ReGeo ISSN: 2177-3246

DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA VEGETAL E DO USO DA TERRA NOS PARQUES NACIONAIS DO CERRADO

SPATIOTEMPORAL DYNAMICS OF VEGETATION COVER AND LAND USE IN THE NATIONAL PARKS OF THE BRAZILIAN CERRADO

DINÁMICA ESPACIOTEMPORAL DE LA COBERTURA VEGETAL Y DEL USO DEL SUELO EN LOS PARQUES NACIONALES DEL CERRADO BRASILEÑO

https://doi.org/10.56238/revgeov17n10-065

Data de submissão: 12/09/2026 **Data de publicação:** 12/10/2026

Jéssica Figuera Oliveira Miranda
Mestra em Modelagem e Simulação de Biossistemas
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: ma.jessicafiguera@gmail.com

Caique Dantas Vasconcelos
Mestre em Ecologia
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: caidanvas@gmail.com

Luís Almeida Santos
Mestre em Extensão Rural
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: luispiritiba@gmail.com

Amia Carina Spineli
Mestra em Ciências Ambientais
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: amiaspineli@gmail.com

Micaele Santos de Oliveira
Bacharel em Ciências Biológicas
Instituição: Universidade Estadual de Feira de Santana
E-mail: micaelefsa2@gmail.com

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

RESUMO
O Cerrado, um dos principais hotspots mundiais de biodiversidade, já perdeu cerca de metade de sua cobertura vegetal original, o que torna o monitoramento das áreas protegidas essencial para a conservação. Contudo, permanecem escassas as avaliações de longo prazo que verifiquem se os Parques Nacionais de menor extensão teoricamente mais suscetíveis a efeitos de borda e às pressões do entorno conservam a vegetação nativa de forma mais eficiente que suas paisagens circundantes. Este estudo objetivou analisar a dinâmica espaço-temporal da vegetação e do uso e cobertura da terra nos cinco menores Parques Nacionais inseridos no Cerrado e em seus entornos imediatos, entre 1985 e 2024. Foram utilizados os mapas anuais da Coleção 10 do MapBiomas, com resolução espacial de 30 m, processados em ambiente QGIS, considerando o interior das unidades e zonas de entorno de 10 km. As transições de uso e cobertura da terra foram quantificadas por cruzamento tabular entre 1985 e 2024, e as séries anuais de área de cada classe foram avaliadas pelo teste de Mann-Kendall corrigido para autocorrelação, pela inclinação de Theil-Sen e pelo teste de Pettitt, complementados pelos Índices de Cobertura Natural (ICN) e de Antropização (IA). Os resultados demonstraram que 97,80% das áreas internas permaneceram inalteradas, enquanto nos entornos esse percentual foi de 82,25%. A conversão antrópica foi aproximadamente quatorze vezes maior nos entornos (15,07%) do que no interior dos parques (1,10%). O ICN manteve-se próximo de 97% nas áreas protegidas e apresentou redução média de 12,5 pontos percentuais nos entornos, cuja aceleração se concentrou entre o fim da década de 1990 e meados dos anos 2000. Os resultados evidenciam que mesmo unidades de pequena extensão cumprem sua função primária de conter a conversão da vegetação nativa, mas que a deterioração das zonas de amortecimento amplia o isolamento e a exposição a efeitos de borda, de modo que a manutenção da área nativa não equivale à manutenção plena da integridade ecológica. O estudo contribui ao acoplar, em uma série de quase quatro décadas, a quantificação das transições e a detecção estatística de tendências e de pontos de ruptura para um conjunto de unidades ainda pouco estudado, ressalvando que o desenho interior–entorno é descritivo e não substitui abordagens contrafactuais.

Palavras-chave: Áreas Protegidas. Cerrado. Dinâmica da Paisagem. Geoprocessamento. MapBiomas. Pressões Antrópicas.

ABSTRACT
The Cerrado, a global biodiversity hotspot, has already lost about half of its original vegetation cover, making the monitoring of protected areas essential for conservation. However, long-term assessments testing whether the smallest National Parks theoretically more susceptible to edge effects and to pressures from their surroundings conserve native vegetation more effectively than their surrounding landscapes remain scarce. This study aimed to analyse the spatiotemporal dynamics of vegetation and land use and land cover within the five smallest National Parks in the Cerrado and their immediate surroundings between 1985 and 2024. Annual maps from MapBiomas Collection 10, at 30 m spatial resolution, were processed in QGIS, covering both the interior of the parks and 10 km buffer zones. Land-use and land-cover transitions were quantified by cross-tabulation between 1985 and 2024, and the annual area series of each class were assessed using the autocorrelation-corrected Mann-Kendall test, the Theil-Sen slope and the Pettitt test, complemented by the Natural Cover Index (NCI) and the Anthropization Index (AI). Results showed that 97.80% of the areas within the parks remained unchanged, whereas this figure was 82.25% for the surrounding areas. Human-driven conversion was approximately fourteen times higher in the surroundings (15.07%) than inside the parks (1.10%). The NCI remained close to 97% within the protected areas and declined by an average of 12.5 percentage points in the surroundings, with the acceleration concentrated between the late 1990s and the mid-2000s. These findings show that even small-sized units fulfil their primary function of containing native vegetation conversion, but that the deterioration of buffer zones increases isolation and exposure

to edge effects, so that retaining native area is not equivalent to retaining full ecological integrity. The study contributes by coupling, over a nearly four-decade series, the quantification of transitions with the statistical detection of trends and change points for a rarely studied set of units, while acknowledging that the interior-versus-buffer design is descriptive and does not replace counterfactual approaches.

Keywords: Protected Areas. Cerrado. Landscape Dynamics. Geoprocessing. MapBiomas. Anthropogenic Pressures.

RESUMEN

El Cerrado, un hotspot mundial de biodiversidad, ya ha perdido cerca de la mitad de su cobertura vegetal original, lo que hace del monitoreo de las áreas protegidas una tarea esencial para la conservación. Sin embargo, siguen siendo escasas las evaluaciones de largo plazo que verifiquen si los Parques Nacionales más pequeños teóricamente más susceptibles a los efectos de borde y a las presiones del entorno conservan la vegetación nativa de forma más eficaz que los paisajes que los rodean. Este estudio analizó la dinámica espacio-temporal de la vegetación y del uso y cobertura de la tierra en los cinco menores Parques Nacionales del Cerrado y en sus entornos inmediatos, entre 1985 y 2024. Se procesaron en QGIS los mapas anuales de la Colección 10 de MapBiomas, con resolución espacial de 30 m, abarcando el interior de los parques y zonas de entorno de 10 km. Las transiciones de uso y cobertura se cuantificaron por tabulación cruzada entre 1985 y 2024, y las series anuales de área de cada clase se evaluaron mediante la prueba de Mann-Kendall corregida por autocorrelación, la pendiente de Theil-Sen y la prueba de Pettitt, complementadas por el Índice de Cobertura Natural (ICN) y el Índice de Antropización (IA). Los resultados mostraron que el 97,80% del área interior de los parques permaneció inalterada, frente al 82,25% en los entornos. La conversión antrópica fue cerca de catorce veces mayor fuera (15,07%) que dentro (1,10%) de los límites protegidos. El ICN se mantuvo próximo al 97% en el interior y disminuyó, en promedio, 12,5 puntos porcentuales en los entornos, con la aceleración concentrada entre el final de los años 1990 y mediados de los 2000. Estos hallazgos muestran que incluso unidades de pequeña extensión cumplen su función primaria de contener la conversión de la vegetación nativa, pero que el deterioro de las zonas de amortiguamiento aumenta el aislamiento y la exposición a los efectos de borde, de modo que mantener el área nativa no equivale a mantener la integridad ecológica plena. El estudio contribuye al acoplar, en una serie de casi cuatro décadas, la cuantificación de las transiciones con la detección estadística de tendencias y puntos de cambio para un conjunto de unidades poco estudiado, reconociendo que el diseño interior-entorno es descriptivo y no sustituye los enfoques contrafactuales.

Palabras clave: Áreas Protegidas. Cerrado. Dinámica del Paisaje. Geoprocesamiento. MapBiomas. Presiones Antrópicas.

1 INTRODUÇÃO

A conservação da vegetação nativa em biomas submetidos a expansão agropecuária constitui um dos principais desafios da gestão ambiental contemporânea (Coutinho, 2016; Strassburg *et al.*, 2017). No Cerrado brasileiro, segundo maior bioma do país e responsável por aproximadamente 24% do território nacional, a conversão da cobertura vegetal em áreas agrícolas, pastagens e centros urbanos tem provocado profundas alterações na paisagem, comprometendo a biodiversidade, os recursos hídricos e os serviços ecossistêmicos. Trata-se de processo ainda ativo: o Cerrado tem figurado entre os biomas brasileiros com maior área desmatada nos anos recentes (MapBiomas, 2024). Considerado um dos hotspots mundiais de biodiversidade, o Cerrado abriga elevada riqueza de espécies, muitas delas endêmicas, mas já perdeu cerca de metade de sua cobertura vegetal original, com perda líquida estimada em 24,7 milhões de hectares de vegetação nativa somente entre 1985 e 2017 (Alencar *et al.*, 2020). Nesse contexto, avaliar a efetividade das estratégias de conservação torna-se uma necessidade prática para gestores ambientais, formuladores de políticas públicas e instituições responsáveis pela proteção do patrimônio natural (Arruda *et al*., 2018).

Como resposta a esse cenário, as áreas protegidas constituem uma das principais ferramentas adotadas mundialmente para reduzir a perda de hábitats e conservar a biodiversidade (Geldmann *et al.*, 2019; Gonçalves-Souza *et al.*, 2021). No Brasil, essa estratégia é operacionalizada pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), instituído pela Lei nº 9.985/2000 (Brasil, 2000), que estabelece diferentes categorias de manejo de acordo com seus objetivos de conservação. Entre elas, os Parques Nacionais pertencem ao grupo de Proteção Integral, cuja finalidade é preservar ecossistemas naturais de elevada relevância ecológica, restringindo a exploração direta dos recursos naturais. Entretanto, a criação de uma unidade de conservação não garante, por si só, a manutenção de sua integridade ecológica, tornando necessária a avaliação do desempenho na proteção dos ecossistemas.

O modelo de conservação mais comumente utilizado, nesse contexto, está baseada na Ecologia da Conservação e na Biologia da Conservação, que reconhecem as áreas protegidas como instrumentos essenciais para minimizar a perda de hábitat e fragmentação da paisagem, manter processos ecológicos, conservar populações de espécies e assegurar a provisão de serviços ecossistêmicos. Sob essa perspectiva, espera-se que áreas submetidas à proteção legal apresentem menores taxas de conversão da vegetação nativa quando comparadas às áreas não protegidas, funcionando como barreiras ao avanço das pressões antrópicas (Margules; Pressey, 2000; Haddad *et al.*, 2015; Oliveira, 2024).

Em termos gerais a literatura desse campo cientifico têm demostrado que unidades de conservação reduzem o desmatamento e contribuem para a manutenção da cobertura vegetal em escala global, estimativas baseadas em pareamento indicam redução do desmatamento da ordem de 41% em relação a áreas controle comparáveis (Wolf *et al.*, 2021) e de cerca de um terço na perda de habitat, com desempenho notadamente menor frente à conversão agrícola (Li *et al.*, 2024), embora sua eficácia varie conforme fatores como categoria de manejo, tamanho da unidade, intensidade das pressões no entorno, capacidade de fiscalização e contexto regional. No Cerrado, pesquisas também evidenciam resultados positivos das áreas protegidas, porém indicam diferenças significativas entre unidades, sugerindo que sua eficiência depende de características específicas de cada área protegida (Paiva; Brites; Machado, 2015; Sano *et al.*, 2019; Bellón *et al.*, 2020; Gonçalves-Souza *et al.*, 2021; Soares, 2024).

Apesar desses avanços, permanece uma importante lacuna aplicada. Ainda são escassas avaliações que investiguem, em séries históricas de longo prazo, se os menores Parques Nacionais do Cerrado conseguem conservar a vegetação nativa de forma mais eficiente que seus entornos imediatos. Essa questão é particularmente relevante porque unidades de menor extensão territorial apresentam maior proporção de áreas de borda, maior influência das atividades humanas vizinhas e, potencialmente, maior vulnerabilidade à degradação ambiental, uma vez que a razão perímetro-área cresce à medida que a área diminui (Zuidema; Sayer; Dijkman, 1996; Pfeifer *et al.*, 2017).

