RGe
ISSN: 2177-3246

INFLUÊNCIA DA MUDANÇA DO USO E COBERTURA DA TERRA NO COMPORTAMENTO DO FOGO NA REGIÃO DO MATOPIBA

INFLUENCE OF LAND USE AND LAND COVER CHANGE ON FIRE BEHAVIOR IN THE MATOPIBA REGION

INFLUENCIA DEL CAMBIO EN EL USO Y LA COBERTURA DE LA TIERRA EN EL COMPORTAMIENTO DEL FUEGO EN LA REGIÓN DE MATOPIBA

10.56238/revgeov17n4-135

Raiânnata Machado Figueiredo
Mestre em Ciências Ambientais
Instituição: Universidade Estadual Feira de Santana
E-mail: raiannatamachado@gmail.com

Rodrigo Nogueira Vasconcelos
Doutor em Ecologia
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: rnv@uefs.br

Jocimara Souza Britto Lobão
Doutora em Geografia
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: juci.lobao@uefs.br

Mariana Martins Medeiros de Santana
Doutora em Ecologia
Instituição: Universidade do Estado do Amapá
E-mail: mariana.medeiros@ueap.edu.br

Deorgia Tayane Mendes de Souza
Doutora em Geociências Aplicadas e Geodinâmica
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: dtmsouza@uefs.br

Washington de Jesus Sant'Anna da Franca Rocha
Doutor em Geologia
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: wrocha@uefs.br

Carolina Oliveira de Santana
Doutora em Geoquímica
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: cosantana@uefs.br

RGe
ISSN: 2177-3246

Luanna Maia Carneiro
Doutora em Geoquímica do Petróleo e Meio Ambiente
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: lmcarneiro@uefs.br

RESUMO
As mudanças no uso da terra, intensificadas pelo desmatamento e pela expansão agrícola, estão diretamente associadas à dinâmica do fogo. No Brasil, a região do MATOPIBA última fronteira agrícola do país vem passando por profundas modificações em seus usos e cobertura da terra; ademais, está inserida majoritariamente no bioma Cerrado, ecossistema naturalmente adaptado e estruturalmente dependente do fogo. O objetivo deste estudo foi investigar os padrões de queima e as mudanças espaciais da paisagem, bem como a relação entre a frequência de queima e as transições de uso da terra por meio da correlação espacial local, utilizando dados do projeto MapBiomas. A partir dos dados de uso e cobertura da terra, foram gerados mapas de transição e calculadas as métricas da paisagem: área total (TA), porcentagem de ocupação (PLAND), número de manchas (NP), índice de maior mancha (LPI) e índice de divisão da paisagem (LDI). Os dados de cicatrizes de queimadas foram empregados para analisar a frequência de queima e a distribuição espacial do fogo. Por fim, os dados de transição e frequência de queima foram correlacionados por meio do Coeficiente de Correlação Local de Pearson (LPCC), com o suporte do software RStudio. Ao longo dos 36 anos de análise (1985–2020), observou-se redução expressiva da cobertura vegetal natural em detrimento da expansão das áreas agropecuárias, que se tornaram progressivamente maiores e mais homogêneas. As áreas de transição concentraram-se predominantemente no Oeste da região, no Arco do Desmatamento, e também no Oeste da Bahia e no Sudoeste do Piauí. Em relação ao fogo, ao menos 58% da área do MATOPIBA queimou pelo menos uma vez ao longo do período, sendo as áreas com maior frequência de queima cobertas por vegetação natural, enquanto as áreas agropecuárias queimaram entre 2 e 10 vezes nos 36 anos. A correlação foi significativa predominantemente no Oeste do MATOPIBA e no estado da Bahia. Esses resultados indicam que os esforços de gestão do fogo na região devem ser orientados pela compreensão das interações entre o regime de fogo e as transformações no uso e cobertura da terra.

Palavras-chave: Detecção de Mudanças. Áreas Queimadas. Dinâmica da Paisagem. Incêndios. Cerrado. MATOPIBA.

ABSTRACT
Land-use changes, intensified by deforestation and agricultural expansion, are directly associated with fire dynamics. In Brazil, the MATOPIBA region the country's last major agricultural frontier has undergone extensive transformations in land use and land cover. Moreover, it is predominantly located within the Cerrado biome, an ecosystem that is naturally adapted to and structurally dependent on fire. This study investigated fire burning patterns and spatial landscape changes, as well as the relationship between fire frequency and land-use transitions through local spatial correlation, based on MapBiomas project data. Using land use and land cover data, transition maps were generated and landscape metrics were calculated: total area (TA), percentage of occupancy (PLAND), number of patches (NP), largest patch index (LPI), and landscape division index (LDI). Burn scar data were used to analyze fire frequency and spatial fire distribution. Transition and fire frequency data were then correlated using the Local Pearson Correlation Coefficient (LPCC) in RStudio. Over the 36-year analysis period (1985–2020), a pronounced decrease in natural vegetation cover was observed, driven by the expansion of

agricultural areas that became progressively larger and more homogeneous. Transition areas were concentrated mainly in the western portion of the region, in the Arc of Deforestation, and in western Bahia and southwestern Piauí. Regarding fire, at least 58% of the MATOPIBA area burned at least once, with the highest fire frequency recorded in areas covered by natural vegetation, while agricultural areas burned between 2 and 10 times over the 36 years. The correlation was predominantly significant in western MATOPIBA and in the state of Bahia. These findings indicate that fire management efforts in the region must be guided by an in-depth understanding of the interactions between fire regimes and land-use change dynamics.

Keywords: Change Detection. Burned Areas. Landscape Dynamics. Fires. Cerrado. MATOPIBA.

RESUMEN

Los cambios en el uso de la tierra, intensificados por la deforestación y la expansión agrícola, están directamente asociados con la dinámica del fuego. En Brasil, la región de MATOPIBA última gran frontera agrícola del país ha experimentado amplias transformaciones en el uso y la cobertura de la tierra. Asimismo, se inserta predominantemente en el bioma Cerrado, ecosistema naturalmente adaptado y estructuralmente dependiente del fuego. Este estudio investigó los patrones de quema y los cambios espaciales del paisaje, así como la relación entre la frecuencia de quema y las transiciones de uso de la tierra mediante la correlación espacial local, a partir de datos del proyecto MapBiomas. Con los datos de uso y cobertura de la tierra se generaron mapas de transición y se calcularon las métricas del paisaje: área total (TA), porcentaje de ocupación (PLAND), número de parches (NP), índice del parche mayor (LPI) e índice de división del paisaje (LDI). Los datos de cicatrices de quemadas fueron utilizados para analizar la frecuencia de quema y la distribución espacial del fuego. Los datos de transición y frecuencia de quema fueron luego correlacionados mediante el Coeficiente de Correlación Local de Pearson (LPCC) en RStudio. A lo largo del período analizado (1985–2020), se registró una marcada disminución de la cobertura vegetal natural, impulsada por la expansión de las áreas agropecuarias, que se tornaron progresivamente más extensas y homogéneas. Las áreas de transición se concentraron principalmente en el oeste de la región, en el Arco de la Deforestación, así como en el oeste de Bahía y el suroeste de Piauí. En cuanto al fuego, al menos el 58% del área del MATOPIBA se quemó al menos una vez, registrándose la mayor frecuencia de quema en áreas cubiertas por vegetación natural, mientras que las áreas agrícolas se quemaron entre 2 y 10 veces en los 36 años. La correlación fue predominantemente significativa en el oeste del MATOPIBA y en el estado de Bahía. Estos resultados indican que los esfuerzos de gestión del fuego en la región deben orientarse por una comprensión profunda de las interacciones entre los regímenes de incendio y las dinámicas de cambio en el uso y cobertura de la tierra.

Palabras clave: Detección de Cambios. Áreas Quemadas. Dinámica del Paisaje. Incendios. Cerrado. MATOPIBA.

1 INTRODUÇÃO

O fogo é um distúrbio ecológico presente, em maior ou menor intensidade, na maioria dos tipos de vegetação do Brasil. Sua ocorrência, intensidade, extensão e taxa de propagação resultam de interações complexas entre fatores climáticos, biológicos e humanos (Bowman et al., 2019). Historicamente, o fogo tem sido um agente determinante das mudanças de uso e cobertura da terra, demandando monitoramento sistemático de seus impactos sobre o meio ambiente (Shimabukuro et al., 2020). Quando descontrolado especialmente quando de origem antrópica constitui um vetor de degradação capaz de causar danos severos a florestas, áreas agrícolas e zonas residenciais, além de comprometer as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Catarino et al., 2020; Ondik et al., 2022).

