA et al., 2025). Na escala e no recorte avaliados, esse sinal é sobrepujado por fatores locais (fragmentação da paisagem, uso da terra e políticas de manejo) que alteram a disponibilidade e a continuidade do combustível independentemente das anomalias meteorológicas anuais.

### **5.9.2 O SPI-6 e a via do combustível**

A única associação robusta, restrita à APAJA, envolveu o SPI-6 no pico da estação seca, com sinal negativo. Anos mais secos associaram-se a maior e mais extensa área queimada. A coerência física reforça a dupla ação do clima em savanas. A precipitação acumulada condiciona a produção de biomassa herbácea, enquanto o déficit e as altas temperaturas subsequentes dessecam esse combustível de ciclo rápido (OLIVEIRA et al., 2021b). O fato de o mecanismo emergir de forma robusta em apenas uma unidade indica que, onde o combustível não é o fator limitante ou onde as pressões antrópicas se sobrepõem, a assinatura climática se dilui.

### **5.9.3 Tendências específicas por unidade e confundidores de uso da terra**

A ausência de tendência climática robusta, contrastada com tendências de fogo específicas e de sentidos opostos entre unidades (intensificação na EESGT e queda da densidade de ignições no Entorno), constitui evidência contrária a um fator climático regional comum. Se o macroclima governasse a dinâmica temporal, haveria coerência espacial nas tendências, o que não se observou. Na APAST, a forte expansão agropecuária altera diretamente a disponibilidade e a continuidade do combustível, e suas tendências brutas, que não sobreviveram à correção, refletem sobretudo a conversão do solo; o desmatamento e a fragmentação são reconhecidos como vetores de primeira ordem da alteração e da supressão local do fogo no bioma (ARRUDA et al., 2024; SCHMIDT; ELOY, 2020).

### **5.9.4 Dependência de escala e o modelo agregado**

O controle climático fraco documentado em escala de unidade não contradiz, mas qualifica, os estudos que atribuem a maior parte da variabilidade interanual da área queimada a controladores climáticos, os quais operam em grandes extensões, nas quais o sinal se soma espacialmente (GINCHEVA et al., 2024; KIM et al., 2025). Ao agregar as sete unidades no modelo de efeitos mistos, emergiu um sinal climático consistente, porém modesto, sobre a extensão e o tamanho do fogo, ausente para a densidade de ignições. Isso indica que o clima modula a propagação, e não a ocorrência, e que a fraqueza local reflete também o baixo poder de séries de 25 anos. A ocorrência e o tamanho do fogo comportam-se, assim, como processos distintos, governados por fatores diferentes (BECKER et al., 2022; LAWLER; SHABY, 2024).

#### **5.9.5 O efeito do MIF: deslocamento do calendário, não da magnitude**

No eixo do período político, a transição do Fogo Zero para o Manejo Integrado do Fogo associou-se a uma redistribuição sazonal do fogo, com redução da participação tardia e aumento da modal, coerente com a lógica das queimas prescritas de antecipar o fogo para janelas mais úmidas e controláveis (SCHMIDT et al., 2018; FRANKE et al., 2024). O efeito, sustentado pela série temporal interrompida com salto de nível de cerca de 13% após 2014, recai sobre o momento da queima, e não sobre a sua magnitude: o tamanho das cicatrizes tardias não mudou de forma detectável.

#### **5.9.6 Mediação climática e ressalvas por unidade**

Parte das diferenças entre períodos é atribuível à variabilidade climática, e não exclusivamente à política: na EESGT e no grupo de proteção integral, as diferenças deixaram de ser significativas após o ajuste pelo SPI-6, cujo efeito no modelo misto foi positivo e significativo. Os casos individualmente significativos exigem cautela: o salto na MNCCRS confunde-se com a criação recente da unidade, em 2012, e a APAST é afetada pela conversão do solo, de modo que nenhum pode ser atribuído unicamente à mudança de manejo.

#### **5.9.7 Implicações para a gestão e a modelagem de risco**

Em conjunto, os resultados delimitam o alcance do clima como preditor do fogo em escala local e dão suporte quantitativo à continuidade do MIF como estratégia de redistribuição sazonal. Para a modelagem de risco, indicam que preditores climáticos interanuais isolados têm poder limitado em escala de unidade, e que modelos locais devem incorporar variáveis de manejo, de combustível e de uso da terra. Recomenda-se o monitoramento continuado e o registro operacional georreferenciado das queimas prescritas, condições necessárias para separar, no futuro, o efeito do manejo daquele do clima (MONTENEGRO et al., 2025; SCHMIDT et al., 2018).