Diante dessa lacuna, o presente estudo tem como objetivo analisar a dinâmica espaço-temporal de uso e cobertura da terra nos cinco menores Parques Nacionais inseridos no Cerrado e em seus entornos imediatos, entre 1985 e 2024, utilizando dados da série histórica do MapBiomas. O estudo busca produzir evidências que subsidiem o aperfeiçoamento das políticas de conservação e do planejamento territorial.

1.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a dinâmica espaço-temporal da vegetação e do uso e cobertura da terra, entre 1985 e 2024, no interior e nas zonas de entorno imediato dos cinco menores Parques Nacionais inseridos no bioma Cerrado, a partir da série histórica anual do MapBiomas.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) quantificar e comparar as transições de uso e cobertura da terra ocorridas entre 1985 e 2024 no interior e na zona de entorno de 10 km de cada unidade;

b) mensurar a trajetória anual do Índice de Cobertura Natural e do Índice de Antropização em ambos os recortes espaciais;
c) identificar e quantificar as tendências monotônicas das séries anuais de área de cada classe de cobertura, por unidade e por recorte espacial, com testes robustos à autocorrelação serial;
d) datar os pontos de ruptura dessas séries, situando temporalmente a aceleração da conversão antrópica nos entornos;
e) comparar o desempenho relativo das cinco unidades e discutir os fatores que podem explicar as diferenças observadas.

Os resultados poderão beneficiar gestores das unidades de conservação, órgãos ambientais, formuladores de políticas públicas e pesquisadores, fornecendo informações que apoiem decisões sobre manejo, fiscalização e priorização de investimentos em conservação. Além disso, contribuirão para ampliar o conhecimento científico sobre a capacidade dos pequenos Parques Nacionais em manter a vegetação nativa diante do avanço das pressões antrópicas no Cerrado.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA CONSERVAÇÃO E IMPORTÂNCIA DO MONITORAMENTO EM PARQUES NACIONAIS DO CERRADO

Conforme Loyola *et al.* (2014) a conservação da biodiversidade constitui um dos principais desafios ambientais contemporâneos, especialmente em regiões submetidas a intensas transformações no uso e cobertura da terra. Entre as principais ameaças estão o desmatamento, a expansão das atividades agropecuárias, a urbanização e a implantação de empreendimentos que promovem a fragmentação e a redução dos habitats naturais. Nesse contexto, o planejamento territorial voltado à conservação assume papel estratégico, pois possibilita direcionar recursos e ações para áreas consideradas relevantes para a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos. A literatura recente reforça que o cumprimento de metas de cobertura territorial é, por si só, insuficiente: a proteção efetiva depende do contexto de governança, da intensidade da pressão econômica e da capacidade de implementação, e não apenas da categoria legal de manejo (Shah *et al.*, 2021; Wolf *et al.*, 2021).

A identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração busca reconhecer espaços que apresentem elevada importância ecológica ou maior vulnerabilidade às pressões antrópicas. Dessa forma, a definição dessas áreas contribui para otimizar os esforços de conservação, permitindo direcionar ações para regiões nas quais os benefícios ambientais tendem a ser mais expressivos. A combinação entre elevada biodiversidade e intensa pressão antrópica constitui um dos principais

critérios para a identificação de áreas prioritárias, sobretudo em paisagens que apresentam acelerada substituição da vegetação natural (Scaramuzza *et al.*, 2008; Torgeski *et al*., 2025).

A definição de prioridades, entretanto, não deve estar restrita à criação de novas áreas protegidas. O acompanhamento das unidades de conservação já existentes também representa uma dimensão fundamental do planejamento ambiental, uma vez que a instituição legal de uma área protegida não garante, isoladamente, a manutenção de sua biodiversidade ao longo do tempo. Margules e Pressey (2000) destacam que as áreas protegidas constituem elementos essenciais das estratégias de conservação, mas precisam estar articuladas a outras medidas de planejamento, manejo e proteção da paisagem. Assim, conhecer as transformações ocorridas no interior e no entorno das unidades de conservação é fundamental para compreender sua condição e identificar possíveis pressões ambientais.

Essa discussão é particularmente importante no Cerrado, bioma que apresenta elevada diversidade biológica e, simultaneamente, intensa conversão de sua vegetação nativa. A expansão das atividades agropecuárias tem provocado alterações na estrutura da paisagem, contribuindo para a perda de hábitat e a fragmentação dos remanescentes naturais e, consequentemente, para a perda de biodiversidade (Loyola *et al*., 2014; Loyola; Rezende; Ribeiro, 2021). Diante desse cenário, a conservação do Cerrado depende não apenas da existência de unidades de conservação, mas também da manutenção da conectividade entre seus remanescentes e do acompanhamento das mudanças que ocorrem nas áreas protegidas e em suas paisagens circundantes.

Para Golden Kroner *et al.* (2019) além dos fatores ambientais, a conservação da biodiversidade é influenciada por questões sociais, econômicas, institucionais e políticas. Conflitos relacionados ao uso do território podem comprometer a permanência e a integridade das áreas protegidas, inclusive por meio de propostas de redução de limites, alteração de categorias de proteção ou perda de status de determinadas unidades de conservação. Dessa maneira, o conflito entre os interesses associados à ocupação e à exploração econômica do território e a necessidade de proteção dos recursos naturais reforça a importância da identificação de áreas estratégicas e do monitoramento das unidades já estabelecidas (Mendes *et al*., 2025).

No Cerrado, essa problemática é intensificada pelo avanço da fronteira agrícola. Embora determinadas áreas tenham sido historicamente mais ocupadas, a expansão recente das atividades produtivas também ocorre em regiões que ainda apresentam extensos remanescentes de vegetação nativa, especialmente na porção norte do bioma (Schüler; Bustamante, 2022). Nesse contexto, estratégias que conciliem produção agropecuária e conservação tornam-se necessárias. Schüler e Bustamante (2022) destacam que áreas de pastagens com baixa produtividade podem representar

oportunidades para ampliar a produção sem promover novas conversões de vegetação natural, contribuindo para reduzir a pressão sobre remanescentes conservados.

A restauração ambiental também assume papel relevante nesse processo, principalmente quando direcionada para áreas capazes de ampliar a conectividade da paisagem. Faleiro, Machado e Loyola (2013) indicam que áreas prioritárias para restauração no Cerrado podem favorecer a formação de corredores ecológicos e áreas de ligação entre unidades de conservação e outros fragmentos naturais, dependendo de sua localização e das características da matriz circundante. Dessa forma, a análise espacial da paisagem pode contribuir tanto para a proteção dos remanescentes existentes quanto para a definição de locais estratégicos para recuperação ambiental (Mendes *et al.*, 2025).

Para Strassburg *et al*. (2019), abordagens espaciais permitem identificar áreas nas quais diferentes objetivos ambientais podem ser conciliados, contribuindo para aumentar os benefícios ecológicos das ações de restauração em distintas escalas. A necessidade de sistematizar essas análises também estimulou o desenvolvimento de ferramentas específicas de priorização, como C-Plan, Zonation, ConsNet e Marxan. Entretanto, sua aplicação pode exigir elevada quantidade de dados, conhecimento técnico especializado e recursos computacionais nem sempre disponíveis aos órgãos responsáveis pela gestão ambiental (Li; Nigh, 2011; Oakleaf *et al*., 2017).

Além da identificação de novas áreas prioritárias, é necessário considerar a situação das áreas que já apresentam algum nível de proteção. Fonseca e Venticinque (2018) apontam a existência de uma lacuna espacial de conservação no território brasileiro, na qual uma parcela significativa das áreas consideradas prioritárias não se sobrepõe às unidades de conservação existentes. Essa situação evidencia a necessidade de ampliar a representatividade territorial das áreas protegidas, mas também reforça a importância de acompanhar a condição das unidades atualmente existentes, verificando se elas conseguem manter seus remanescentes de vegetação natural diante das transformações observadas na paisagem.

No presente estudo, essa discussão torna-se especialmente relevante quando consideradas as características dos parques nacionais selecionados. Conforme apresentado na Tabela 1 (seção 3.1), todas as unidades analisadas possuem extensão inferior a 100 mil hectares, embora apresentem diferenças expressivas em suas dimensões territoriais. O Parque Nacional de Sete Cidades apresenta a menor extensão, com 6.310,81 ha, enquanto o Parque Nacional da Serra da Bodoquena possui a maior área, com 76.975,16 ha. Entre esses extremos encontram-se o Parque Nacional da Serra do Cipó, com 31.639,28 ha, o Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, com 32.646,50 ha, e o Parque Nacional de Brasília, com 42.355,24 ha. As unidades diferem também quanto ao tempo de existência e ao estágio de implementação: os Parques Nacionais de Brasília e de Sete Cidades foram criados em 1961, a Serra

do Cipó em 1984, a Chapada dos Guimarães em 1989 e a Serra da Bodoquena apenas em 2000, sendo esta a unidade mais recente do conjunto; todas dispõem de plano de manejo aprovado (Tabela 1). Essa heterogeneidade é relevante porque o tempo decorrido desde a criação e o avanço da regularização fundiária condicionam a efetividade observada (Françoso *et al.*, 2015; Cunha *et al.*, 2026).

As análises de priorização e de dinâmica da paisagem podem, portanto, fornecer subsídios para diferentes estratégias de conservação, incluindo o aprimoramento do monitoramento e da fiscalização, a recuperação de áreas degradadas, a melhoria da qualidade dos habitats no entorno das unidades, a implantação de corredores ecológicos e o desenvolvimento de políticas voltadas à proteção da fauna, da flora e dos demais componentes da biodiversidade (Scaramuzza *et al*., 2008; Loyola; Rezende; Ribeiro, 2021; Torgeski *et al*., 2025). Essas informações também são relevantes para a definição de estratégias específicas para unidades com diferentes dimensões, características territoriais e contextos de ocupação.

2.2 EFETIVIDADE DE ÁREAS PROTEGIDAS E DINÂMICA DAS ZONAS DE ENTORNO

A efetividade de uma área protegida é usualmente definida como sua capacidade de evitar a conversão da cobertura natural que ocorreria caso a proteção legal não existisse. Avaliações de abrangência global convergem ao indicar que a proteção reduz, mas não elimina, a perda de hábitat: Wolf *et al.* (2021) estimaram redução de 41% no desmatamento em relação a controles pareados e demonstraram que métricas baseadas apenas em cobertura territorial superestimam a proteção efetiva, enquanto Li *et al.* (2024) verificaram redução média de cerca de um terço na perda de hábitat, com desempenho substancialmente inferior diante da conversão agrícola. Geldmann *et al.* (2019) acrescentam que a resistência às pressões antrópicas é maior quando o status legal se combina à restrição de uso e à capacidade de fiscalização, e Shah *et al.* (2021) mostram que a efetividade depende do contexto de governança e da intensidade da pressão econômica. Jones *et al.* (2018), por sua vez, documentam pressão humana intensa no interior de um terço das áreas protegidas terrestres do planeta, o que justifica avaliar a antropização também dentro dos limites legais, e não apenas em seu exterior.

No Cerrado, o conjunto de evidências é consistente quanto ao efeito da proteção integral, embora heterogêneo entre unidades. Françoso *et al.* (2015) verificaram desmatamento muito menor no interior das Unidades de Proteção Integral (25,2%) do que em seus arredores (57,2%), com os parques nacionais federais como categoria mais efetiva, e Carranza *et al.* (2014) e Paiva, Brites e Machado (2015) confirmaram, por métodos de pareamento, a conversão evitada na região central do bioma. Gonçalves-Souza *et al.* (2021), em escala nacional, mostraram que as unidades de conservação brasileiras retêm mais vegetação natural do que áreas comparáveis não protegidas, ainda que com

efetividade desigual entre biomas. Cabe registrar, no entanto, a advertência metodológica de Rodrigues e Cazalis (2020): a avaliação rigorosa de efetividade exige um cenário contrafactual explícito, pois comparações diretas entre interior e exterior podem confundir o efeito da proteção com o viés de localização das unidades, historicamente estabelecidas em terrenos de menor aptidão agrícola.