A influência das ações humanas na dinâmica do fogo está intimamente associada ao desenvolvimento socioeconômico, à fragmentação da paisagem e ao modelo de manejo da terra (Andela et al., 2017). O regime de fogo é fortemente alterado pelo aumento das fontes de ignição e pela fragmentação florestal (Alencar et al., 2015). A fragmentação pode afetar os regimes de fogo de forma bidirecional: facilitando a ignição e ampliando as queimadas em certos contextos, ou suprimindo a propagação de incêndios entre fragmentos isolados (Rosan et al., 2022). O fogo afeta diretamente a heterogeneidade da paisagem, e o padrão espacial das áreas queimadas reflete o equilíbrio entre a disponibilidade de combustível e sua conectividade espacial (Loepfe; Lloret; Román-Cuesta, 2012). A análise das mudanças nos padrões da paisagem ao longo do tempo é, portanto, indispensável para o monitoramento e a avaliação dos regimes de fogo (Gounaridis et al., 2014).

No Brasil, o fogo está diretamente vinculado às mudanças no uso da terra e às condições climáticas, podendo evoluir para incêndios florestais de grandes proporções e difícil contenção (Pivello et al., 2021). O Cerrado, segundo maior bioma brasileiro, é um ecossistema ao mesmo tempo adaptado e dependente do fogo: evoluiu em resposta à recorrência histórica dos incêndios e pode ter processos ecológicos importantes facilitados pelo fogo, como o incremento na produção de frutos e a dispersão de sementes (Pivello, 2011).

Nas últimas décadas, o bioma vem sendo transformado de uma região escassamente habitada para uma potência agrícola (Spera et al., 2016). Essas alterações causam impactos nos regimes de incêndio, alterando as cargas de combustível e as taxas de ignição e, consequentemente, os padrões do fogo (Bowman et al., 2011). As queimadas provocadas pelo homem durante a estação seca são mais intensas, severas e extensas do que os incêndios naturais causados por relâmpagos, que geralmente acontecem entre as estações chuvosa e seca (Berlinck; Batista, 2020).

A região do MATOPIBA tem aproximadamente 90% de sua área inserida no bioma Cerrado e é reconhecida como uma das principais fronteiras agrícolas do Brasil, impulsionada por condições edafoclimáticas favoráveis, pela disponibilidade e pelo baixo custo das terras, e por políticas de

incentivo à agricultura (Schneider et al., 2021). Por não contar com um histórico de pecuária extensiva em larga escala comparável ao de outras regiões do Cerrado, a expansão agrícola no MATOPIBA tem ocorrido, sobretudo, por meio do desmatamento direto da vegetação nativa (Spera et al., 2016). Ao longo das décadas, alterações substanciais no uso e cobertura da terra resultaram em fragmentação crescente, perda de biodiversidade, degradação dos solos, mudanças nos regimes de fogo e modificações do clima regional (Klink; Machado, 2005; Silva et al., 2006).

Dara et al. (2020) destacam a necessidade de uma compreensão mais aprofundada de como as mudanças na intensidade do uso da terra afetam os padrões de fogo. Motivado por essa lacuna, o presente estudo teve como objetivo analisar espacio-temporalmente os padrões do fogo na região do MATOPIBA a partir de dados de cicatrizes de queimadas; investigar as mudanças espaciais da paisagem por meio de métricas e análise de transições de uso da terra; e elucidar a relação entre a frequência de queima e as transições de uso da terra por meio da correlação espacial local.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

O regime de fogo é determinado por um conjunto de fatores que incluem a disponibilidade de combustível (biomassa vegetal seca), as condições climáticas (temperatura, umidade e ventos), as fontes de ignição e os padrões de uso e cobertura da terra. No bioma Cerrado, o fogo tem papel ecológico reconhecido, atuando como agente de renovação vegetal e regulação da estrutura das comunidades savânicas (Pivello, 2011). No entanto, a crescente intervenção antrópica nos regimes de fogo por meio do uso do fogo para abertura de pastagens e limpeza de cultivos tem alterado substancialmente a frequência, intensidade e sazonalidade das queimadas, com consequências ecológicas ainda pouco compreendidas (Schmidt; Eloy, 2020).

Bowman et al. (2011) demonstraram que a dimensão humana dos regimes de fogo na Terra é determinante para a compreensão dos padrões globais de queima, estabelecendo que o desenvolvimento socioeconômico, a fragmentação da paisagem e o manejo da terra são os principais vetores da mudança nos regimes de incêndio. Andela et al. (2017) identificaram um declínio global nas áreas queimadas nas últimas décadas, atribuído, paradoxalmente, à expansão da agricultura em detrimento das savanas, o que reduziu a carga de combustível disponível em algumas regiões, ao mesmo tempo em que aumentou a ignição em outras.

No contexto brasileiro, Pivello et al. (2021) evidenciaram a complexidade dos regimes de fogo no Cerrado, demonstrando que queimadas de origem antrópica durante a estação seca são mais intensas e extensas do que as de origem natural. O manejo integrado do fogo, implementado pelo ICMBio e IBAMA desde 2012 nas áreas protegidas do Cerrado, representa um avanço na gestão adaptativa desse recurso natural (Franke et al., 2018). As queimadas prescritas, com objetivo de gerenciar o combustível

seco para evitar grandes incêndios, têm sido apontadas como estratégia eficaz em contextos de vegetação savânica (Mistry, 2019; Schmidt; Eloy, 2020).

A ecologia da paisagem fornece o arcabouço teórico e metodológico para a análise espacial dos regimes de fogo. Gounaridis et al. (2014) demonstraram que a compreensão das mudanças nos padrões da paisagem ao longo do tempo é indispensável para o monitoramento e a avaliação dos incêndios. Loepfe, Lloret e Román-Cuesta (2012) estabeleceram que o padrão espacial das áreas queimadas é resultado do equilíbrio entre o combustível presente e sua conectividade, reforçando a importância da análise da configuração da paisagem para a gestão do fogo.

O projeto MapBiomas e seu módulo de fogo (MapBiomas Fogo) representam uma contribuição metodológica fundamental para este estudo. Os dados de cicatrizes de fogo foram desenvolvidos a partir do índice NBR (Normalized Burn Ratio), usando o modelo Deep Neural Network (DNN) para o mapeamento mensal e anual das cicatrizes de incêndio, a área queimada acumulada e a frequência de fogo (Alencar et al., 2022). Esse banco de dados, aliado às séries históricas de uso e cobertura da terra, permite análises inéditas sobre as interações entre mudanças na paisagem e regimes de fogo em escala regional.

2.1 O MATOPIBA: FRONTEIRA AGRÍCOLA E TRANSFORMAÇÕES NA PAISAGEM

A região do MATOPIBA compreende 337 municípios dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, totalizando 73 milhões de hectares. Delimitada oficialmente pelo Decreto n.º 8.447/2015, é reconhecida como a última grande fronteira agrícola do Brasil, com expansão impulsionada pelo Programa de Cooperação Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento Agrícola dos Cerrados (PRODECER) e pelas tecnologias desenvolvidas pela EMBRAPA para o cultivo de soja em solos de baixa fertilidade (Hamaguchi, 2019). Segundo Araújo et al. (2019), houve crescimento de 4.028% na produção de soja no MATOPIBA entre 1990 e 2015.

Espindola et al. (2021) e Vieira et al. (2021) documentaram a aceleração do ritmo de conversão de terras na região, concentrada especialmente no Oeste da Bahia e Sudoeste do Piauí áreas que também apresentam as maiores correlações entre transições de uso da terra e incidência de fogo no presente estudo. Trigueiro, Nabout e Tessarolo (2020) demonstraram que o MATOPIBA apresenta a maior taxa de desmatamento do Cerrado, cerca de 241% acima da média do bioma, o que coloca em evidência a urgência de estratégias de gestão integradas que conciliem conservação e desenvolvimento.