### 5.10 Limitações

O estudo tem limitações que delimitam suas conclusões. Os preditores climáticos são aproximações das variáveis que fisicamente governam o fogo. A LST corresponde à temperatura de superfície, não do ar, e o estudo não incluiu o déficit de pressão de vapor nem o vento. Um controle de tempo-fogo genuíno pode, portanto, permanecer parcialmente não medido. As anomalias de déficit e de LST são definidas em relação à média do próprio período 2000–2024, base curta para uma climatologia estável. As métricas de densidade de ignições e de tamanho médio dependem da delimitação de cicatrizes individuais no MapBiomas Fogo, cuja conhecida omissão de cicatrizes pequenas e de baixa severidade enviesava justamente essas métricas, e a resolução de 0,05° do CHIRPS é grosseira para as unidades menores. No eixo do período político, o curto tempo de vigência do MIF e o baixo poder por unidade limitam a detecção de efeitos, e fatores de interferência de contexto, como a conversão agropecuária na APAST e a criação recente do MNCCRS, impedem atribuir integralmente ao manejo as tendências observadas nessas unidades.

## 6 CONCLUSÃO

A dinâmica espaço-temporal da área queimada mostrou-se fortemente variável entre anos e heterogênea entre unidades, sem sincronia dos anos de pico e concentrada no período tardio; o ano de 2024 registrou o maior déficit hídrico da série sem que isso se traduzisse em queima excepcional na maioria das unidades.

Em escala de unidade, o controle climático interanual sobre o fogo é fraco e espacialmente inconsistente. Das 140 combinações testadas, apenas três resistiram à correção para múltiplos testes, restritas à APAJA e ao SPI-6. Ao agregar as unidades em um modelo de efeitos mistos, porém, emergiu um sinal climático consistente, ainda que modesto, sobre a extensão e o tamanho do fogo, ausente para a densidade de ignições. O clima modula a propagação, e não a ocorrência, e a fraqueza local reflete também o baixo poder de séries de 25 anos, não apenas ausência de efeito.

Na comparação entre períodos de gestão, a transição do Fogo Zero para o Manejo Integrado do Fogo associou-se ao deslocamento da queima do período tardio para o modal, com redução de nível de cerca de 13% na participação tardia após 2014, sustentada pela série temporal interrompida já controlada pelo clima.

Em conjunto, os resultados delimitam o alcance do clima como preditor do fogo em escala local e apontam o manejo, a estrutura da paisagem e o uso da terra como moduladores dominantes. Recomenda-se o monitoramento continuado e o registro operacional georreferenciado das queimas prescritas, condições necessárias para separar, no futuro, o efeito do manejo daquele do clima.

## REFERÊNCIAS

- ANDELA, N.; MORTON, D. C.; GIGLIO, L.; et al. The Global Fire Atlas of individual fire size, duration, speed and direction. **Earth System Science Data**, [s. l.], v. 11, p. 529–552, 2019.
- ANDRADE, A. S. R. De; RAMOS, R. M.; SANO, E. E.; LIBONATI, R.; SANTOS, F. L. M.; RODRIGUES, J. A.; GIONGO, M.; DA FRANCA, R. R.; LARANJA, R. E. de P. Implementation of fire policies in Brazil: An assessment of fire dynamics in Brazilian savanna. **Sustainability (Switzerland)**, [s. l.], v. 13, n. 20, 2021.
- 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**, [s. l.], v. 110, n. 16, p. 6442–6447, 2013.
- ARRUDA, V. L. da S.; ALENCAR, A. A. C.; CARVALHO JÚNIOR, O. A. De; RIBEIRO, F. de F.; ARRUDA, F. V. De; CONCIANI, D. E.; SILVA, W. V. Da; SHIMBO, J. Z. Assessing four decades of fire behavior dynamics in the Cerrado biome (1985 to 2022). **Fire Ecology**, [s. l.], v. 20, n. 1, 2024.
- BARROS-ROSA, L.; DE ARRUDA, P. H. Z.; MACHADO, N. G.; PIRES-OLIVEIRA, J. C.; EISENLOHR, P. V. Fire probability mapping and prediction from environmental data: What a comprehensive savanna-forest transition can tell us. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 520, 2022.
- BATISTA, E. K. L.; RUSSELL-SMITH, J. Past fire practices and new steps towards an effective fire management approach in the Brazilian savannas. Em: **Advances in forest fire research 2018**. [s.l.] : Imprensa da Universidade de Coimbra, 2018. p. 598–606.
- BECKER, D. G.; WOOLFORD, D. G.; DEAN, C. B. Assessing dependence between frequency and severity through shared random effects. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 17, n. 8, e0271904, 2022.
- BENJAMINI, Y.; HOCHBERG, Y. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. **Journal of the Royal Statistical Society**, [s. l.], v. 57, n. 1, p. 289–300, 1995.
- BERLINCK, C. N.; BATISTA, E. K. L. Good fire, bad fire: It depends on who burns. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, [s. l.], v. 268, 2020.
- BERLINCK, C. N.; LIMA, L. H. A.; DE CARVALHO JUNIOR, E. A. R. Historical survey of research related to fire management and fauna conservation in the world and in brazil. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 21, n. 3, 2021.
- BERNAL, J. L.; CUMMINS, S.; GASPARRINI, A. Interrupted time series regression for the evaluation of public health interventions: a tutorial. **International Journal of Epidemiology**, [s. l.], v. 46, n. 1, p. 348–355, 2017.
- BILBAO, B.; MISTRY, J.; MILLÁN, A.; BERARDI, A. Sharing multiple perspectives on burning: Towards a participatory and intercultural fire management policy in Venezuela, Brazil, and Guyana. **Fire**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 1–33, 2019.