As zonas de entorno constituem, por isso, um objeto analítico em si mesmas. Bellón *et al.* (2020) avaliaram 61 unidades de proteção integral do Cerrado e seus entornos de 10 km e detectaram homogeneização da paisagem e queda de produtividade mesmo onde a perda de vegetação foi reduzida, evidenciando degradação que não se expressa como mudança de classe de cobertura. Guerra, Abrantes e Ranieri (2025) constataram, para 25 unidades do Sudeste brasileiro entre 1985 e 2022, que as zonas de amortecimento mudaram de forma estatisticamente semelhante às áreas externas, isto é, a figura jurídica da zona de amortecimento não conferiu proteção adicional. Robalino, Pfaff e Villalobos (2017) mostram ainda que o deslocamento do desmatamento para o anel de 0 a 10 km é heterogêneo e condicionado pela acessibilidade, enquanto Cumming (2026), ao analisar 12.513 áreas protegidas, identificou efeitos de transbordamento do manejo interno sobre a vegetação do entorno detectáveis na faixa de 0 a 5 km e, em alguns casos, até 45 km. Esses resultados sustentam o tratamento do interior e do entorno como um sistema acoplado, e não como recortes independentes.

A geometria das unidades condiciona sua vulnerabilidade. Zuidema, Sayer e Dijkman (1996) já argumentavam que unidades de dimensão pequena ou intermediária apresentam elevada razão perímetro-área e, por consequência, maior exposição relativa a efeitos de borda. Pesquisas subsequentes quantificaram esse custo: Pfeifer *et al.* (2017) demonstraram que 85% de 1.673 espécies de vertebrados respondem à proximidade de bordas e que espécies especialistas de interior somente alcançam abundância máxima a mais de 200 a 400 metros do limite do fragmento; Brinck *et al.* (2017) estimaram que 19% da floresta tropical remanescente está a menos de 100 metros de uma borda; Ordway e Asner (2020) documentaram perdas de carbono e alterações estruturais do dossel que se propagam para o interior dos fragmentos; e De Frenne *et al.* (2021) descreveram a redução do tamponamento microclimático associada à fragmentação. Haddad *et al.* (2015) sintetizam que fragmentos menores e mais isolados perdem entre 13% e 75% de sua biodiversidade, com deterioração funcional que se agrava por décadas, e Ward *et al.* (2020) acrescentam a dimensão da conectividade ao estimar que apenas 9,7% da rede global de áreas protegidas está estruturalmente conectada por terras íntegras.

Um cuidado interpretativo específico se impõe em biomas savânicos. O aumento de classes florestais detectado por sensoriamento remoto não equivale necessariamente a recuperação ecológica: Rosan *et al.* (2019) documentaram adensamento lenhoso extensivo nas savanas sul-americanas no

século XXI, e Stevens *et al.* (2017) mostraram que o fenômeno é recorrente em savanas de três continentes. Abreu *et al.* (2017) demonstraram que trinta anos de supressão do fogo em cerrado elevaram o estoque de carbono lenhoso ao custo de uma redução de aproximadamente 27% na riqueza de plantas do estrato herbáceo, e Durigan e Ratter (2016) atribuem à política de exclusão total do fogo em unidades de conservação a conversão de campos e savanas em fisionomias florestais. Alencar *et al.* (2020) quantificaram que 12% da vegetação nativa remanescente do Cerrado mudou de tipo fisionômico entre 1985 e 2017, e Bispo *et al.* (2024) alertam que métricas centradas em floresta invisibilizam a perda de formações campestres e savânicas. Por essa razão, a desagregação por fisionomia, e não apenas o contraste entre natural e antrópico, é analiticamente necessária.

Esse conjunto de processos ocorre sob um vetor de pressão bem documentado. Zalles *et al.* (2019) estimaram que a área brasileira de lavouras intensivas praticamente dobrou desde 2000, tendo o Cerrado como principal palco, e Rausch *et al.* (2019) mostraram que a expansão da soja no bioma se deu em medida substancial sobre vegetação nativa, com concentração em sua porção norte. Leite-Filho *et al.* (2025) acrescentam uma retroalimentação regional relevante: o desmatamento no Cerrado associa-se a atraso no início da estação chuvosa, redução da precipitação e aumento de temperatura, de modo que a degradação do entorno tende a degradar também as condições ambientais do interior das unidades. É nessa intersecção entre a efetividade documentada da proteção integral, a deterioração das zonas de entorno, a vulnerabilidade geométrica das unidades pequenas e a ambiguidade ecológica dos ganhos de cobertura lenhosa que se situa o presente estudo.

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

Foram selecionados cinco Parques Nacionais Federais que apresentam as menores áreas inseridas no bioma Cerrado. Essas Unidades de Conservação são regulamentadas pela Lei nº 9.985/2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), sendo classificadas como Unidades de Proteção Integral destinadas à preservação de ecossistemas de elevada relevância ecológica e beleza cênica (Brasil, 2000). Os limites vetoriais das unidades foram obtidos no portal de dados abertos do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (Brasil, 2025) e a malha político-administrativa no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2025); suas principais características são sintetizadas na Tabela 1.

Os critérios de seleção dos parques nacionais com menor extensão territorial, de até 100.000 hectares, para este estudo deram-se pela maior suscetibilidade aos efeitos de borda, à fragmentação da paisagem e às pressões antrópicas provenientes do entorno. A razão perímetro-área cresce à medida

que a área da unidade diminui, ampliando a proporção de habitat sujeita a alterações microclimáticas, invasão biológica e maior suscetibilidade ao fogo (Zuidema; Sayer; Dijkman, 1996; Haddad *et al.*, 2015; Pfeifer *et al.*, 2017).

Tabela 1. Caracterização das Unidades de Conservação estudadas.

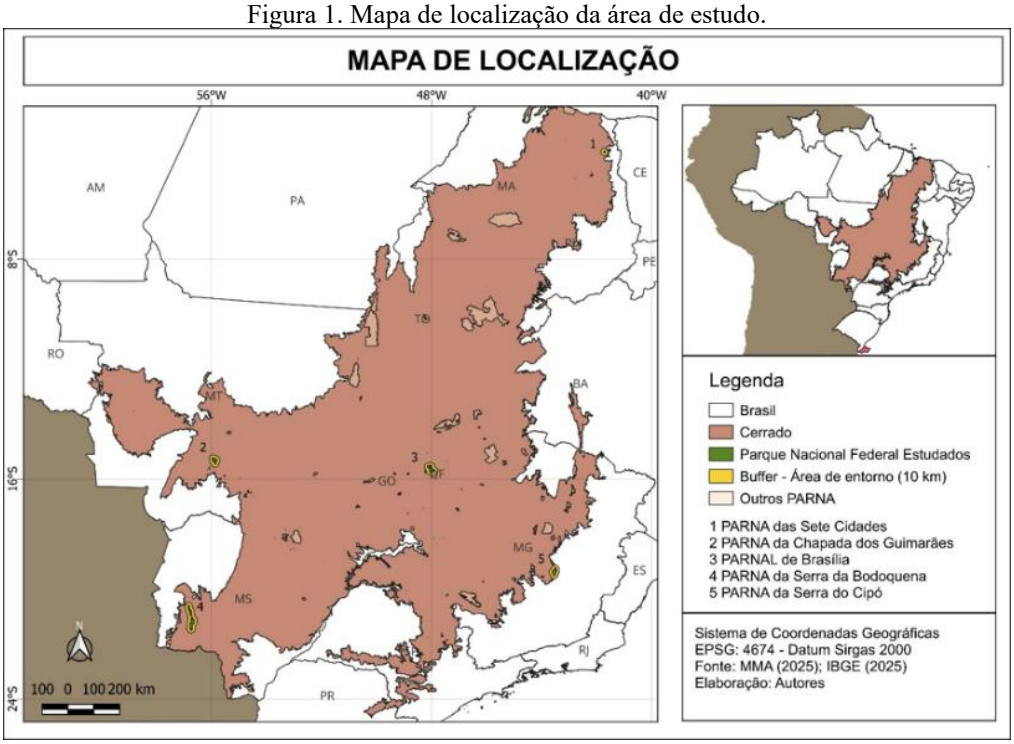
Parque Nacional	UF	Área (ha)	Plano de manejo aprovado	Decreto de criação	Ano de criação
Parque Nacional da Serra do Cipó	MG	31.639,28	Sim	Decreto nº 90.223, de 25/09/1984	1984
Parque Nacional de Brasília	DF, GO	42.355,24	Sim	Decreto nº 241, de 29/11/1961	1961
Parque Nacional de Sete Cidades	PI	6.310,81	Sim	Decreto nº 50.744, de 08/06/1961	1961
Parque Nacional da Chapada dos Guimarães	MT	32.646,50	Sim	Decreto nº 97.656, de 12/04/1989	1989
Parque Nacional da Serra da Bodoquena	MS	76.975,16	Sim	Decreto s/n, de 21/09/2000	2000

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

As Unidades de Conservação estão localizadas nos Estados de Minas Gerais, Goiás, Piauí, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e no Distrito Federal. Todas estão inseridas no bioma Cerrado, com exceção do Parque Nacional da Serra do Cipó que possui uma área correspondente a 844 hectares (2,66%) no bioma de Mata Atlântica (Figura 1).

Para comparar as mudanças de uso e cobertura da terra entre o interior das unidades de conservação e suas áreas adjacentes, foi delimitada uma zona de entorno de 10 km a partir do limite de cada parque com o uso do software do QGIS. O critério para adoção das áreas de entorno de 10 km foi de acordo ao limite definido na Resolução CONAMA nº 13, de 6 de dezembro de 1990 (Brasil, 1990), com estabelecimento da obrigatoriedade de qualquer atividade que gerasse impacto à biota nesse raio. Embora essa resolução tenha sido revogada pela Resolução CONAMA nº 428/2010 (Brasil, 2010), o raio de 10 km foi mantido neste estudo por representar uma escala adequada para avaliar as mudanças no uso e cobertura da terra nas áreas adjacentes às unidades de conservação, permitindo a comparação entre o interior dos parques e sua zona de influência. A adoção desse raio é igualmente consistente com precedentes da literatura que analisaram unidades de conservação do Cerrado empregando entornos de 10 km, o que favorece a comparabilidade dos resultados (Paiva; Brites; Machado, 2015; Bellón *et al.*, 2020).

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

3.2 BANCO DE DADOS GEOGRÁFICOS

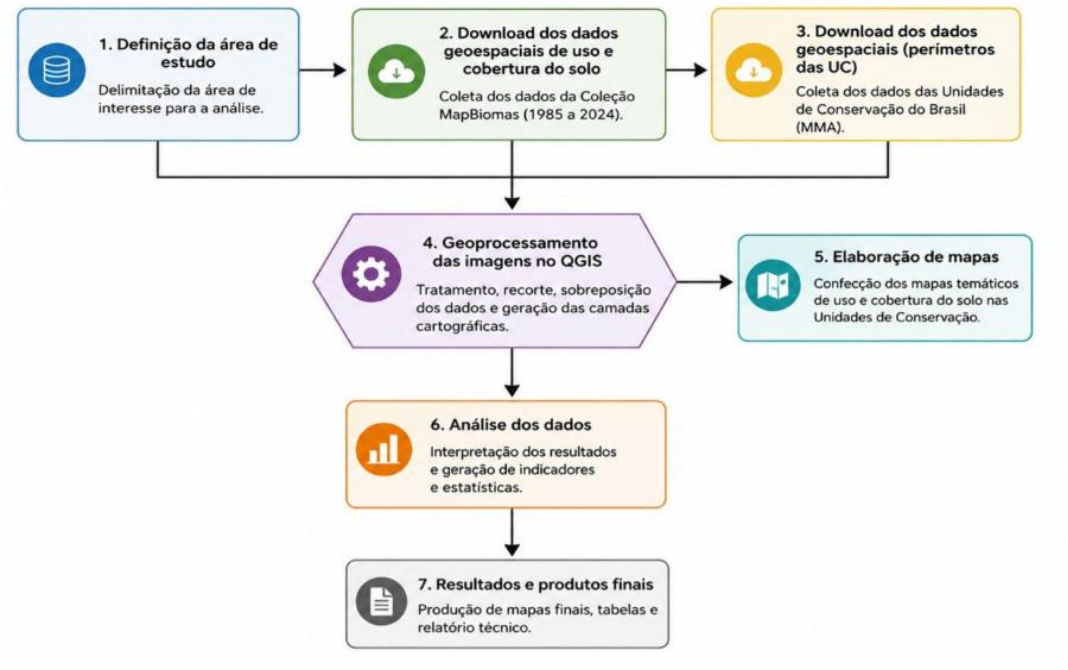
Foi organizado um banco de dados geoespaciais composto por informações vetoriais e matriciais provenientes de bases oficiais. Os mapas anuais de uso e cobertura da terra foram obtidos junto ao Projeto MapBiomas (Coleção 10) para o período de 1985 a 2024, em formato raster e com resolução espacial de 30 m (Souza Jr. *et al.*, 2020; MapBiomas, 2025). Os limites das unidades de conservação foram obtidos no portal de dados abertos do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (Brasil, 2025) e as malhas territoriais no IBGE (2025). Os dados *raster* foram recortados para a área de interesse do estudo. Cada unidade foi reprojetada para sua respectiva zona UTM (22S, 23S ou 24S), utilizando o *datum* SIRGAS 2000.