Gibbs et al. (2015) apontaram que 40% da expansão da soja no MATOPIBA ocorreu pela conversão direta da vegetação nativa, visto que áreas de savana têm menor proteção legal que a Floresta Amazônica. Carneiro-Filho e Costa (2016) identificaram que existem 2,8 milhões de hectares de áreas já convertidas e aptas para o plantio de soja, ocupadas atualmente por pastagens degradadas, que poderiam ser priorizadas para a expansão agrícola, diminuindo a pressão sobre a vegetação natural.

ISSN: 2177-3246

3 METODOLOGIA

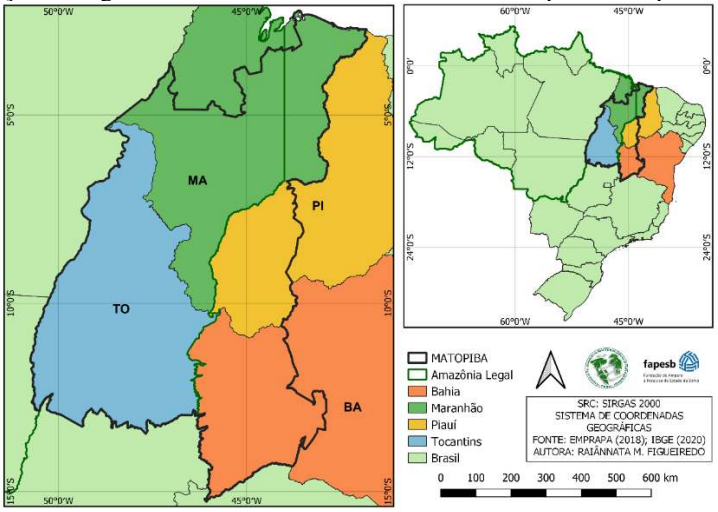
3.1 ÁREA DE ESTUDO

O MATOPIBA compreende 337 municípios distribuídos pelos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, totalizando 73 milhões de hectares (Figura 1). Aproximadamente 90% de sua área está inserida no bioma Cerrado, com manchas remanescentes dos biomas Caatinga e Amazônia. A região consolidou-se como o principal vetor de expansão agrícola em grande escala do Brasil, sendo atualmente uma das áreas com maior ritmo de conversão de terras no país (Espindola et al., 2021; Vieira et al., 2021). Embora sua delimitação formal tenha sido estabelecida pelo Decreto n.º 8.447/2015, o processo de expansão agrícola na região já se iniciara na década de 1970, impulsionado por políticas federais de incentivo ao povoamento do sul do Maranhão (Salomon, 2020).

A região possui 11% do território coberto por formações florestais (principalmente no nordeste), enquanto as formações savânicas estão distribuídas em 61% do território. Três bacias hidrográficas estão inseridas no MATOPIBA: Bacia do Rio Tocantins (43%), Bacia do Atlântico – Trecho Norte/Nordeste (40%) e Bacia do Rio São Francisco (17%) (Magalhães; Miranda, 2014). Predominam solos classificados como Latossolos, seguidos de Argissolos, Plintossolos Pétricos, Neossolos Quartzarênicos Órticos e Cambissolos (Lumbreras et al., 2015). O relevo é majoritariamente plano (até 3% de declividade em cerca de 50% da área) (Bolfe et al., 2016). De acordo com a classificação climática de Köppen, predomina o clima Aw (tropical com inverno seco) (Alvares et al., 2013).

A expansão agrícola na região foi intensificada com o Programa de Cooperação Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento Agrícola dos Cerrados (PRODECER), com suporte da JICA e novidades desenvolvidas pela EMBRAPA para o cultivo de soja em solos de baixa fertilidade (Hamaguchi, 2019). Segundo Araújo et al. (2019), houve crescimento de 4.028% na produção de soja no MATOPIBA entre 1990 e 2015.

Figura 1. Localização da região MATOPIBA destacando os estados que fazem parte da área de estudo.



Fonte: Elaborado pelos autores.

3.2 OBTENÇÃO DOS DADOS

Os dados de uso e cobertura da terra e cicatrizes de fogo foram obtidos do Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (Mapbiomas, 2021). Utilizou-se as informações dos anos de 1985 a 2020, correspondentes à Coleção 6 do mapeamento de uso e cobertura da terra e à Coleção 1 do MapBiomas Fogo. O MapBiomas produz mosaicos anuais de imagens Landsat (30 m de resolução) e implementa algoritmos de processamento de imagem para treinar um classificador Random Forest, com posterior aplicação de filtros espaciais e temporais (Souza et al., 2020). Os dados de cicatrizes de fogo foram desenvolvidos a partir do índice NBR (Normalized Burn Ratio), usando o modelo Deep Neural Network (DNN) para o mapeamento mensal e anual das cicatrizes de incêndio, a área queimada acumulada e a frequência de fogo (Alencar et al., 2022).

Os dados de cicatrizes de fogo foram analisados em relação à área e à frequência. Os dados de uso e cobertura da terra foram reclassificados conforme o Quadro 1.

Quadro 1. Reclassificação das classes de uso e cobertura da terra com base na Coleção 6 do MapBiomas.

Reclassificação	**Descrição**
Vegetação Natural	União das classes de formação florestal, formação savânica, formação campestre, campo alagado e área pantanosa, afloramento rochoso, apicum, mangue e restinga.
Agropecuária	União das classes de pastagem, agricultura (culturas anuais e perenes, cana-de-açúcar) e mosaico de agricultura e pastagem.
Áreas Não Vegetadas	União das classes de praia e duna, área urbana, mineração e outras áreas não vegetadas.
Água	Corpos d'água naturais e artificiais.

Fonte: Elaborado pelos autores.

3.3 MÉTRICAS DA PAISAGEM

As ações humanas são capazes de impactar nos processos ecológicos principalmente por meio de alterações nos padrões espaciais da paisagem (Tanner; Fuhlendorf, 2018). A paisagem foi analisada com base em métricas aplicadas nos níveis de classe (Legarreta-Miranda et al., 2021). Utilizou-se a regra de vizinhança de oito células vizinhas. Para o cálculo das métricas, utilizou-se o pacote SDMTools do software R (versão 3.5) e RStudio (versão 1.3) (Vanderwal et al., 2014).

Quadro 2. Métricas da paisagem utilizadas para quantificar a estrutura da paisagem na região MATOPIBA.

Métrica	Descrição
TA	Área total de cada classe de uso e cobertura da terra (ha). Corresponde à soma das áreas de todas as manchas de uma classe; quando se aproxima de zero, a classe torna-se cada vez mais rara na paisagem.
PLAND	Porcentagem de ocupação de cada classe na paisagem (%). Representa a porcentagem da paisagem que é compreendida pelo tipo de classe.
NP	Número de manchas por classe. Quantifica a quantidade de manchas de cada classe.
LPI	Índice de maior mancha (%). Mede a proporção da paisagem composta pela maior mancha de cada classe.
LDI	Índice de divisão da paisagem (adimensional, 0–1). Probabilidade de dois pixels escolhidos aleatoriamente não estarem situados na mesma mancha da classe correspondente.

Fonte: Elaborado pelos autores.

3.4 ANÁLISE DE TRANSIÇÕES DE USO DA TERRA

A análise de transição é uma metodologia que permite a compreensão das alterações que ocorrem em diferentes paisagens ao longo de um período (Barnieh et al., 2020). Baseia-se no estudo das mudanças no uso e cobertura da terra a partir da análise de uma matriz de tabulação (Pontius; Shusas; McEachern, 2004). Na plataforma Google Earth Engine (GEE), as transições de uso da terra foram calculadas a partir dos mapas reclassificados de 1985 e 2020. Adicionalmente, calculou-se as transições ano a ano. Empregou-se operações de álgebra de mapa para construir uma matriz de transição e calcular ganhos e perdas líquidos relativos às classes de uso.