BOLKER, B. M.; BROOKS, M. E.; CLARK, C. J.; GEANGE, S. W.; POULSEN, J. R.; STEVENS, M. H. H.; WHITE, J. S. S. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 24, n. 3, p. 127–135, 2009.

BOND, W. J.; WOODWARD, F. I.; MIDGLEY, G. F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, [s. l.], v. 165, n. 2, p. 525–538, 2005.

COSTA, A. das G.; TORRES, F. T. P.; LIMA, G. S.; MELO, F. R. De; TORRES, C. M. M. E.; SCHETTINI, B. L. S.; SANTANA NETO, V. P.; FARIA, A. L. L. De. Influence of fire on woody vegetation of savanna and forest formations in the Cerrado biome. **Journal of Forestry Research**, [s. l.], v. 34, n. 5, p. 1207–1216, 2023.

COSTA, A. das G.; TORRES, F. T. P.; LIMA, G. S.; SILVA JÚNIOR, M. R. Da; ZANUNCIO, J. C. Causes of forest fires in Federal Conservation Units of Brazil from 2006 to 2012. Em: **Advances in forest fire research 2018**. [s.l.] : Imprensa da Universidade de Coimbra, 2018. p. 1189–1192.

DURBIN, J.; WATSON, G. S. Testing for serial correlation in least squares regression. II. **Biometrika**, [s. l.], v. 38, p. 159–178, 1951.

DURIGAN, G. Zero-fire: Not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, [s. l.], v. 268, 2020.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 53, n. 1, p. 11–15, 2016.

EFRON, B.; TIBSHIRANI, R. J. An introduction to the bootstrap. New York: Chapman & Hall, 1993.

FIDELIS, A.; ALVARADO, S. T.; BARRADAS, A. C. S.; PIVELLO, V. R. The year 2017: Megafires and management in the cerrado. **Fire**, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 1–11, 2018.

FIDELIS, A.; PIVELLO, V. R. Deve-se Usar o Fogo como Instrumento de Manejo no Cerrado e Campos Sulinos? 2011.

FIDELIS, A.; ZIRONDI, H. L. And after fire, the Cerrado flowers: A review of post-fire flowering in a tropical savanna. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, [s. l.], v. 280, 2021.

FIEDLER, N. C.; MERLO, D. A.; MEDEIROS, M. B. De. Ocorrência de incêndios florestais no parque nacional da chapada dos veadeiros, GOIÁS. [s. l.], v. 16, n. 2, p. 153–161, 2006.

FRANKE, J.; BARRADAS, A. C. S.; BORGES, K. M. R.; HOFFMANN, A. A.; FILHO, J. C. O.; RAMOS, R. M.; STEIL, L.; ROMAN-CUESTA, R. M. Prescribed burning and integrated fire management in the Brazilian Cerrado: Demonstrated impacts and scale-up potential for emission abatement. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 19, n. 3, 2024.