Os dados geoespaciais foram organizados e processados em planilhas do *Microsoft Excel*, nas quais foram realizadas análises para sistematizar e interpretar as informações referentes ao uso e cobertura da terra das unidades de conservação selecionadas.

O procedimento metodológico foi organizado em sete etapas, sintetizadas no fluxograma da Figura 2: (i) definição e delimitação da área de estudo; (ii) obtenção dos dados anuais de uso e cobertura da terra da Coleção 10 do MapBiomas; (iii) obtenção dos perímetros das unidades de conservação; (iv) geoprocessamento no QGIS, incluindo recorte, reprojeção, sobreposição e reclassificação das camadas; (v) elaboração dos mapas temáticos; (vi) análise dos dados, com

quantificação das transições, cálculo dos indicadores e aplicação dos testes estatísticos; e (vii) consolidação dos produtos finais. Foi utilizado o *Software* Livre QGIS na versão 3.40.15.

Figura 2. Fluxograma das sete etapas metodológicas adotadas, da definição da área de estudo à consolidação dos produtos finais, para a elaboração dos mapas de uso e cobertura da terra e para as análises subsequentes.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Para a identificação das mudanças no uso e cobertura da terra, foram utilizados os dados da Coleção 10 do Projeto MapBiomas, abrangendo a série temporal de 1985 a 2024. Os mapas anuais de uso e cobertura foram obtidos e posteriormente recortados de acordo com os limites espaciais das Unidades de Conservação (UCs) analisadas, bem como para as respectivas áreas de entorno delimitadas na proposta metodológica deste estudo.

Os mapas da Coleção 10 do MapBiomas são produzidos a partir da classificação de imagens dos satélites da série Landsat, que possuem resolução espacial de 30 metros e oferecem cobertura contínua do território brasileiro ao longo de quase quatro décadas. O processamento das imagens é realizado por meio de algoritmos de classificação baseados em aprendizado de máquina, integrando informações espectrais, temporais e espaciais para gerar mapas anuais padronizados de uso e cobertura da terra, cuja acurácia global média foi estimada em 89%, variando entre 73% e 95% conforme o bioma (Souza Jr. *et al.*, 2020; MapBiomas, 2025).

As classes de nível mais detalhado da legenda do MapBiomas (n = 29) foram agregadas em cinco classes analíticas, de modo a compatibilizar a legenda com os objetivos do estudo e a reduzir a confusão entre subclasses de baixa separabilidade espectral: Floresta, Vegetação herbácea e arbustiva,

Agropecuária, Área não vegetada e Corpo d'água. O esquema completo de correspondência entre as classes originais, seus identificadores numéricos e as classes agregadas é apresentado na Tabela 2. Essa agregação preserva a distinção entre fisionomias florestais e savânicas, reunidas na classe Floresta, e fisionomias campestres, reunidas na classe Vegetação herbácea e arbustiva (Tabela 2), distinção necessária para interpretar corretamente ganhos e perdas de cobertura lenhosa em bioma savânico (Alencar *et al.*, 2020; Bispo *et al.*, 2024).

Tabela 2. Esquema de reclassificação adotado: correspondência entre as classes da legenda detalhada da Coleção 10 do MapBiomas, seus identificadores numéricos e as cinco classes analíticas agregadas utilizadas neste estudo.

Classe original do MapBiomas	**ID**	**Reclassificação**
1. Floresta	1	Floresta
1.1. Formação Florestal	3	Floresta
1.2. Formação Savânica	4	Floresta
1.3. Mangue	5	Floresta
1.4. Floresta Alagável	6	Floresta
1.5. Restinga Arbórea	49	Floresta
2. Vegetação Herbácea e Arbustiva	10	Vegetação herbácea e arbustiva
2.1. Campo Alagado e Área Pantanosa	11	Vegetação herbácea e arbustiva
2.2. Formação Campestre	12	Vegetação herbácea e arbustiva
2.3. Apicum	32	Vegetação herbácea e arbustiva
2.4. Afloramento Rochoso	29	Vegetação herbácea e arbustiva
2.5. Restinga Herbácea	50	Vegetação herbácea e arbustiva
3. Agropecuária	14	Agropecuária
3.1. Pastagem	15	Agropecuária
3.2. Agricultura	18	Agropecuária
3.2.1. Lavoura Temporária	19	Agropecuária
3.2.1.1. Soja	39	Agropecuária
3.2.1.2. Cana	20	Agropecuária
3.2.1.3. Arroz	40	Agropecuária
3.2.1.4. Algodão (beta)	62	Agropecuária
3.2.1.5. Outras Lavouras Temporárias	41	Agropecuária
3.2.2. Lavoura Perene	36	Agropecuária
3.2.2.1. Café	46	Agropecuária
3.2.2.2. Citrus	47	Agropecuária
3.2.2.3. Dendê	35	Agropecuária
3.2.2.4. Outras Lavouras Perenes	48	Agropecuária
3.3. Silvicultura	9	Agropecuária
3.4. Mosaico de Usos	21	Agropecuária
4. Área não Vegetada	22	Não vegetada
4.1. Praia, Duna e Areal	23	Não vegetada
4.2. Área Urbanizada	24	Não vegetada
4.3. Mineração	30	Não vegetada
4.4. Usina Fotovoltaica (beta)	75	Não vegetada
4.5. Outras Áreas não Vegetadas	25	Não vegetada
5. Corpo D'água	26	Corpo d'água
5.1. Rio, Lago e Oceano	33	Corpo d'água
5.2. Aquicultura	31	Corpo d'água

Fonte: Elaborada pelos próprios autores, a partir da legenda da Coleção 10 do MapBiomas (2025).

Após a reclassificação das classes originais do MapBiomas, procedeu-se à análise das mudanças de uso e cobertura da terra entre os anos de 1985 e 2024. Para essa etapa, foi utilizada a ferramenta Cross Classification, disponível no *Semi-Automatic Classification Plug-in* (SCP), ambiente de processamento integrado ao software QGIS. O SCP é um complemento de código aberto, gratuito e amplamente utilizado para o processamento e análise de dados de sensoriamento remoto, oferecendo diferentes ferramentas para classificação, comparação e avaliação de mapas temáticos (Congedo, 2021, 2024).

A ferramenta *Cross Classification* realiza o cruzamento espacial entre dois mapas temáticos de diferentes datas, gerando uma matriz de transição que identifica as alterações ocorridas entre as classes de uso e cobertura da terra em cada unidade espacial. Dessa forma, foi possível quantificar e espacializar as mudanças ocorridas no período de 39 anos, tanto no interior dos Parques Nacionais quanto em suas respectivas áreas de entorno.

As transições foram agrupadas em quatro categorias analíticas, definidas de acordo com a natureza das mudanças observadas. A categoria ações antrópicas compreendeu as conversões de áreas naturais para usos associados às atividades humanas, como agropecuária e áreas urbanizadas. A categoria reflorestamento reuniu as transições que representaram o restabelecimento da cobertura vegetal nativa em áreas anteriormente ocupadas por usos antrópicos. A categoria aumento de corpos d'água incluiu as áreas que passaram a ser classificadas como ambientes aquáticos ao final da série temporal, refletindo processos naturais ou intervenções antrópicas, como a formação de reservatórios. A categoria áreas inalteradas correspondeu às áreas que mantiveram a mesma classe de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2024, indicando estabilidade da paisagem ao longo do período analisado.

3.3 INDICADORES E ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A dinâmica anual da paisagem foi sintetizada por dois indicadores complementares, calculados separadamente para o interior e para a zona de entorno de cada unidade, em cada ano da série de 1985 a 2024. O Índice de Cobertura Natural (ICN) expressa a proporção da área ocupada por vegetação nativa e o Índice de Antropização (IA) expressa a proporção da área ocupada por usos antrópicos, conforme as equações 1 e 2.

$$ICN = [(A_Flo + A_Veg) / A_tot] \times 100 \quad (1)$$

$$IA = [(A_Agr + A_Anv) / A_tot] \times 100 \quad (2)$$

Onde:

ICN = Índice de Cobertura Natural, em porcentagem;

IA = Índice de Antropização, em porcentagem;

A_Flo = área da classe Floresta, em hectares;

A_Veg = área da classe Vegetação herbácea e arbustiva, em hectares;

A_Agr = área da classe Agropecuária, em hectares;

A_Anv = área da classe Área não vegetada, em hectares;

A_tot = área total do recorte espacial considerado, interior ou entorno, em hectares.

A classe Corpo d'água não integra nenhum dos dois indicadores, de modo que ICN e IA não somam necessariamente 100% em um mesmo recorte espacial.

As séries anuais de área de cada classe, por unidade e por recorte espacial, foram submetidas a testes de tendência não paramétricos. Como as séries apresentaram forte autocorrelação serial, com coeficiente de defasagem 1 médio de 0,96, aplicou-se o teste de Mann-Kendall (Mann, 1945) com a correção de variância proposta por Hamed e Rao (1998), que ajusta a variância da estatística S à estrutura de dependência temporal e evita a inflação da taxa de erro tipo I característica do teste clássico quando aplicado a dados autocorrelacionados. A magnitude das tendências foi quantificada pela inclinação de Theil-Sen (Sen, 1968), estimador robusto a valores extremos e independente da suposição de normalidade, expressa em hectares por ano. Dado o número elevado de testes simultâneos (cinco unidades × dois recortes espaciais × cinco classes = cinquenta séries), os valores de p foram ajustados pelo controle da taxa de falsas descobertas (Benjamini; Hochberg, 1995), adotando-se o limiar de 0,05. Esse conjunto de procedimentos segue precedentes consolidados na análise de tendências em séries temporais derivadas de sensoriamento remoto (De Jong *et al.*, 2011; Gutiérrez-Hernández; García, 2024; Silva *et al.*, 2025).

A existência e a datação de mudanças abruptas no comportamento das séries foram investigadas pelo teste de ponto de mudança de Pettitt (1979), que identifica de forma não paramétrica o ano mais provável de ruptura na tendência central da série. A associação entre o avanço da agropecuária e a retração da cobertura florestal foi avaliada pelo coeficiente de correlação de Spearman aplicado às primeiras diferenças das séries, procedimento que remove a tendência comum e reduz o risco de correlação espúria entre séries ambas tendenciais.