3.5 CORRELAÇÃO ESPACIAL LOCAL

O método de correlação é utilizado na determinação da dependência entre dois fatores, definindo a direção e o grau da correlação (Zhang; Jiang; Zhang, 2019). Utilizou-se o mapa de frequência de área queimada e as transições de uso e cobertura da terra para determinar a correlação, usando a regra de quatro vizinhos. Utilizou-se a função Local correlation coefficient do pacote raster no software R (Hijmans et al., 2022), que gera um mapa com indicadores locais de associação espacial. O coeficiente utilizado foi o de Pearson (LPCC), que verifica relações lineares exatas entre variáveis independentes (Kalogirou, 2012). O LPCC varia entre -1 e 1: valores entre 0,10–0,29 são considerados pequenos; 0,30–0,49, médios; e acima de 0,50, grandes (Cohen, 1988). Para os cálculos foi utilizado p-value de 0,05.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

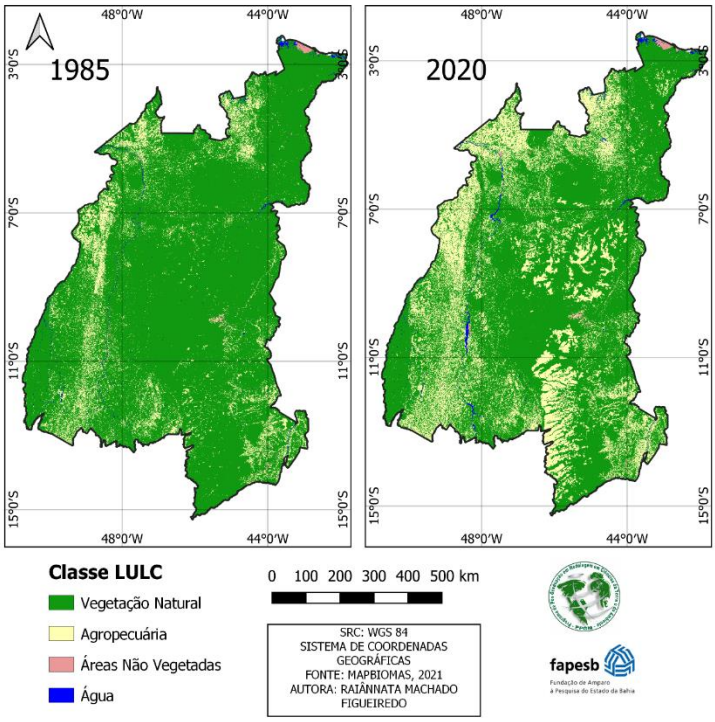
4.1 TRANSIÇÕES NO USO E COBERTURA DA TERRA

Ao longo das últimas quatro décadas, a região do MATOPIBA experimentou mudanças expressivas na extensão e na distribuição espacial das classes de cobertura da terra, com destaque para a vegetação natural e a agropecuária (Figura 2). Dos 36 anos analisados, aproximadamente 589.727

km² (80,63%) das terras mantiveram seu uso estável: desse total, 515.575 km² (70,49%) corresponderam à vegetação natural e 68.094 km² (9,31%) à agropecuária. A vegetação natural registrou as maiores perdas: aproximadamente 109.512 km² foram convertidos ao longo do período, com taxa média de 3.042 km² por ano. A agropecuária foi a classe com maior expansão, acumulando 108.086 km² de novas áreas entre 1985 e 2020.

Como principal transição, 121.729 km² de vegetação natural deram espaço para a implementação da agropecuária, com picos nos períodos 1987–1988, 2000–2001, 2003–2004 e 2011–2013, e transição média de 3.381,4 km²/ano.

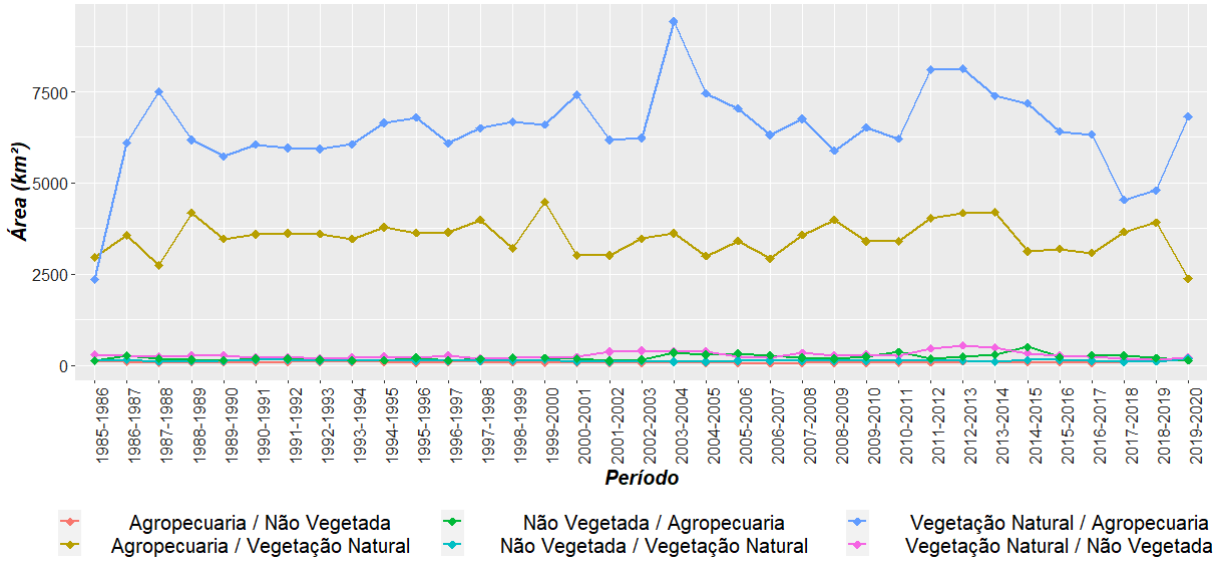
Figura 2. Mudanças no uso e cobertura da terra na região do MATOPIBA ocorridas entre 1985 e 2020.



Fonte: Elaborado pelos autores.

É possível observar um decréscimo nessa transição a partir de 2013–2014, com tendência a novo crescimento desde 2019. No período 1985–1986, a transição Agropecuária → Vegetação Natural superou a transição Vegetação Natural → Agropecuária, mas após 1986, as mudanças que apontam regeneração não atingiram a magnitude da perda da vegetação nativa.

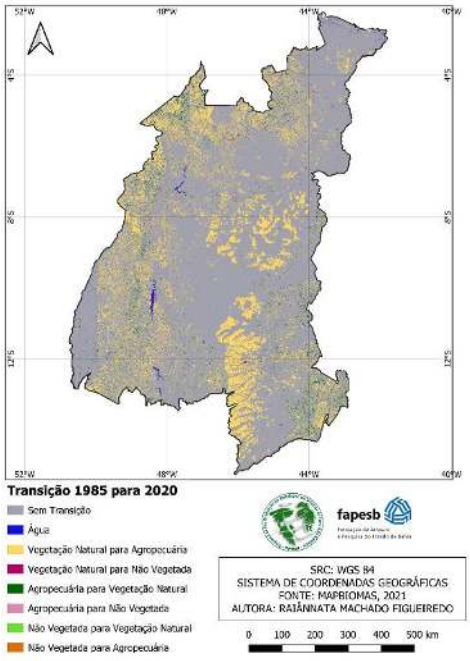
Figura 3. Transições que ocorreram nos usos e coberturas da terra no MATOPIBA entre 1985 e 2020.



Fonte: Elaborado pelos autores.

As áreas estáveis situaram-se majoritariamente no Norte do MATOPIBA, onde predomina a cobertura por Formações Florestais, e no centro da região, ao Sul do estado do Maranhão e Leste do Tocantins, onde encontram-se quatro Unidades de Conservação, sendo três de Proteção Integral: Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Parque Estadual do Jalapão e Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba. A conversão de terras cobertas por vegetação natural para agropecuária ocorreu principalmente no Oeste do MATOPIBA e em áreas próximas ao Arco do Desmatamento (Levy et al., 2018; Marques et al., 2020). O Oeste da Bahia e o Sudoeste do Piauí também se destacaram nessa transição.

Figura 4. Distribuição espacial das transições entre usos da terra na região do MATOPIBA no período entre 1985 e 2020.