FRANKE, J.; BARRADAS, A. C. S.; BORGES, M. A.; MENEZES COSTA, M.; DIAS, P. A.; HOFFMANN, A. A.; OROZCO FILHO, J. C.; MELCHIORI, A. E.; SIEGERT, F. Fuel load mapping in the Brazilian Cerrado in support of integrated fire management. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 217, p. 221–232, 2018.

FREITAS, A.; FERREIRA, J.; ESCADA, M.; REIS, J.; LEITE, C.; ANDRADE, D.; SPÍNOLA, J.; SOARES, M.; ANDERSON, L. Fire exposure index as a tool for guiding prevention and management. **Frontiers in Physics**, [s. l.], v. 10, 2022.

GELMAN, A.; CARLIN, J. Beyond power calculations: assessing type S (sign) and type M (magnitude) errors. *Perspectives on Psychological Science*, [s. l.], v. 9, n. 6, p. 641–651, 2014.

GINCHEVA, A.; PAUSAS, J. G.; TORRES-VÁZQUEZ, M. A.; et al. The interannual variability of global burned area is mostly explained by climatic drivers. **Earth's Future**, [s. l.], v. 12, n. 7, 2024.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. da C. **How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome?**, Elsevier B.V., 2018.

GOMES, L.; SCHÜLER, J.; SILVA, C.; ALENCAR, A.; ZIMBRES, B.; ARRUDA, V.; SILVA, W. V. Da; SOUZA, E.; SHIMBO, J.; MARIMON, B. S.; LENZA, E.; FAGG, C. W.; MIRANDA, S.; MORANDI, P. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; BUSTAMANTE, M. Impacts of Fire Frequency on Net CO<sub>2</sub> Emissions in the Cerrado Savanna Vegetation. **Fire**, [s. l.], v. 7, n. 8, 2024.

HAAS, O.; PRENTICE, I. C.; HARRISON, S. P. Global environmental controls on wildfire burnt area, size, and intensity. *Environmental Research Letters*, [s. l.], v. 17, n. 6, 065004, 2022.

HAMED, K. H.; RAO, A. R. A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *Journal of Hydrology*, [s. l.], v. 204, n. 1–4, p. 182–196, 1998.

HARRISON, X. A.; DONALDSON, L.; CORREA-CANO, M. E.; EVANS, J.; FISHER, D. N.; GOODWIN, C. E. D.; ROBINSON, B. S.; HODGSON, D. J.; INGER, R. A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. *PeerJ*, [s. l.], v. 6, e4794, 2018.

HOENIG, J. M.; HEISEY, D. M. The abuse of power: the pervasive fallacy of power calculations for data analysis. *The American Statistician*, [s. l.], v. 55, n. 1, p. 19–24, 2001.

HOFFMANN, T. B.; DUTRA, A. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; ARAI, E.; GODINHO CASSOL, H. L.; DI GIROLAMO NETO, C.; DUARTE, V. Fire Occurrence in the Brazilian Savanna Conservation Units and their Buffer Zones. Em: *International Geoscience and Remote Sensing Symposium 2020*, Anais: Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc., 2020.

HOFFMANN, W. A. The Effects of Fire and Cover on Seedling Establishment in a Neotropical. **Source: Journal of Ecology**.1996.

HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. **Ecology of Tropical Savannas**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1982. v. 42

KALAPODIS, N.; SAKKAS, G. Integrated Fire Management and Closer to Nature Forest Management at the Landscape Scale as a Holistic Approach to Foster Forest Resilience to Wildfires. **Open Research Europe**, [s. l.], v. 4, p. 131, 2024.

KEELEY, J. E.; PAUSAS, J. G.; RUNDEL, P. W.; BOND, W. J.; BRADSTOCK, R. A. **Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits**, 2011.

KENDALL, M. G. Rank correlation methods. 4. ed. London: **Charles Griffin**, 1975.

KERBY, D. S. The simple difference formula: an approach to teaching nonparametric correlation. **Comprehensive Psychology**, [s. l.], v. 3, n. 1, 2014.

KIM, H. J.; KIM, J. S.; HAM, Y. G.; et al. Anomalous temperature in North Tropical Atlantic linked to Brazilian Cerrado fires. **npj Climate and Atmospheric Science**, [s. l.], v. 8, n. 1, 2025.

LAWLER, E. S.; SHABY, B. A. Anthropogenic and meteorological effects on the counts and sizes of moderate and extreme wildfires. **Environmetrics**, [s. l.], 2024.

MANN, H. B. Nonparametric tests against trend. **Econometrica**, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 245–259, 1945.