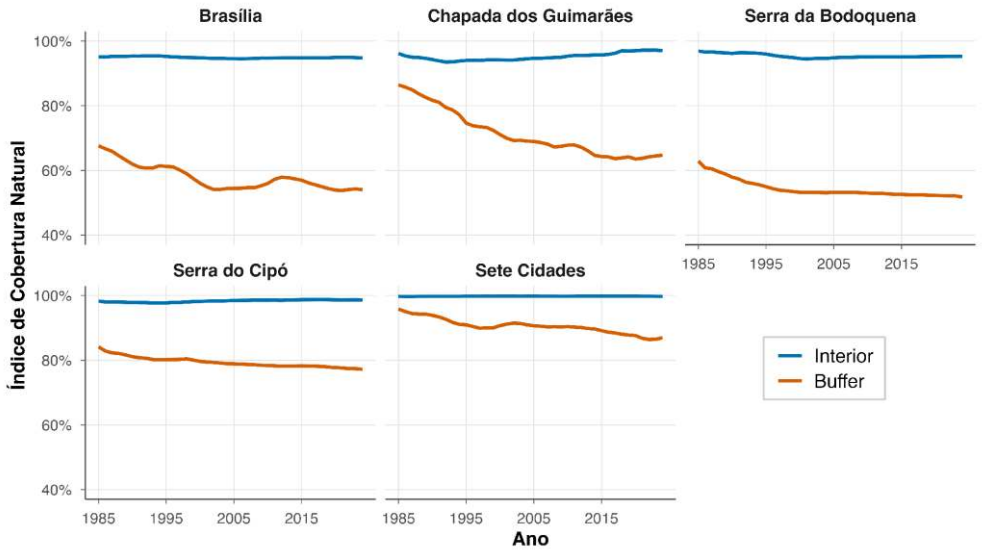
A comparação entre interior e entorno quanto ao avanço da antropização entre 1985 e 2024 foi realizada de forma pareada por unidade, com o teste t pareado e o teste de Wilcoxon pareado. Considerando que o número de unidades é reduzido (n = 5), a interpretação privilegiou o tamanho do

efeito, e os testes de significância são apresentados apenas como suporte, uma vez que o poder estatístico é intrinsecamente limitado nesse cenário.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Entre 1985 e 2024, a dinâmica de uso e cobertura da terra divergiu de forma acentuada entre o interior dos parques e suas zonas de entorno. A análise de transição pixel a pixel indicou que 97,80% da área interna das unidades permaneceu inalterada, contra 82,25% nas zonas de entorno, e a conversão antrópica foi cerca de quatorze vezes maior fora (15,07%) do que dentro (1,10%) dos limites protegidos. Esse contraste é sintetizado pelo Índice de Cobertura Natural (ICN), definido na equação 1 como a proporção da área ocupada pelas classes Floresta e Vegetação herbácea e arbustiva, que agregam as fisionomias florestais, savânicas e campestres (Figura 3).

Figura 3. Trajetória do Índice de Cobertura Natural (ICN), definido como a proporção de vegetação nativa (floresta e vegetação herbácea e arbustiva) na área total da unidade, no interior e no entorno (buffer de 10 km) dos cinco parques nacionais, de 1985 a 2024.



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

No interior, o ICN manteve-se elevado e praticamente estável ao longo de quase quatro décadas, com média de 97,3% em 1985 e 97,1% em 2024; nos entornos, recuou de 79,4% para 66,9%, uma perda média de 12,5 pontos percentuais (Figura 3). Como as quatro categorias de transição definidas na seção 3.2 são mutuamente exclusivas e exaustivas, as frações restantes 1,10% no interior e 2,68% nos entornos correspondem, por complementaridade, às categorias reflorestamento e aumento de corpos d'água.

A queda do ICN nos entornos foi generalizada e variou de 6,95 pontos percentuais na Serra do Cipó a 21,74 na Chapada dos Guimarães, enquanto no interior as variações ficaram próximas de zero

em todas as unidades, de uma redução de 1,65 ponto na Serra da Bodoquena a um ganho de 0,90 ponto na Chapada dos Guimarães. A Serra da Bodoquena foi a única unidade cujo interior apresentou redução perceptível da cobertura natural, antecipando o padrão discutido adiante.

A correção da autocorrelação descrita na seção 3.3 mostrou-se determinante: das cinquenta séries, 35 permaneceram significativas após o ajuste, contra 43 pelo teste clássico, o que confirma que a versão não corrigida superestima a significância nesse tipo de dado. A Tabela 3 apresenta as inclinações de Sen por classe, no interior e no entorno de cada unidade.

Tabela 3. Inclinação de Sen (ha por ano) das séries anuais de cada classe de cobertura, no interior e no entorno dos cinco parques, de 1985 a 2024. O asterisco indica tendência significativa pelo teste de Mann-Kendall corrigido para autocorrelação (Hamed; Rao, 1998), com ajuste pela taxa de falsas descobertas (FDR < 0,05).

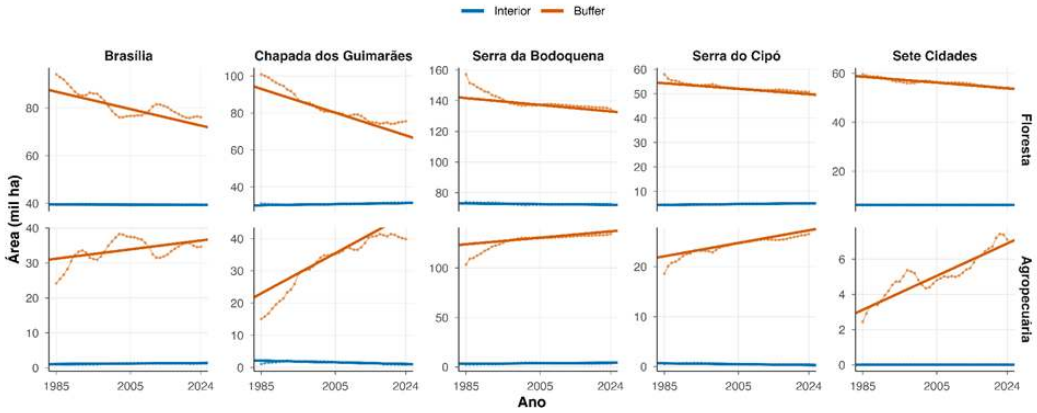
Unidade	Classe	Interior (ha/ano)	Entorno (ha/ano)
Brasília	Floresta	-2,9	-364,1*
	Veg. herbácea e arbustiva	-1,1*	-13,6*
	Agropecuária	+7,5	+133,4
	Área não vegetada	-1,5*	+243,7*
	Corpo d'água	-1,3*	-10,2*
Chapada dos Guimarães	Floresta	+29,7*	-645,1*
	Veg. herbácea e arbustiva	-0,2*	-2,1*
	Agropecuária	-26,4*	+623,9*
	Área não vegetada	-1,6*	+17,0*
	Corpo d'água	-1,1*	+0,5*
Serra da Bodoquena	Floresta	-21,7	-222,4*
	Veg. herbácea e arbustiva	-1,4*	-128,3*
	Agropecuária	+24,7	+333,9*
	Área não vegetada	0,0	+1,7
	Corpo d'água	-0,3*	-1,7*
Serra do Cipó	Floresta	+16,8*	-115,1*
	Veg. herbácea e arbustiva	-8,7*	-27,5*
	Agropecuária	-8,2*	+133,1*
	Área não vegetada	0,0	+7,0*
	Corpo d'água	-0,1*	-1,1*
Sete Cidades	Floresta	+0,1	-121,5*
	Veg. herbácea e arbustiva	0,0	-0,9
	Agropecuária	0,0	+96,7*
	Área não vegetada	0,0	+2,6*
	Corpo d'água	0,0	+6,2

O asterisco indica tendência significativa pelo teste de Mann-Kendall corrigido para autocorrelação (Hamed; Rao, 1998), com ajuste pela taxa de falsas descobertas (FDR < 0,05).
Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Nos entornos, o padrão foi direcional e consistente (Tabela 3; Figura 4 e Figura 5). A floresta declinou de forma significativa em todas as cinco unidades, com taxas que variaram de 115,1 ha por

ano na Serra do Cipó a 645,1 ha por ano na Chapada dos Guimarães. A agropecuária cresceu de forma significativa em quatro dos cinco entornos, a saber, Chapada dos Guimarães (623,9 ha por ano), Serra da Bodoquena (333,9), Serra do Cipó (133,1) e Sete Cidades (96,7), não sendo significativa apenas no entorno de Brasília, onde a expansão se deu sobretudo por área urbanizada. A vegetação herbácea e arbustiva, correspondente às fisionomias campestres, recuou nos entornos de quatro unidades, com destaque para a Serra da Bodoquena (128,3 ha por ano).

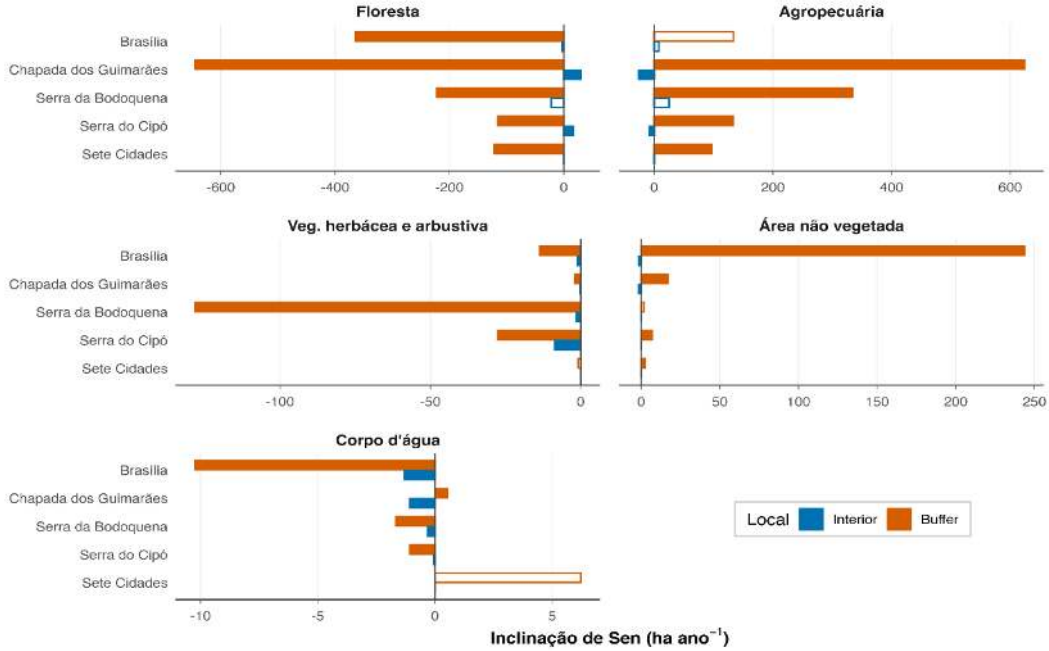
Figura 4. Séries anuais de área de floresta e de agropecuária, no interior e no entorno, de 1985 a 2024, com a reta de tendência de Theil-Sen sobreposta. Cada painel possui escala vertical própria.



Cada painel possui escala vertical própria.
Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

No interior, as tendências foram muito mais fracas ou ausentes. A cobertura florestal não apresentou tendência significativa em Brasília, Serra da Bodoquena e Sete Cidades, e mostrou leve aumento significativo na Chapada dos Guimarães (29,7 ha por ano) e na Serra do Cipó (16,8 ha por ano). A agropecuária interna reduziu-se de forma significativa na Chapada dos Guimarães (26,4 ha por ano) e na Serra do Cipó (8,2 ha por ano), indicando recuperação, e apenas na Serra da Bodoquena exibiu inclinação positiva expressiva (24,7 ha por ano), ainda que não significativa após a correção; em Brasília, a inclinação também foi positiva, porém de pequena magnitude (7,5 ha por ano) e igualmente não significativa (Tabela 3; Figura 4 e Figura 5).

Figura 5. Inclinação de Sen (ha por ano) por classe de cobertura, no interior e no entorno de cada unidade, de 1985 a 2024. Barras cheias indicam tendência significativa pelo teste de Mann-Kendall corrigido para autocorrelação (Hamed; Rao, 1998), com ajuste pela taxa de falsas descobertas (FDR < 0,05); barras vazadas indicam ausência de significância.