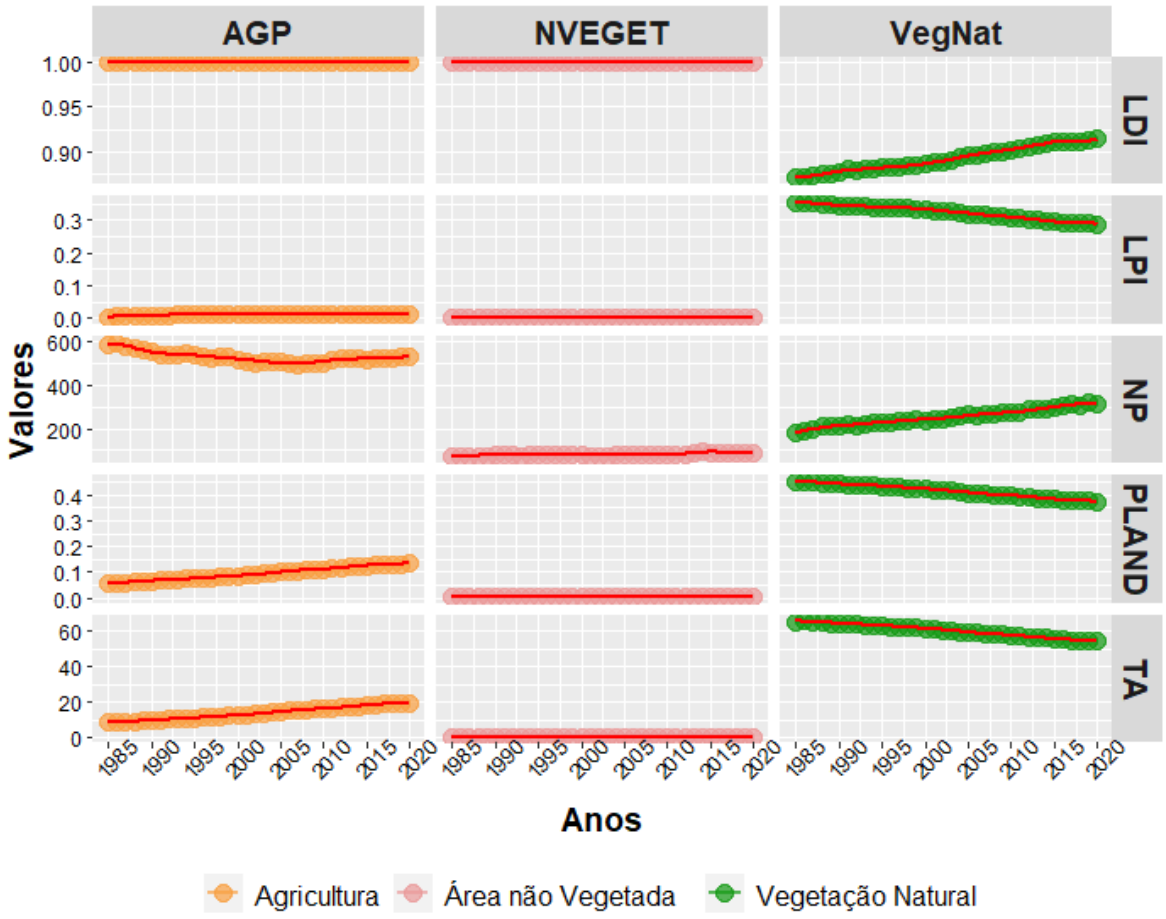
Fonte: Elaborado pelos autores.

4.2 MÉTRICAS DA PAISAGEM

A Figura 5 apresenta os resultados das métricas de paisagem para a região do MATOPIBA. Para a vegetação natural, a área total (TA) reduziu-se em 11,18 milhões de hectares entre 1985 e 2020, com a PLAND declinando de 45,17% para 37,44%. O NP aumentou 74%, evidenciando intensificação da fragmentação. O LPI recuou de 35% para 28,7%, sinalizando a presença de manchas progressivamente menores e mais numerosas. O LDI evoluiu de 0,87 para 0,91, refletindo maior subdivisão espacial da classe.

Para a agropecuária, a TA cresceu 11,04 milhões de hectares, com a PLAND aumentando de 5,8% para 13,46%. O NP apresentou decréscimo até 2008 quando havia cerca de 93 mil manchas a menos em relação a 1985, indicando processo de agregação —, retomando crescimento a partir de então, com acréscimo de 34 mil manchas no período 2008–2020 e estabilização após 2015. O LDI da agropecuária manteve-se próximo de 1 ao longo de toda a série, refletindo a natureza intrinsecamente fragmentada desse uso. Para as Áreas Não Vegetadas, houve crescimento de 0,10 milhões de hectares, com PLAND praticamente constante, enquanto o NP registrou aumento de 24%, atingindo pico em 2014.

Figura 5. Variação temporal das métricas da paisagem para cada tipo de uso e cobertura da terra na região do MATOPIBA (1985–2020).

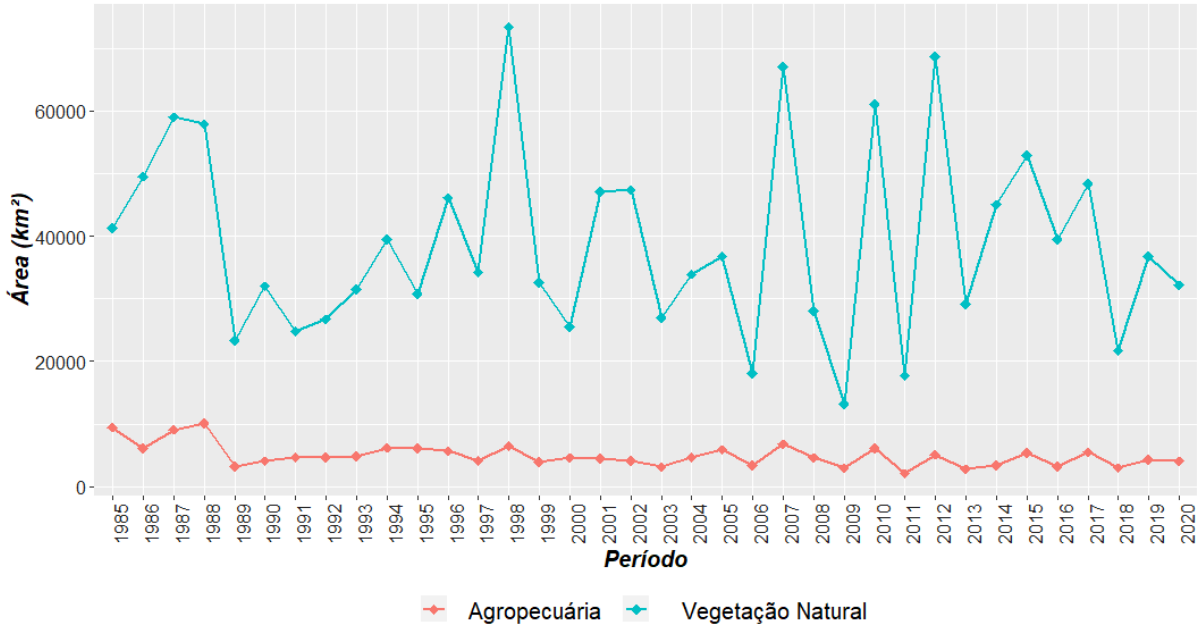


Nota: AGP = Agropecuária; NVEGET = Áreas Não Vegetadas; VegNat = Vegetação Natural.
Fonte: Elaborado pelos autores.

4.3 DINÂMICA DO FOGO

Os dados do MapBiomas Fogo registraram uma média anual de 43.948,16 km² queimados no MATOPIBA ao longo dos 36 anos, o que equivale a 6% de toda a área da região. O ano de 1998 concentrou a maior área queimada (80.070 km²), enquanto 2009 registrou o menor valor (16.274 km²). A Vegetação Natural foi a classe com maior área queimada no período, com média de 38.871 km²/ano e picos nos anos de 1987, 1998, 2007, 2010 e 2012. A reincidência de grandes eventos de queima tornou-se progressivamente mais frequente. A agropecuária apresentou menor amplitude de variação, com média anual de 4.970 km²; o maior valor registrado ocorreu em 1988 (10.129 km²) e o menor em 2011 (2.065 km²).

Figura 6. Série temporal da área queimada por classe de uso da terra na região do MATOPIBA (1985–2020).