MANN, H. B.; WHITNEY, D. R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. **Annals of Mathematical Statistics**, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 50–60, 1947.

MCKEE, T. B.; DOESKEN, N. J.; KLEIST, J. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In: CONFERENCE ON APPLIED CLIMATOLOGY, 8., 1993, Anaheim. Anais [...]. Boston: **American Meteorological Society**, 1993. p. 179–184.

MEDEIROS, M. B. De; FIEDLER, N. C. Incêndios florestais no parque nacional da serra da canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. [s. l.], n. 2, p. 157–168, 2004.

MELCHIORI, A. E.; W. SETZER, A.; MORELLI, F.; LIBONATI, R.; CÂNDIDO, P. de A.; JESÚS, S. C. De. A Landsat-TM/OLI algorithm for burned areas in the Brazilian Cerrado: preliminary results. Em: **Advances in forest fire research**. [s.l.] : Imprensa da Universidade de Coimbra, 2014. p. 1302–1311.

MELO, M. M. De; SAITO, C. H. Regime de Queima das Caçadas com Uso do Fogo Realizadas pelos Xavante no Cerrado. [s. l.], p. 97–109, 2011.

MELO, P.; SPARACINO, J.; ARGIBAY, D.; SOUSA JÚNIOR, V.; BARROS, R.; ESPINDOLA, G. Assessing wildfire regimes in indigenous lands of the Brazilian savannah-like Cerrado. **Fire**, [s. l.], v. 4, n. 3, 2021.

MISTRY, J.; BERARDI, A.; ANDRADE, V.; KRAHÔ, T.; KRAHÔ, P.; LEONARDOS, O. Indigenous fire management in the cerrado of Brazil: The case of the Krahô of Tocantins. **Human Ecology**, [s. l.], v. 33, n. 3, p. 365–386, 2005.

MISTRY, J.; SCHMIDT, I. B.; ELOY, L.; BILBAO, B. New perspectives in fire management in South American savannas: The importance of intercultural governance. **Ambio**, [s. l.], v. 48, n. 2, p. 172–179, 2019.

MONTENEGRO, S. da R.; FERREIRA, M. C.; SANTOS, A. C. Dos; FONSECA, C. B.; RODRIGUES, C. A.; SCHMIDT, I. B. Fire management benefits tree growth and survival in the Brazilian savanna. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 380, 2025.

MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil. **Journal of Biogeography**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 1021–1029, 2000.

MOURA, L. C.; SCARIOT, A. O.; SCHMIDT, I. B.; BEATTY, R.; RUSSELL-SMITH, J. The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 232, p. 600–606, 2019.

NEGER, C.; PONCE-CALDERÓN, L. P.; MANZO-DELGADO, L. de L.; LÓPEZ-MADRID, M. A. Integrated fire management in a tropical biosphere reserve: Achievements and challenges. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, [s. l.], v. 106, 2024.

OBERPRILLER, J.; DE SOUZA LEITE, M.; PICHLER, M. Fixed or random? On the reliability of mixed-effects models for a small number of levels in grouping variables. **Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 12, n. 7, e9062, 2022.

OLIVEIRA, A. S.; SOARES-FILHO, B. S.; OLIVEIRA, U.; VAN DER HOFF, R.; CARVALHO-RIBEIRO, S. M.; OLIVEIRA, A. R.; SCHEEPERS, L. C.; VARGAS, B. A.; RAJÃO, R. G. Costs and effectiveness of public and private fire management programs in the Brazilian Amazon and Cerrado. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 127, 2021. a.

OLIVEIRA, U.; SOARES-FILHO, B.; DE SOUZA COSTA, W. L.; GOMES, L.; BUSTAMANTE, M.; MIRANDA, H. Modeling fuel loads dynamics and fire spread probability in the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 482, 2021. b.

OLIVERAS, I.; MEIRELLES, S. T.; HIRAKURI, V. L.; FREITAS, C. R.; MIRANDA, H. S.; PIVELLO, V. R. Effects of fire regimes on herbaceous biomass and nutrient dynamics in the Brazilian savanna. **International Journal of Wildland Fire**, [s. l.], v. 22, n. 3, p. 368–380, 2013.

PEREIRA, 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**, [s. l.], v. 9, n. 7, 2014.

PILON, N. A. L.; CAVA, M. G. B.; HOFFMANN, W. A.; ABREU, R. C. R.; FIDELIS, A.; DURIGAN, G. The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 109, n. 1, p. 154–166, 2021.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. **Fire Ecology**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 24–39, 2011.