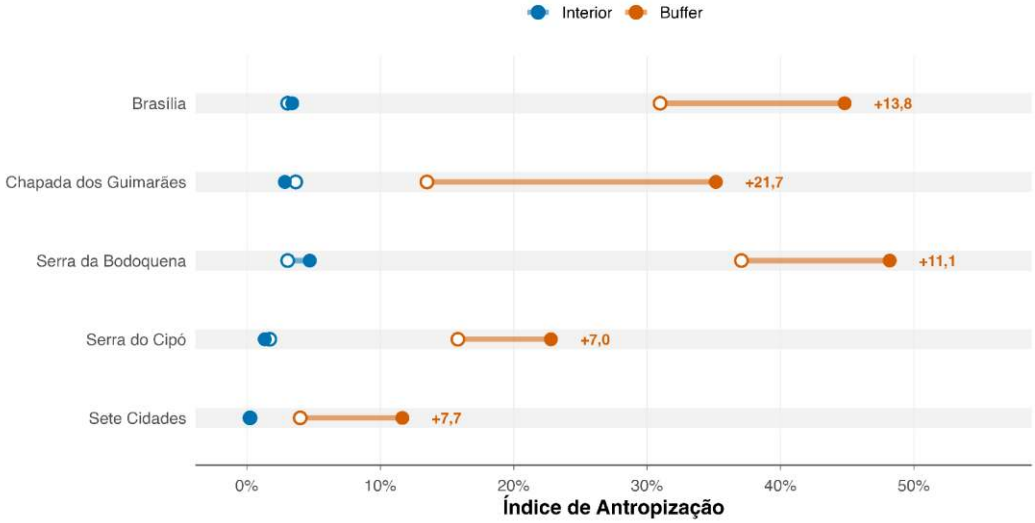


Barras cheias indicam tendência significativa pelo teste de Mann-Kendall corrigido para autocorrelação (Hamed; Rao, 1998), com ajuste pela taxa de falsas descobertas (FDR < 0,05); barras vazadas indicam ausência de significância.
Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

O Índice de Antropização confirmou a assimetria entre interior e entorno (Figura 6). O ganho de área antropizada entre 1985 e 2024 foi, em média, de 12,2 pontos percentuais nos entornos e de apenas 0,2 ponto no interior.

A diferença é expressiva em todas as unidades e chega a razões superiores a quarenta vezes em Brasília e Sete Cidades. Dado o número reduzido de unidades (n = 5), o contraste é interpretado pelo tamanho de efeito; a título de suporte, o teste t pareado indicou diferença significativa (p = 0,013; diferença média de 12,1 pontos percentuais), ao passo que o teste de Wilcoxon pareado atingiu o menor valor possível para cinco pares (p = 0,0625), o que reflete a limitação amostral, e não a ausência de efeito.

Figura 6. Avanço do Índice de Antropização (proporção de agropecuária e área não vegetada na área total) entre 1985 e 2024, no interior e no entorno de cada unidade. Círculos vazados indicam 1985 e círculos cheios indicam 2024; o rótulo informa o avanço do entorno em pontos percentuais.

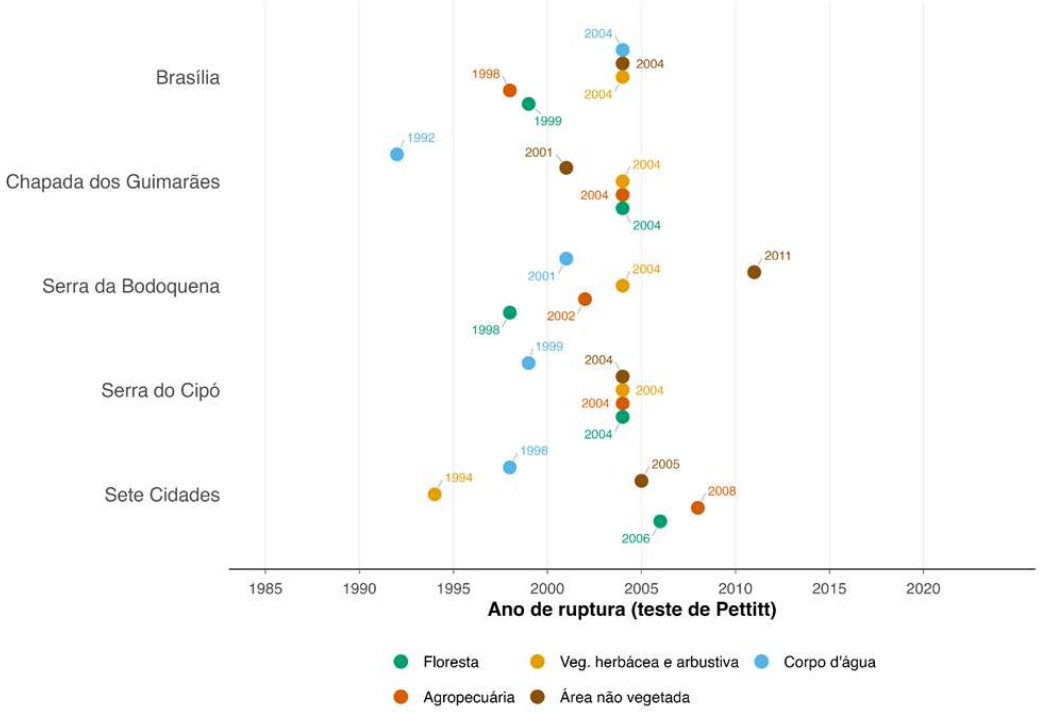


Círculos vazados indicam 1985 e círculos cheios indicam 2024; o rótulo informa o avanço do entorno em pontos percentuais.
Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

O teste de Pettitt (Pettitt, 1979) situou a aceleração da conversão nos entornos majoritariamente entre o fim da década de 1990 e meados dos anos 2000 (Figura 7). As rupturas nas séries de floresta concentraram-se entre 1998 e 2006, e as de agropecuária entre 1998 e 2008, todas altamente significativas. Esse agrupamento temporal indica que o avanço antrópico sobre a matriz que circunda os parques foi um processo relativamente sincronizado no bioma, e não um conjunto de eventos isolados. Duas exceções merecem registro: no entorno da Serra da Bodoquena, a ruptura da série de área não vegetada situou-se em 2011, e no entorno da Chapada dos Guimarães a ruptura da série de corpos d'água ocorreu em 1992, indicando que os vetores de transformação não agrícolas seguiram cronologias próprias (Figura 7).

A associação entre o avanço da agropecuária e a retração da floresta, avaliada sobre as variações interanuais (primeiras diferenças, para remover a tendência comum), foi fortemente negativa em todas as unidades, tanto no interior quanto no entorno, com coeficientes de Spearman entre 0,85 e 1,00 em módulo. Esse acoplamento é consistente com a substituição direta de vegetação nativa por usos agropecuários, ainda que parte da associação decorra da natureza composicional dos dados, em que o ganho de uma classe implica a redução de outra dentro de uma área fixa.

Figura 7. Ano de ruptura estimado pelo teste de Pettitt para as séries anuais de cada classe nos entornos, por unidade. Pontos opacos indicam rupturas significativas (p < 0,05). O deslocamento vertical serve apenas para separar as classes.



Pontos opacos indicam rupturas significativas (p < 0,05). O deslocamento vertical serve apenas para separar as classes.
Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Os resultados demonstram que, em termos de área, os cinco menores Parques Nacionais do Cerrado cumpriram sua função primária de conter a conversão da vegetação nativa em seu interior, enquanto seus entornos se deterioraram de forma acentuada e sustentada. Esse padrão é coerente com a literatura de efetividade de áreas protegidas no bioma. Utilizando delimitação de entorno idêntica, Françoso *et al.* (2015) verificaram desmatamento significativamente menor no interior das Unidades de Proteção Integral do Cerrado (25,2%) do que em seus arredores (57,2%), sendo os parques nacionais federais a categoria mais efetiva. Com métodos de pareamento, Carranza *et al.* (2014) e Paiva, Brites e Machado (2015) demonstraram que a proteção integral evita a conversão antrópica na região central do Cerrado, e Geldmann *et al.* (2019) concluíram, em escala global, que áreas protegidas resistem melhor às pressões quando associadas à restrição de uso e à fiscalização. As magnitudes aqui observadas, com ICN interno estável em torno de 97% frente a uma queda média de 12,5 pontos percentuais nos entornos, reforçam esse conjunto de evidências. Evidências mais recentes reforçam e qualificam esse padrão: em escala nacional, Gonçalves-Souza *et al.* (2021) demonstraram que as unidades de conservação brasileiras retêm mais vegetação natural do que áreas comparáveis não protegidas e, em escala global, Wolf *et al.* (2021) e Li *et al.* (2024) estimaram que a proteção reduz a perda de habitat entre cerca de um terço e 41%, sendo menos eficaz precisamente contra a conversão agrícola, que é o vetor dominante nos entornos aqui analisados.

A análise de tendência acrescenta a esse quadro uma dimensão temporal robusta. A perda de floresta e o avanço da agropecuária nos entornos não foram flutuações conjunturais, mas processos monotônicos sustentados por quase quatro décadas, com as maiores taxas na Chapada dos Guimarães e na Serra da Bodoquena. A datação das rupturas pelo teste de Pettitt, concentrada entre o fim dos anos 1990 e meados dos anos 2000, coincide com a fase de expansão da fronteira agrícola no Cerrado (Klink; Machado, 2005; Sano *et al.*, 2019), período em que o bioma consolidou sua posição como principal área de produção agropecuária do país. Cabe ressaltar a importância metodológica da correção de autocorrelação, pois, sem ela, oito séries seriam incorretamente classificadas como tendências significativas, um viés relevante em estudos que aplicam Mann-Kendall a séries anuais de cobertura. A cronologia identificada coincide, ainda, com a duplicação da área brasileira de lavouras intensivas a partir de 2000 (Zalles *et al.*, 2019) e com a expansão da soja sobre vegetação nativa do Cerrado documentada por Rausch *et al.* (2019), sobretudo em sua porção norte.

A efetividade, contudo, não foi homogênea, o que corrobora a noção de que o desempenho das áreas protegidas depende de características específicas de cada unidade (Paiva; Brites; Machado, 2015; Sano *et al.*, 2019). Os Parques Nacionais de Sete Cidades e da Serra do Cipó destacaram-se como os mais efetivos, com interiores quase integralmente preservados. No caso da Serra do Cipó, houve inclusive tendência interna de recuperação, evidenciada pelo aumento da floresta e pela redução da agropecuária, apesar da forte pressão no entorno. O contraste entre o interior estável e o entorno em rápida conversão ilustra como o limite legal opera como barreira efetiva mesmo sob intensa pressão de fronteira, embora a atribuição desse desempenho a fatores específicos de gestão exija evidências institucionais que extrapolam os dados de cobertura.

Os Parques Nacionais de Brasília e da Chapada dos Guimarães preservaram a maior parte de sua área, mas revelaram sinais distintos. Em Brasília, a ausência de tendência agrícola significativa no entorno, combinada ao avanço da área urbanizada, evidencia que a principal pressão ali é a expansão da malha urbana do Distrito Federal, em linha com a observação de Françoso *et al.* (2015) de que áreas protegidas próximas a centros urbanos enfrentam vetores de conversão específicos. A Chapada dos Guimarães, por sua vez, exibiu a tendência interna mais claramente positiva, com aumento da floresta e redução significativa da agropecuária, comportamento compatível com a consolidação da proteção após a criação da unidade.

O Parque Nacional da Serra da Bodoquena constituiu a principal exceção. Foi a única unidade cujo interior apresentou redução perceptível do Índice de Cobertura Natural e a única com inclinação positiva expressiva da agropecuária interna, ainda que não significativa após a correção. Trata-se do parque mais recente do conjunto, criado em 2000 e, segundo Françoso *et al.* (2015), apenas as

Unidades de Proteção Integral já submetidas à desapropriação apresentam desmatamento interno significativamente inferior ao do entorno. Assim, a persistência de usos agropecuários na Bodoquena é compatível com um processo de implementação e regularização fundiária ainda incompleto, sinalizando prioridade de consolidação territorial.

A interpretação dos ganhos florestais exige cautela. O leve aumento de floresta observado no interior da Chapada dos Guimarães e da Serra do Cipó, bem como a expansão de formações florestais em alguns entornos, pode refletir não apenas recuperação, mas também adensamento lenhoso sobre fisionomias campestres e savânicas, processo indesejável em um bioma cuja biodiversidade depende da manutenção de ambientes abertos (Strassburg *et al.*, 2017). O recuo consistente da vegetação herbácea e arbustiva nos entornos reforça essa preocupação. Além disso, a vegetação secundária não é ecologicamente equivalente à vegetação nativa preservada, pois pastagens abandonadas não recuperam espontaneamente os atributos das savanas antigas mesmo após 25 anos (Cava *et al.*, 2018). O mecanismo mais provável desse adensamento é a supressão prolongada do fogo no interior das unidades, que converte campos e savanas em fisionomias florestais e reduz em cerca de 27% a riqueza de plantas do estrato herbáceo ao longo de três décadas (Abreu *et al.*, 2017; Durigan; Ratter, 2016). Trata-se de fenômeno amplo, documentado nas savanas sul-americanas por Rosan *et al.* (2019) e em savanas de três continentes por Stevens *et al.* (2017). Alencar *et al.* (2020) estimaram que 12% da vegetação nativa remanescente do Cerrado mudou de tipo fisionômico entre 1985 e 2017, e Bispo *et al.* (2024) alertam que métricas centradas em floresta invisibilizam a perda de formações abertas. Assim, o ganho de cobertura lenhosa observado no interior da Chapada dos Guimarães e da Serra do Cipó deve ser interpretado com cautela, e não necessariamente como indicador de melhoria da integridade ecológica.