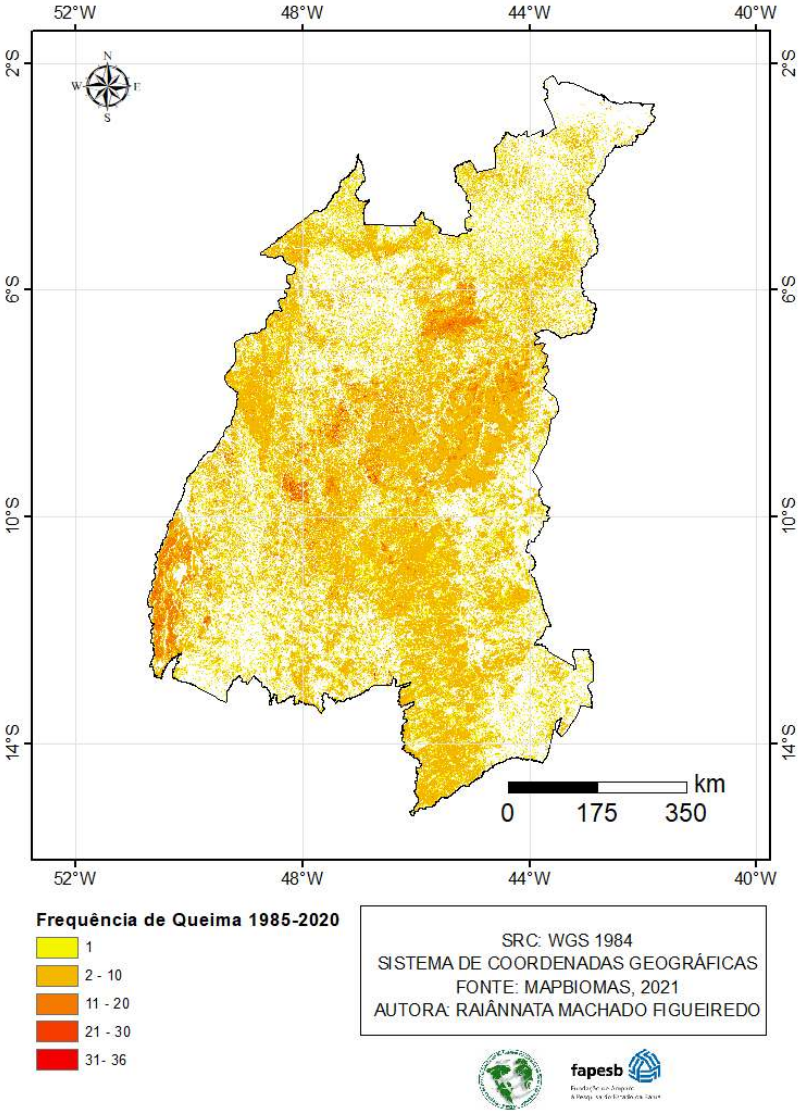


Fonte: Elaborado pelos autores.

Identificou-se que aproximadamente 58,42% da área do MATOPIBA (427.302 km²) já queimou pelo menos uma vez durante todo o período analisado: 211.374 km² queimaram de 1 a 2 vezes; 193.941 km², de 3 a 10 vezes; 21.015 km², de 11 a 20 vezes; 904 km², de 21 a 30 vezes; e 68 km² queimaram todos os anos. Espacialmente, as áreas com maior frequência de queima coincidem com regiões de vegetação natural estável desde 1985, onde se localizam Unidades de Conservação como o Parque Nacional do Araguaia (TO) e o Parque Estadual do Mirador (MA).

Apesar das áreas de vegetação natural terem a maior recorrência de queima no MATOPIBA, grande parte das áreas onde ocorreram transições de vegetação natural para agricultura tiveram, nos 36 anos, frequência de queima entre 2 a 10 vezes. As áreas transicionais do Oeste baiano, Sudoeste do Piauí e Sul do Maranhão tiveram frequência de queima maior que as do Oeste do Tocantins e Maranhão.

Figura 7. Mapa da frequência de queima na região do MATOPIBA (1985–2020). Áreas avermelhadas indicam maior frequência; áreas amareladas indicam menor frequência.

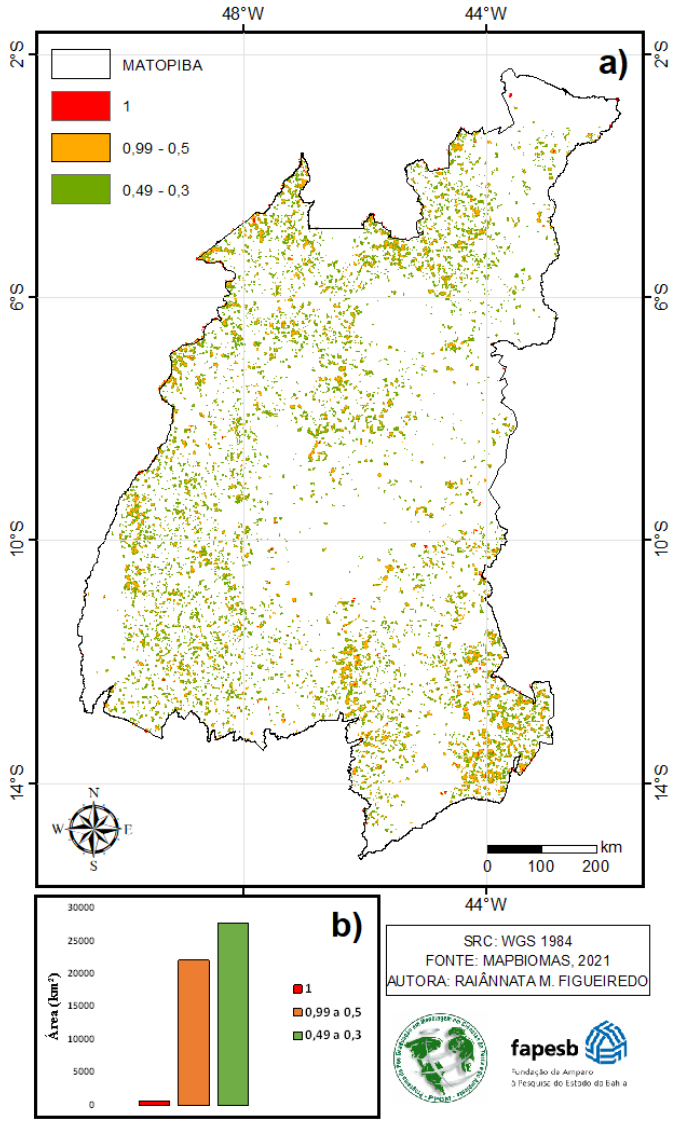


Fonte: Elaborado pelos autores.

4.4 CORRELAÇÃO ESPACIAL ENTRE TRANSIÇÃO DE USO DA TERRA E FREQUÊNCIA DE QUEIMA

A Figura 8 apresenta a correlação local entre as áreas de transição de uso da terra e a frequência de queima, considerando apenas os coeficientes com p-value < 0,05. Aproximadamente 22.073 km² apresentaram correlação alta (0,5–0,9), 27.702 km² correlação média (0,3–0,49) e 591 km² correlação perfeita (1). Espacialmente, os valores mais significativos concentraram-se no estado da Bahia e na faixa Oeste da região, correspondente ao Arco do Desmatamento. A zona de transição entre o Cerrado e a Caatinga, na Bahia, também se destacou pela expressividade das correlações entre mudanças de uso e regime de fogo. Entre as áreas com maiores correlações, encontram-se unidades de conservação como a Área de Proteção Ambiental Bacia do Rio de Janeiro (BA) e a APA Ilha do Bananal/Cantão (TO).

Figura 8. Correlação entre as áreas com transições e a frequência de queima, com valores não significativos (p-value > 0,05) mascarados. (A) Mapa de correlação espacial local; (B) Gráfico da área correspondente a cada faixa de correlação.



Fonte: Elaborado pelos autores.

A região do MATOPIBA é a área com maior taxa de desmatamento no Cerrado, cerca de 241% acima da média do bioma (Trigueiro; Nabout; Tessarolo, 2020). Apesar disso, no MATOPIBA existem 2,8 milhões de hectares de áreas já convertidas e aptas para o plantio de soja, ocupadas atualmente por pastagens, que poderiam se tornar preferenciais para a expansão agrícola, diminuindo o impacto da conversão de áreas de vegetação natural (Carneiro-Filho; Costa, 2016).

O processo de fragmentação da vegetação nativa em detrimento da abertura de novas áreas agricultáveis é tendência encontrada em outras fronteiras agrícolas (Bourgoin et al., 2021; Slattery; Fenner, 2021). Os resultados apontam perda da vegetação natural com aumento no NP, elucidando o processo de fragmentação, enquanto as áreas agrícolas mostram tendência inversa aumento de área e diminuição no número de manchas —, pois a agricultura altamente mecanizada necessita de áreas extensas e contínuas (Assis; Escada; Amaral, 2021). Gibbs et al. (2015) afirmam que 40% da expansão da soja no MATOPIBA ocorreu pela conversão direta da vegetação nativa.