PIVELLO, V. R.; COUTINHO, L. M. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 487–497, 1992.

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**, Associacao Brasileira de Ciencia Ecologica e Conservacao, 2021.

- RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. **Environmental Management**, [s. l.], v. 26, n. 6, p. 675–684, 2000.
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. **The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity** *Annals of Botany*. 1997.
- REINKE, R. K.; DE OLIVEIRA, A. C.; PILON, N.; KOLB, R. M. Time since fire and soil depth shapes grass regeneration niche in Cerrado. **Plant Ecology**, [s. l.], v. 226, n. 2, p. 171–183, 2025.
- RODRIGUES, C. A.; ZIRONDI, H. L.; FIDELIS, A. Fire frequency affects fire behavior in open savannas of the Cerrado. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 482, 2021.
- SANTANA, N. C. Fire recurrence and normalized difference vegetation index (NDVI) dynamics in brazilian savanna. **Fire**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 1–17, 2019.
- SANTOS, A. C. Dos; MONTENEGRO, S. da R.; FERREIRA, M. C.; BARRADAS, A. C. S.; SCHMIDT, I. B. Managing fires in a changing world: Fuel and weather determine fire behavior and safety in the neotropical savannas. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 289, 2021. a.
- SANTOS, F. C.; DA SILVA PINTO VIEIRA, R. M.; BARBOSA, A. A.; DA CRUZ FERREIRA, Y.; POLIZEL, S. P.; SESTINI, M. F.; OMETTO, J. P. H. B. Application of remote sensing to analyze the loss of natural vegetation in the Jalapão Mosaic (Brazil) before and after the creation of protected area (1970–2018). **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 194, n. 3, 2022. a.
- SANTOS, F. L. M.; NOGUEIRA, J.; DE SOUZA, R. A. F.; FALLEIRO, R. M.; SCHMIDT, I. B.; LIBONATI, R. Prescribed burning reduces large, high-intensity wildfires and emissions in the brazilian savanna. **Fire**, [s. l.], v. 4, n. 3, 2021. b.
- SANTOS, M. M.; CACHOEIRA, J. N.; BATISTA, A. C.; REZENDE, E. H. Integrated fire management in the Brazilian Cerrado: advances and challenges. [s. l.], 2022. b.
- SCHMIDT, I. B.; ELOY, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, [s. l.], v. 268, 2020.
- 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**, [s. l.], v. 55, n. 5, p. 2094–2101, 2018.
- SEGURA-GARCIA, C.; ALENCAR, A.; ARRUDA, V. L. S.; BAUMAN, D.; SILVA, W.; CONCIANI, D. E.; OLIVERAS MENOR, I. The fire regimes of the Cerrado and their changes through time. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 380, n. 1924, 2025.
- SEN, P. K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. **Journal of the American Statistical Association**, [s. l.], v. 63, n. 324, p. 1379–1389, 1968.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, [s. l.], v. 52, n. 3–4, p. 591–611, 1965.

SILVA, A. D. P. Da; BATISTA, A. C.; GIONGO, M.; NETO, E. G.; CARVALHO, E. V. De; SANTOS, M. M.; MACHADO, I. E. S.; CACHOEIRA, J. N. Influence of fire frequency and epoch of prescribed burn on topkill rates in vegetation of Cerrado in Tocantins, Brazil. Em: **Advances in forest fire research 2018**. [s.l.] : Imprensa da Universidade de Coimbra, 2018. p. 232–237.

WAGNER, A. K.; SOUMERAI, S. B.; ZHANG, F.; ROSS-DEGNAN, D. Segmented regression analysis of interrupted time series studies in medication use research. **Journal of Clinical Pharmacy and Therapeutics**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 299–309, 2002.

WELCH, J. R.; COIMBRA, C. E. A. Indigenous fire ecologies, restoration, and territorial sovereignty in the Brazilian Cerrado: The case of two Xavante reserves. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 104, 2021.

ZHANG, Z.; YANG, S.; WANG, G.; WANG, W.; XIA, H.; SUN, S.; GUO, F. Evaluation of geographically weighted logistic model and mixed effect model in forest fire prediction in northeast China. **Frontiers in Forests and Global Change**, [s. l.], v. 5, 1040408, 2022.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. Mixed effects models and extensions in ecology with R. **New York: Springer**, 2009.