Ainda que efetivas em área, o pequeno tamanho dessas unidades as torna ecologicamente vulneráveis. Unidades menores possuem maior razão perímetro-área e, portanto, maior exposição a efeitos de borda, como alterações microclimáticas, maior mortalidade de árvores, invasão de espécies exóticas e maior suscetibilidade ao fogo (Zuidema; Sayer; Dijkman, 1996; Ewers; Banks-Leite, 2013; Brinck *et al.*, 2017). A intensa conversão documentada nos entornos agrava esse quadro, pois aumenta o comprimento de bordas expostas e reduz a área de núcleo efetivamente protegida, ampliando o isolamento das unidades em paisagens progressivamente antropizadas (Soares, 2024). Desse modo, a manutenção da área nativa medida por sensoriamento remoto não deve ser confundida com a manutenção plena da integridade ecológica. A magnitude desse custo é bem estabelecida: 85% de 1.673 espécies de vertebrados respondem à proximidade de bordas e espécies especialistas de interior somente atingem abundância máxima a mais de 200 a 400 metros do limite do fragmento (Pfeifer *et*

al., 2017), enquanto fragmentos menores e mais isolados podem perder de 13% a 75% de sua biodiversidade, com deterioração funcional que se prolonga por décadas (Haddad *et al.*, 2015). O isolamento é agravado pela baixa conectividade estrutural da rede global de áreas protegidas (Ward *et al.*, 2020), e a pressão humana intensa já documentada no interior de um terço das unidades terrestres do planeta (Jones *et al.*, 2018) indica que o limite legal não constitui uma fronteira impermeável.

Em conjunto, os resultados indicam que a efetividade dessas unidades, embora real, é condicionada pela gestão e pelo contexto regional. A literatura aponta que a efetividade de manejo das áreas protegidas brasileiras é limitada por deficiências crônicas de pessoal, financiamento e fiscalização (Chiaravalloti *et al.*, 2015). A elevada conversão nas zonas de amortecimento reforça a urgência de um planejamento em escala de paisagem, que articule a gestão das UCs à regulação do uso do solo no entorno, ao Cadastro Ambiental Rural, à criação de corredores ecológicos e ao fortalecimento das equipes gestoras. A limitada eficácia do instrumento jurídico da zona de amortecimento é, aliás, empiricamente documentada: Guerra, Abrantes e Ranieri (2025) verificaram que as zonas de amortecimento de 25 unidades do Sudeste brasileiro mudaram de modo estatisticamente semelhante às áreas externas entre 1985 e 2022. No sentido inverso, Cumming (2026) demonstrou que o manejo interno das áreas protegidas produz efeitos de transbordamento mensuráveis sobre a vegetação do entorno, o que sugere que investir na gestão da unidade também beneficia sua matriz circundante. Restrições crônicas de financiamento e de pessoal, contudo, limitam essa possibilidade: Coad *et al.* (2019) documentam a insuficiência global de recursos, e Cunha *et al.* (2026) estimam que cerca de 72% das unidades de conservação federais brasileiras apresentavam déficit orçamentário em 2023, com déficits proporcionalmente maiores nas unidades mais recentes, condição que se aplica diretamente à Serra da Bodoquena. Soma-se a isso a insegurança jurídica associada a processos de redução, recategorização e desafetação de unidades no país (Bernard; Penna; Araújo, 2014; Rodrigues *et al.*, 2025).

Algumas limitações devem ser consideradas. A resolução espacial de 30 m e as incertezas de classificação, sobretudo entre fitofisionomias savânicas, campestres e vegetação secundária, podem introduzir imprecisões nas transições. O entorno de 10 km, embora consistente com estudos anteriores (Françoso *et al.*, 2015), não equivale a um controle contrafactual obtido por pareamento estatístico (Carranza *et al.*, 2014; Paiva; Brites; Machado, 2015), de modo que as comparações descrevem padrões consistentes com a proteção, mas não isolam plenamente seu efeito causal. Com apenas cinco unidades, as comparações entre UCs têm baixo poder inferencial, e a análise baseada em área não capta a degradação interna do habitat. Essas limitações apontam caminhos para investigações futuras, como abordagens contrafactuais, métricas de configuração da paisagem e avaliação da qualidade da

vegetação remanescente. Três limitações adicionais devem ser explicitadas. Primeiro, o desenho interior-versus-entorno é descritivo e não contrafactual: como advertem Rodrigues e Cazalis (2020), comparações desse tipo podem confundir o efeito da proteção com o viés de localização das unidades, historicamente estabelecidas em terrenos de menor aptidão agrícola. Segundo, a análise de tendências e de pontos de ruptura foi conduzida sobre séries anuais do MapBiomas, cuja qualidade como indicador de mudança interanual é limitada: Matos *et al.* (2025) verificaram que a série apresenta cerca de 4,6 vezes mais transições anuais do que dados de referência, ainda que se mostre consistente para o período completo, o que recomenda cautela na interpretação da datação exata das rupturas. Terceiro, a análise baseia-se em classes de cobertura e não captura a degradação interna do habitat nem a homogeneização da paisagem, processos já detectados em unidades de conservação do Cerrado sem mudança correspondente de classe (Bellón *et al.*, 2020).

O estudo oferece contribuições em três planos. No plano empírico, documenta, para um conjunto de unidades ainda pouco estudado os cinco menores Parques Nacionais do Cerrado —, a trajetória completa de quarenta anos da cobertura natural e da antropização no interior e nas zonas de entorno, quantificando o diferencial de conversão e a heterogeneidade de desempenho entre unidades. No plano metodológico, demonstra o efeito prático da correção de autocorrelação em testes de tendência aplicados a séries anuais de área de classe: sem ela, oito das cinquenta séries seriam incorretamente classificadas como tendências significativas, viés que afeta um conjunto crescente de estudos que aplicam o teste de Mann-Kendall a produtos anuais de uso e cobertura da terra. No plano da gestão territorial, converte o diagnóstico em prioridades espacialmente explícitas, distinguindo unidades que demandam consolidação fundiária, unidades sob pressão predominantemente urbana e unidades cuja principal fragilidade reside na matriz agropecuária circundante.

5 CONCLUSÃO

A avaliação da dinâmica de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2024 demonstrou que os cinco menores Parques Nacionais do Cerrado foram, de maneira geral, efetivos na conservação da vegetação nativa em seu interior. A manutenção do Índice de Cobertura Natural em torno de 97% no interior, frente a uma queda média de 12,5 pontos percentuais nos entornos, e a conversão antrópica cerca de quatorze vezes menor dentro dos limites protegidos confirmam que mesmo unidades de pequena extensão cumprem sua função primária de conter a conversão da paisagem.

A análise de tendência, ancorada em testes robustos à autocorrelação, mostrou que a perda de vegetação nativa e o avanço da agropecuária nos entornos constituem processos sustentados e direcionais, cuja aceleração se concentrou entre o fim dos anos 1990 e meados dos anos 2000. Essa

efetividade, porém, foi heterogênea. Sete Cidades e Serra do Cipó apresentaram os melhores resultados, com sinais internos de recuperação no caso da Serra do Cipó; Brasília e Chapada dos Guimarães preservaram a maior parte de sua área, sob pressões distintas, urbana e agrícola, respectivamente; e a Serra da Bodoquena, a unidade mais recente, constituiu a exceção, com indícios de implementação ainda incompleta.

Os elevados índices de conversão registrados nos entornos revelam que a maior ameaça a essas unidades encontra-se em suas zonas de amortecimento. Somado à vulnerabilidade intrínseca de áreas pequenas aos efeitos de borda e ao isolamento, esse quadro indica que a preservação da área nativa, embora necessária, não é suficiente para assegurar a integridade ecológica de longo prazo. As transições classificadas como reflorestamento, que responderam por parcela reduzida da área analisada, não compensam a perda de vegetação nativa primária nem substituem seu valor conservacionista; além disso, parte do ganho de cobertura lenhosa registrado pode corresponder a adensamento sobre fisionomias campestres e savânicas, processo indesejável em um bioma cuja biodiversidade depende da manutenção de ambientes abertos.

Recomenda-se priorizar a consolidação territorial das unidades menos efetivas, em especial a regularização fundiária da Serra da Bodoquena, fortalecer a gestão das zonas de amortecimento por meio de instrumentos de ordenamento territorial e do Cadastro Ambiental Rural, promover a conectividade da paisagem por corredores ecológicos e ampliar os investimentos em pessoal e fiscalização. Reafirma-se o papel estratégico das Unidades de Proteção Integral e a importância de sua criação e ampliação como política central de conservação do Cerrado. Estudos futuros que incorporem abordagens contrafactuais, métricas de configuração da paisagem e a avaliação da qualidade da vegetação remanescente poderão aprofundar a compreensão sobre a efetividade dos pequenos parques nacionais frente ao avanço das pressões antrópicas no bioma.

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 doSemiárido (UEFS –CTBio-CIMATEC SERTÃO), vinculado a Projetos Especiais.

REFERÊNCIAS

ABREU, R. C. R.; HOFFMANN, W. A.; VASCONCELOS, H. L.; PILON, N. A. L.; ROSSATTO, D. R.; DURIGAN, G. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. Science Advances, v. 3, n. 8, e1701284, 2017. https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284

ALENCAR, A. *et al.* Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth Engine platform. Remote Sensing, v. 12, n. 6, 924, 2020. https://doi.org/10.3390/rs12060924

ARRUDA, F. V. *et al.* Trends and gaps of the scientific literature about the effects of fire on Brazilian Cerrado. Biota Neotropica, v. 18, n. 1, e20170426, 2018. https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0426

BELLÓN, B. *et al.* Integrated landscape change analysis of protected areas and their surrounding landscapes: application in the Brazilian Cerrado. Remote Sensing, v. 12, n. 9, 1413, 2020. https://doi.org/10.3390/rs12091413

BENJAMINI, Y.; HOCHBERG, Y. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological), v. 57, n. 1, p. 289-300, 1995. https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x

BERNARD, E.; PENNA, L. A. O.; ARAÚJO, E. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. Conservation Biology, v. 28, n. 4, p. 939-950, 2014. https://doi.org/10.1111/cobi.12298

BISPO, P. C. *et al.* Overlooking vegetation loss outside forests imperils the Brazilian Cerrado and other non-forest biomes. Nature Ecology & Evolution, v. 8, n. 1, p. 12-13, 2024. https://doi.org/10.1038/s41559-023-02256-w

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 13, de 6 de dezembro de 1990. Dispõe sobre normas referentes às atividades desenvolvidas no entorno das Unidades de Conservação. Diário Oficial da União: Seção 1, Brasília, DF, p. 25541, 28 dez. 1990.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 428, de 17 de dezembro de 2010. Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental, sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC), e dá outras providências. Diário Oficial da União: Seção 1, Brasília, DF, n. 243, p. 135-136, 20 dez. 2010.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 jul. 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA). Portal dados abertos. Brasília, DF: MMA, 2025. Disponível em: [https://dados.mma.gov.br/dataset/unidadesdeconservacao]. Acesso em: 28 jun. 2026.

BRINCK, K. *et al.* High-resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. Nature Communications, v. 8, art. 14855, 2017. https://doi.org/10.1038/ncomms14855

CARRANZA, T.; BALMFORD, A.; KAPOS, V.; MANICA, A. Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: the Brazilian Cerrado. Conservation Letters, v. 7, n. 3, p. 216-223, 2014. https://doi.org/10.1111/conl.12049

CAVA, M. G. B. *et al.* Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. Journal of Applied Ecology, v. 55, n. 3, p. 1164-1172, 2018. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13046

CHIARAVALLOTI, R. M. *et al.* Federal protected areas management strategies in Brazil: sustainable financing, staffing, and local development. Natureza & Conservação, v. 13, n. 1, p. 30-34, 2015. https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.05.003

COAD, L. *et al.* Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 17, n. 5, p. 259-264, 2019. https://doi.org/10.1002/fee.2042

CONGEDO, L. Semi-Automatic Classification Plugin: a Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. Journal of Open Source Software, v. 6, n. 64, 3172, 2021. https://doi.org/10.21105/joss.03172

CONGEDO, L. Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) for QGIS. Versão 8.5 [S.l.]: [s.n.], 2024.