O fogo no Cerrado e no MATOPIBA está relacionado com a falta de manejo da vegetação natural e com a abertura de novas áreas para a agricultura (Schmidt; Eloy, 2020). Em sistemas de pastagem dominados por gramíneas, as queimadas antropogênicas aumentaram a frequência do fogo em 2 a 3 vezes em relação às queimadas naturais (Pivello et al., 2021). As estratégias de manejo integrado do fogo implementadas desde 2012 pelo ICMBio e IBAMA nas áreas protegidas do Cerrado representam avanços (Franke et al., 2018), assim como as queimadas prescritas (Mistry, 2019; Schmidt; Eloy, 2020).

A correlação entre frequência de queima e transições de uso da terra aponta áreas onde o fogo está diretamente relacionado à supressão da vegetação natural e à implantação da agricultura. A relação entre fogo e expansão agrícola perpassa pela derrubada da vegetação nativa em áreas propensas à inserção da agricultura, pelo uso sazonal do fogo para limpar os campos agrícolas em épocas de colheita, e pela utilização do fogo em áreas agrícolas que pode atuar como fonte de ignição para a queima da vegetação natural do entorno (Silva et al., 2020; Gomes et al., 2020).

Destaca-se nas áreas de correlação significativa a presença de Áreas de Proteção Ambiental, que são UCs de uso sustentável, revelando a associação entre fogo e a presença dessas UCs possivelmente pela alta cobertura vegetal ou pelos conflitos no uso da terra (Oliveira et al., 2022). Além disso, eventos climáticos como o El Niño estão diretamente relacionados com eventos de seca na área, influenciando diretamente a incidência de queimadas (Marengo et al., 2022).

5 CONCLUSÃO

Este estudo integrou informações sobre a distribuição espacial e temporal das cicatrizes de queimadas e as mudanças no uso e cobertura da terra para investigar as relações entre esses fenômenos na região do MATOPIBA. Nas últimas décadas, a intensa antropização dessa área reconhecida como a última grande fronteira agrícola do país resultou em transformações profundas nos padrões espaciais da paisagem e nos regimes de fogo.

As transformações de uso da terra ocorreram predominantemente com a substituição de vegetação natural por áreas agropecuárias. A vegetação natural foi a classe com maior frequência de queima ao longo do período analisado; não obstante, as áreas agropecuárias também apresentaram recorrência de queima expressiva, reforçando a complexidade das interações entre uso da terra e fogo.

A análise de correlação local entre as mudanças no uso da terra e o fogo possibilitou a identificação de zonas onde os dois fenômenos se relacionam de forma mais intensa, diferenciando-se de abordagens simplificadas que apresentam um único coeficiente de correlação para toda a área. Os resultados evidenciaram correlação significativa entre áreas de transição e frequência de queima principalmente na região do Arco do Desmatamento e em zonas do estado da Bahia.

É igualmente relevante observar que muitas das áreas com maiores frequências de queima e correlações mais expressivas entre fogo e transições de uso encontram-se no interior de unidades de conservação, que por lei deveriam contar com proteção reforçada. Torna-se, portanto, inadiável aprofundar o debate sobre os efeitos antrópicos nessas áreas e avançar nas políticas e práticas de manejo integrado do fogo.

Pesquisas adicionais sobre a modelagem das interações entre o fogo e as mudanças no uso da terra são necessárias, especialmente diante da urgência em conciliar os compromissos globais de conservação e restauração ambiental com as demandas econômicas do agronegócio sobretudo no contexto da expansão agrícola que ainda avança sobre as áreas de vegetação nativa do MATOPIBA.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi apoiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), por meio do edital CNPq/MCTI nº 441271/2023-5 – Presente, Passado e Futuro da Biodiversidade do Semiárido: Inventários, Monitoramento, Impactos das Mudanças Climáticas e Implicações para o Uso e Conservação da Flora, Fauna e Fungos. W.J.F.R. foi apoiado por bolsa de produtividade em pesquisa do CNPq (processo nº 314954/2021-0), Projeto Prospecta 4.0 – CNPq (processo nº 407907/2022-0) e pelo projeto 30202010010121001 – CTBIO – FINEP, associada ao Centro Temático de Bioeconomia do Semiárido (UEFS – CTBio-CIMATEC SERTÃO). Os autores agradecem ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estudos Interdisciplinares e Transdisciplinares em Ecologia e Evolução (INCT IN-TREE), financiado pelo CNPq (408930/2024-1), pela CAPES (88887.195651/2025-00) e pela FAPESP. Financiamento adicional foi fornecido pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), por meio do programa Bioeconomia, Recursos Hídricos e Sustentabilidade Ambiental na Bahia, no âmbito da Chamada nº 38/2022, Acordo de Cooperação Técnica nº 294/2023 e Termo de Outorga nº PPF0003/2023. Os autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente (PPGM/UEFS) pelo apoio institucional, bem como ao SENAI CIMATEC pela contribuição no desenvolvimento científico e tecnológico voltado à inovação aplicada. R.N.V. foi apoiado pelo INCT IN-TREE e agradece a bolsa SET-G 30202010010121001 – CTBIO – FINEP, associada ao Centro Temático de Bioeconomia do Semiárido (UEFS – CTBio-CIMATEC SERTÃO), vinculado a Projetos Especiais. L.M.C. agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de pós-doutorado, no âmbito do Edital nº 38/2022 – Programa de Desenvolvimento da Pós-Graduação (PDPG) – Parcerias Estratégicas nos Estados III, e pela Portaria nº 086/2013.

.

REFERÊNCIAS

ADRIANTO, H. A. et al. Forest and land fires are mainly associated with deforestation in Riau Province, Indonesia. Remote Sensing, v. 12, n. 1, p. 1–12, 2020. https://doi.org/10.3390/rs12010001

ALENCAR, A. A. et al. Landscape fragmentation, severe drought and the new Amazon forest fire regime. Ecological Applications, v. 25, n. 6, p. 1493–1505, 2015. https://doi.org/10.1890/14-1528.1

ALENCAR, A. A. et al. Long-term Landsat-based monthly burned area dataset for the Brazilian biomes using deep learning. Remote Sensing, v. 14, n. 11, p. 2510, 2022. https://doi.org/10.3390/rs14112510

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507

ANDELA, N. et al. A human-driven decline in global burned area. Science, v. 356, n. 6345, p. 1356–1362, 2017. https://doi.org/10.1126/science.aal4108

ARAÚJO, M. L. S. et al. Spatiotemporal dynamics of soybean crop in the Matopiba region, Brazil (1990–2015). Land Use Policy, v. 80, p. 57–67, 2019. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.040

ASSIS, T. O.; ESCADA, M. I. S.; AMARAL, S. Effects of deforestation over the cerrado landscape: a study in the bahia frontier. Land, v. 10, n. 4, p. 1–15, 2021. https://doi.org/10.3390/land10040352

BARNIEH, B. A. et al. Mapping land use land cover transitions at different spatiotemporal scales in West Africa. Sustainability, v. 12, n. 20, p. 1–52, 2020. https://doi.org/10.3390/su12208565

BERLINCK, C. N.; BATISTA, E. K. L. Good fire, bad fire: it depends on who burns. Flora, v. 268, 2020. https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151615

BOLFE, E. L. et al. Aspectos sociais e econômicos do Matopiba. Revista de Política Agrícola, v. 4, p. 38–62, 2016.

BOURGOIN, C. et al. Looking beyond forest cover: an analysis of landscape-scale predictors of forest degradation in the Brazilian Amazon. Environmental Research Letters, v. 16, n. 11, 2021. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac28b6

BOWMAN, D. M. J. S. et al. The human dimension of fire regimes on Earth. Journal of Biogeography, v. 38, n. 12, p. 2223–2236, 2011. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Human–environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. Ambio, v. 48, n. 4, p. 350–362, 2019. https://doi.org/10.1007/s13280-018-1084-1

BRASIL. Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Código Florestal Brasileiro. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2012.

CARNEIRO-FILHO, A.; COSTA, K. A expansão da soja no Cerrado: caminhos para a ocupação territorial, uso do solo e produção sustentável. São Paulo: Agroicone, INPUT, 2016.