COUTINHO, L. M. Biomas brasileiros. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

CUMMING, G. S. Protected area management has significant spillover effects on vegetation. Nature, v. 650, n. 8102, p. 642-651, 2026. https://doi.org/10.1038/s41586-025-09837-8

CUNHA, H. F. A.; BARBOSA, L. C. F.; CUNHA, A. C.; SILVA, J. M. C. Chronic underfunding of protected areas in a megadiverse country: spatial, temporal and socioeconomic patterns from Brazil. Environmental Conservation, v. 53, n. 3, p. 130-137, 2026. https://doi.org/10.1017/S037689292610040X

DE FRENNE, P. *et al.* Forest microclimates and climate change: importance, drivers and future research agenda. Global Change Biology, v. 27, n. 11, p. 2279-2297, 2021. https://doi.org/10.1111/gcb.15569

DE JONG, R.; DE BRUIN, S.; DE WIT, A.; SCHAEPMAN, M. E.; DENT, D. L. Analysis of monotonic greening and browning trends from global NDVI time-series. Remote Sensing of Environment, v. 115, n. 2, p. 692-702, 2011. https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.10.011

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. Journal of Applied Ecology, v. 53, n. 1, p. 11-15, 2016. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559

EWERS, R. M.; BANKS-LEITE, C. Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. PLoS ONE, v. 8, n. 3, e58093, 2013. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0058093.

FALEIRO, F. V.; MACHADO, R. B.; LOYOLA, R. D. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. Biological Conservation, v. 158, p. 248-257, 2013. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.020

FONSECA, C. R.; VENTICINQUE, E. M. Biodiversity conservation gaps in Brazil: a role for systematic conservation planning. Perspectives in Ecology and Conservation, v. 16, n. 2, p. 61-67, 2018. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.03.001

FRANÇOSO, R. D. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. Natureza & Conservação, v. 13, n. 1, p. 35-40, 2015. https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001.

GELDMANN, J. *et al.* A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. PNAS, v. 116, n. 46, p. 23209-23215, 2019. https://doi.org/10.1073/pnas.1908221116.

GOLDEN KRONER, R. E. *et al.* The uncertain future of protected lands and waters. Science, v. 364, n. 6443, p. 881–886, 2019. https://doi.org/10.1126/science.aau5525.

GONÇALVES-SOUZA, D.; VILELA, B.; PHALAN, B.; DOBROVOLSKI, R. The role of protected areas in maintaining natural vegetation in Brazil. Science Advances, v. 7, n. 38, eabh2932, 2021. https://doi.org/10.1126/sciadv.abh2932

GUERRA, B. R.; ABRANTES, P. C. R. M.; RANIERI, V. E. L. Land cover changes in buffer zones and the effectiveness of this conservation strategy: case study of Southeastern Brazil. Land Use Policy, v. 157, 107665, 2025. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2025.107665

GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ, O.; GARCÍA, L. V. Robust trend analysis in environmental remote sensing: a case study of cork oak forest decline. Remote Sensing, v. 16, n. 20, 3886, 2024. https://doi.org/10.3390/rs16203886

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Science Advances, v. 1, n. 2, e1500052, 2015. https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052

HAMED, K. H.; RAO, A. R. A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. Journal of Hydrology, v. 204, n. 1-4, p. 182-196, 1998. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00125-X

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Malha municipal do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2025. Disponível em < https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html> Acesso em: 28 jun. 2026.

JONES, K. R. *et al.* One-third of global protected land is under intense human pressure. Science, v. 360, n. 6390, p. 788-791, 2018. https://doi.org/10.1126/science.aap9565

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

LEITE-FILHO, A. T.; SOARES-FILHO, B. S.; OLIVEIRA, U.; COE, M. T. Intensification of climate change impacts on agriculture in the Cerrado due to deforestation. Nature Sustainability, v. 8, n. 1, p. 34-43, 2025. https://doi.org/10.1038/s41893-024-01475-8

LI, G. *et al.* Mixed effectiveness of global protected areas in resisting habitat loss. Nature Communications, v. 15, 8389, 2024. https://doi.org/10.1038/s41467-024-52693-9

LI, Y.; NIGH, T. GIS-based prioritization of private land parcels for biodiversity conservation: a case study from the Current and Eleven Point Conservation Opportunity Areas, Missouri. Applied Geography, v. 31, n. 1, p. 98–107, 2011. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.02.006.

LOYOLA, R.; MACHADO, N.; VILA NOVA, D.; MARTINS, E.; MARTINELLI, G. Áreas prioritárias para conservação e uso sustentável da flora brasileira ameaçada de extinção. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio; Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2014. 82 p. ISBN 978-85-88742-67-3.

LOYOLA, R.; REZENDE, C.; RIBEIRO, B. Áreas prioritárias para conservação e restauração no Matopiba. Rio de Janeiro: Conservação Internacional Brasil, 2021. (Caderno de Notas Técnicas do Programa Parceria para o Bom Desenvolvimento – GGP/PNUD).

MANN, H. B. Nonparametric tests against trend. Econometrica, v. 13, n. 3, p. 245-259, 1945. https://doi.org/10.2307/1907187

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomas: mapeamento anual de cobertura e uso da terra no Brasil, Coleção 10 (1985-2024). São Paulo: MapBiomas, 2025. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org. Acesso em: 28 jun. 2026.

MAPBIOMAS. Relatório Anual do Desmatamento no Brasil 2023 (RAD 2023). São Paulo: MapBiomas, 2024. Disponível em: https://alerta.mapbiomas.org/. Acesso em: 28 jun. 2026.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. Nature, v. 405, p. 243–253, 2000. https://doi.org/10.1038/35012251

MATOS, A. P. *et al.* Accounting for alternation in temporal quality analysis in MapBiomas Brazil. International Journal of Digital Earth, v. 18, n. 1, 2528604, 2025. https://doi.org/10.1080/17538947.2025.2528604

MENDES, M. S. S. *et al.* MONITORANDO O CERRADO: O PAPEL DAS TECNOLOGIAS NO CONTROLE DO DESMATAMENTO. Revista de Geopolítica, [S. l.], v. 16, n. 5, p. e830, 2025. https://doi.org/10.56238/revgeov16n5-055. Disponível em: https://revistageo.com.br/revgeo/article/view/830. Acesso em: 8 ago. 2026.

OAKLEAF, J. R. *et al.* LegalGEO: conservation tool to guide the siting of legal reserves under the Brazilian Forest Code. Applied Geography, v. 86, p. 53–65, 2017. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.06.025

OLIVEIRA, A. de. Gestão ambiental em parques nacionais e estaduais do Paraná: há comprometimento com as necessidades conservacionistas? 2024. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental: Análise e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Francisco Beltrão, Francisco Beltrão, 2024. Disponível em: http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/36226. Acesso em: 25 jun. 2026.

ORDWAY, E. M.; ASNER, G. P. Carbon declines along tropical forest edges correspond to heterogeneous effects on canopy structure and function. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 117, n. 14, p. 7863-7870, 2020. https://doi.org/10.1073/pnas.1914420117

PAIVA, R. J. O.; BRITES, R. S.; MACHADO, R. B. The Role of Protected Areas in the Avoidance of Anthropogenic Conversion in a High Pressure Region: A Matching Method Analysis in the Core Region of the Brazilian Cerrado. PLoS ONE, v. 10, n. 7, e0132582, 2015. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132582

PETTITT, A. N. A non-parametric approach to the change-point problem. Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics), v. 28, n. 2, p. 126-135, 1979. https://doi.org/10.2307/2346729

PFEIFER, M. *et al.* Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. Nature, v. 551, n. 7679, p. 187-191, 2017. https://doi.org/10.1038/nature24457

RAUSCH, L. *et al.* Soy expansion in Brazil's Cerrado. Conservation Letters, v. 12, n. 6, e12671, 2019. https://doi.org/10.1111/conl.12671

ROBALINO, J.; PFAFF, A.; VILLALOBOS, L. Heterogeneous local spillovers from protected areas in Costa Rica. Journal of the Association of Environmental and Resource Economists, v. 4, n. 3, p. 795-820, 2017. https://doi.org/10.1086/692089

RODRIGUES, A. S. L.; CAZALIS, V. The multifaceted challenge of evaluating protected area effectiveness. Nature Communications, v. 11, 5147, 2020. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18989-2

RODRIGUES, D. J. *et al.* Passando a boiada: degazettement and downsizing threaten protected areas in the Brazilian Amazon. Perspectives in Ecology and Conservation, v. 23, n. 1, p. 1-5, 2025. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2025.01.001

ROSAN, T. M. *et al.* Extensive 21st-century woody encroachment in South America's savanna. Geophysical Research Letters, v. 46, n. 12, p. 6594-6603, 2019. https://doi.org/10.1029/2019GL082327

SANO, E. E. *et al.* Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 54, e00138, 2019. https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2019.v54.00138

SCARAMUZZA, C. A. M.; MACHADO, R. B.; RODRIGUES, S. T.; RAMOS NETO, M. B.; PINAGÉ, E. R.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade em Goiás. In: FERREIRA, L. G. (org.). A encruzilhada socioambiental: biodiversidade, economia e sustentabilidade no Cerrado. Goiânia: Editora UFG, 2008. p. 13–66.

SCHÜLER, J.; BUSTAMANTE, M. M. C. Spatial planning for restoration in Cerrado: balancing the trade-offs between conservation and agriculture. Journal of Applied Ecology, v. 59, n. 10, p. 2616–2626, 2022. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14262

SEN, P. K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. Journal of the American Statistical Association, v. 63, n. 324, p. 1379-1389, 1968. https://doi.org/10.1080/01621459.1968.10480934

SHAH, P.; BAYLIS, K.; BUSCH, J.; ENGELMANN, J. What determines the effectiveness of national protected area networks? Environmental Research Letters, v. 16, n. 7, 074017, 2021. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac05ed

SILVA, J. L. B. *et al.* Land use and land cover change patterns from orbital remote sensing products: spatial dynamics and trend analysis in Northeastern Brazil. Land, v. 14, n. 10, 1954, 2025. https://doi.org/10.3390/land14101954

SOARES, A. C. da S. Ameaças e oportunidades para a conservação da biodiversidade no entorno dos parques nacionais federais do Cerrado. 2024. 87 f. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas e Geodinâmica) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2024.

SOUZA JR., C. M. *et al.* Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. Remote Sensing, v. 12, n. 17, 2735, 2020. https://doi.org/10.3390/rs12172735

STEVENS, N.; LEHMANN, C. E. R.; MURPHY, B. P.; DURIGAN, G. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. Global Change Biology, v. 23, n. 1, p. 235-244, 2017. https://doi.org/10.1111/gcb.13409

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. Nature Ecology & Evolution, v. 1, art. 0099, 2017. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. Nature Ecology & Evolution, v. 3, n. 1, p. 62-70, 2019. https://doi.org/10.1038/s41559-018-0743-8

TORGESKI, M. R. *et al.* Spatiotemporal Analysis of Land Use and Cover Dynamics in Protected Areas of the Brazilian Cerrado. Scientifica, v. 2025, 7984448, 2025. https://doi.org/10.1155/sci5/7984448

WARD, M. *et al.* Just ten percent of the global terrestrial protected area network is structurally connected via intact land. Nature Communications, v. 11, 4563, 2020. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18457-x

WOLF, C.; LEVI, T.; RIPPLE, W. J.; ZÁRRATE-CHARRY, D. A.; BETTS, M. G. A forest loss report card for the world's protected areas. Nature Ecology & Evolution, v. 5, n. 4, p. 520-529, 2021. https://doi.org/10.1038/s41559-021-01389-0

ZALLES, V. *et al.* Near doubling of Brazil's intensive row crop area since 2000. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 116, n. 2, p. 428-435, 2019. https://doi.org/10.1073/pnas.1810301115

ZUIDEMA, P. A.; SAYER, J. A.; DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. Environmental Conservation, Cambridge, v. 23, n. 4, p. 290–297, 1996. https://doi.org/10.1017/S037689290003914X