CATARINO, S. et al. Spatial and temporal trends of burnt area in Angola. Diversity, v. 12, n. 8, 2020. https://doi.org/10.3390/d12080296

COHEN, J. Statistical power analysis for the behavioral sciences. 2. ed. New York: Lawrence Erlbaum Associates, 1988.

DARA, A. et al. Post-Soviet land-use change affected fire regimes on the Eurasian Steppes. Ecosystems, v. 23, n. 5, p. 943–956, 2020. https://doi.org/10.1007/s10021-019-00447-w

ELOY, L. et al. Seasonal fire management by traditional cattle ranchers prevents the spread of wildfire in the Brazilian Cerrado. Ambio, v. 48, n. 8, p. 890–899, 2019. https://doi.org/10.1007/s13280-018-1118-8

ESPINDOLA, G. M. et al. Cropland expansion as a driver of land-use change: the case of Cerrado-Caatinga transition zone in Brazil. Environment, Development and Sustainability, 2021. https://doi.org/10.1007/s10668-021-01329-3

FRANKE, J. et al. Fuel load mapping in the Brazilian Cerrado in support of integrated fire management. Remote Sensing of Environment, v. 217, p. 221–232, 2018. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.018

GIBBS, H. K. et al. Brazil's Soy Moratorium. Science, v. 347, n. 6220, p. 377–378, 2015. https://doi.org/10.1126/science.aaa0181

GOMES, L. et al. Responses of plant biomass in the Brazilian savanna to frequent fires. Frontiers in Forests and Global Change, v. 3, 2020. https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.592582

GOUNARIDIS, D.; ZAIMES, G. N.; KOUKOULAS, S. Quantifying spatio-temporal patterns of forest fragmentation in Hymettus Mountain, Greece. Computers, Environment and Urban Systems, v. 46, p. 35–44, 2014. https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2014.04.003

HAMAGUCHI, N. Spatial diffusion of the PRODECER effects. In: HOSONO, A.; HAMAGUCHI, N.; BOJANIC, A. (ed.). Innovation with spatial impact: sustainable development of the Brazilian Cerrado. Singapore: Springer, 2019. p. 69–96.

HIJMANS, R. J. et al. Package 'raster'. 2022. Disponível em: https://rspatial.org/raster/.

KALOGIROU, S. Testing local versions of correlation coefficients. Jahrbuch fur Regionalwissenschaft, v. 32, n. 1, p. 45–61, 2012. https://doi.org/10.1007/s10037-011-0057-4

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. Conservation Biology, v. 19, n. 3, p. 707–713, 2005. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x

LEGARRETA-MIRANDA, C. K. et al. Long-term land-use/land-cover change increased the landscape heterogeneity of a fragmented temperate forest in Mexico. Forests, v. 12, n. 1099, 2021. https://doi.org/10.3390/f12081099

LEVY, M. C. et al. Land use change increases streamflow across the Arc of Deforestation in Brazil. Geophysical Research Letters, v. 45, n. 8, p. 3520–3530, 2018. https://doi.org/10.1002/2017GL076526

LOEPFE, L.; LLORET, F.; ROMÁN-CUESTA, R. M. Comparison of burnt area estimates derived from satellite products and national statistics in Europe. International Journal of Remote Sensing, v. 33, n. 12, p. 3653–3671, 2012. https://doi.org/10.1080/01431161.2011.631950

LUMBRERAS, J. F. et al. Aptidão agrícola das terras do Matopiba. Embrapa Solos, v. 179, p. 49, 2015.

MAGALHÃES, L. A.; MIRANDA, E. E. MATOPIBA: quadro natural. Campinas, SP: Embrapa, 2014. (Nota técnica).

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. 2021. Disponível em: https://mapbiomas.org/. Acesso em: 25 out. 2021.

MARENGO, J. A. et al. Increased climate pressure on the agricultural frontier in the Eastern Amazonia–Cerrado transition zone. Scientific Reports, v. 12, n. 1, p. 1–10, 2022. https://doi.org/10.1038/s41598-022-10024-2

MARQUES, E. Q. et al. Redefining the Cerrado-Amazonia transition: implications for conservation. Biodiversity and Conservation, v. 29, n. 5, p. 1501–1517, 2020. https://doi.org/10.1007/s10531-020-01952-6

MCGARIGAL, K. et al. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. 2015. Disponível em: http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

MISTRY, J. New perspectives in fire management in South American savannas: the importance of intercultural governance. Ambio, v. 48, n. 2, p. 172–179, 2019. https://doi.org/10.1007/s13280-018-1049-4

OLIVEIRA, A. S. et al. Costs and effectiveness of public and private fire management programs in the Brazilian Amazon and Cerrado. Forest Policy and Economics, v. 127, 2021. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102454

OLIVEIRA, U. et al. Determinants of fire impact in the Brazilian biomes. Frontiers in Forests and Global Change, v. 5, 2022. https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.825799

ONDIK, M. M. et al. Fire and land use impact soil properties in a Mediterranean dry sclerophyll woodland. Journal of Environmental Management, v. 324, 2022. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116331

PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. Fire Ecology, v. 7, n. 1, p. 24–39, 2011. https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024

PIVELLO, V. R. et al. Understanding Brazil's catastrophic fires: causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. Perspectives in Ecology and Conservation, v. 19, n. 3, p. 233–255, 2021. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005

PONTIUS, R. G.; SHUSAS, E.; MCEACHERN, M. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 101, n. 2–3, p. 251–268, 2004. https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008

ROSAN, T. M. et al. Fragmentation-driven divergent trends in burned area in Amazonia and Cerrado. Frontiers in Forests and Global Change, v. 5, 2022. https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.815918
SALOMON, M. M. R. Quem disputa o Matopiba? Interesses e sustentabilidade na fronteira agrícola. 2020. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

SCHMIDT, I. B.; ELOY, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: recent changes, policy and management. Flora, v. 268, p. 151613, 2020. https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613

SCHNEIDER, M.; MARQUES, A. A. B.; PERES, C. A. Brazil's next deforestation frontiers. Tropical Conservation Science, v. 14, 2021. https://doi.org/10.1177/1940082920978358

SHIMABUKURO, Y. E. et al. Mapping burned areas of Mato Grosso state Brazilian Amazon using multisensor datasets. Remote Sensing, v. 12, n. 22, p. 1–23, 2020. https://doi.org/10.3390/rs12223785

SILVA, J. F. et al. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. Journal of Biogeography, v. 33, n. 3, p. 536–548, 2006. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01422.x

SILVA, P. S. et al. Drivers of burned area patterns in Cerrado: the case of MATOPIBA region. In: IEEE Latin American GRSS & ISPRS Remote Sensing Conference (LAGIRS), 2020. p. 542–547.

SLATTERY, Z.; FENNER, R. Spatial analysis of the drivers, characteristics, and effects of forest fragmentation. Sustainability, v. 13, n. 6, p. 1–22, 2021. https://doi.org/10.3390/su13063246

SOUZA, A. A. et al. Dynamics of savanna clearing and land degradation in the newest agricultural frontier in Brazil. GIScience and Remote Sensing, v. 57, n. 7, p. 965–984, 2020. https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1795581

SPERA, S. A. et al. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. Global Change Biology, v. 22, n. 10, p. 3405–3413, 2016. https://doi.org/10.1111/gcb.13298

TANNER, E. P.; FUHLENDORF, S. D. Impact of an agri-environmental scheme on landscape patterns. Ecological Indicators, v. 85, p. 956–965, 2018. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.052

TRIGUEIRO, W. R.; NABOUT, J. C.; TESSAROLO, G. Uncovering the spatial variability of recent deforestation drivers in the Brazilian Cerrado. Journal of Environmental Management, v. 275, 2020. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111243

VANDERWAL, A. J. et al. SDMTools: species distribution modelling tools. R package version 1.1-221, 2014. Disponível em: http://www.rforge.net/SDMTools/.

VIEIRA, R. M. S. P. et al. Land degradation mapping in the MATOPIBA region (Brazil) using remote sensing data and decision-tree analysis. Science of the Total Environment, v. 782, p. 146900, 2021. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146900

ZHANG, R.; JIANG, G.; ZHANG, Q. Does urbanization always lead to rural hollowing? Journal of Cleaner Production, v. 220, p. 9–22, 2019. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.201