



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgf>



Dinâmica espaço temporal: variações na composição e configuração da vegetação

Rita de Cassia Gonçalves Marques¹, Maurício Humberto Vancine², Yzel Rondon Suárez³, Joelson Gonçalves Pereira⁴,
Joab Doria Domingos⁵, Ana Beatriz Barros da Silva⁶, Zefa Valdivina Pereira⁷

¹ Ms. em Biodiversidade e Meio Ambiente, Faculdade de ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados, Rod. Dourados/Itahum, Km 12 - Unidade II, CEP 79.804-970, Dourados (MS), Brasil, +55 (67) 999748108. rita28140@gmail.com (autor correspondente).

² Dr. em Ecologia, Evolução e Biodiversidade, Departamento de Biodiversidade, Universidade Estadual Paulista "Júlio Mesquita Filho" (Unesp). Instituto de Biociências de Rio Claro, Bela Vista, 1515, 13506-900, Rio Claro (SP), Brasil, +55 (19) 993340549. mauricio.vancine@gmail.com.

³ Dr. Prof. Em Ecologia Centro de estudos em Recursos Naturais/Laboratório de Ecologia, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Rod. Dourados/Itahum, Km 12, CEP 79.804-970, Dourados (MS), Brasil, + 55 (67) 96454554. yzel@uemms.br.

⁴ Dr. Prof. Sensoriamento Remoto e SIG, Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados, Rod. Dourados/Itahum, Km 12 - Unidade II, CEP 79.804-970, Dourados (MS), Brasil, +55 (67) 98936028. joelsonpereira@ufgd.edu.br.

⁵ Biólogo, Faculdade de ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados, Rod. Dourados/Itahum, Km 12 - Unidade II, CEP 79.804-970, Dourados (MS), Brasil, +55 (27) 997059094. joabdorian@hotmail.com.

⁶ Bióloga, Faculdade de ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados, Rod. Dourados/Itahum, Km 12 - Unidade II, CEP 79.804-970, Dourados (MS), Brasil, +55 (18) 998235128. beatrizbarros_7@hotmail.com.

⁷ Dr. Prof. Botânica, Faculdade de ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados, Rod. Dourados/Itahum, Km 12 - Unidade II, CEP 79.804-970, Dourados (MS), Brasil, +55 (67) 99748108. zefapereira@ufgd.edu.br.

Artigo recebido em 29/06/2024 e aceito em 03/12/2024

RESUMO

A vegetação no Mato Grosso do Sul sofreu mudanças significativas devido à expansão agropecuária, resultando na perda de 1,2 milhões de hectares. Embora estudos sobre a modificação da paisagem existam, eles frequentemente se limitam a biomas específicos ou métodos distintos, dificultando comparações abrangentes. Neste contexto, foram analisadas as mudanças no uso e cobertura da terra em áreas de transição no estado, utilizando dados do MapBiomas para os anos de 2003, 2006, 2012 e 2021, processados no QGIS e analisados com quatro métricas de paisagem. Observou-se a redução das pastagens de 51% para 36% e aumento da agricultura de 38% para 50% no período, sem impacto relevante nos fragmentos de vegetação das paisagens estudadas. A estrutura da vegetação apresentou densidade de borda, forma e distância média entre fragmentos com valores mais elevados em 2012, possivelmente devido a retrocessos na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) e à predominância da pecuária. Ressalta-se a importância de futuras pesquisas voltadas à restauração ecológica e ao monitoramento ambiental em áreas limítrofes dos fragmentos, considerando os impactos da intensificação da pecuária sobre as comunidades vegetais.

Palavras-chave: Análise multitemporal, métricas categóricas, ecologia da restauração.

Spatiotemporal Dynamics: Variations in Vegetation Composition and Configuration

ABSTRACT

The vegetation in Mato Grosso do Sul has undergone significant changes due to agricultural expansion, resulting in the loss of 1.2 million hectares. Although there are studies on landscape modification, they are often limited to specific biomes or distinct methods, making comprehensive comparisons challenging. In this context, changes in land use and land cover in transition areas of the state were analyzed using MapBiomas data for the years 2003, 2006, 2012, and 2021, processed in QGIS and analyzed with four landscape metrics. We observed a reduction in pastureland from 51% to 36% and an increase in agricultural areas from 38% to 50% during the period, without significant impact on vegetation fragments in the studied landscapes. The vegetation structure showed higher values for edge density, shape, and mean distance between fragments in 2012, possibly due to setbacks in the Native Vegetation Protection Law (LPVN) and the predominance of livestock farming. The importance of future research focused on ecological restoration and environmental monitoring in fragment edge areas is highlighted, considering the impacts of livestock intensification on plant communities.

Keywords: Multitemporal analysis, categorical metrics, restoration ecology.

Introdução

A vegetação das paisagens de Mato Grosso do Sul está entrelaçada com as mudanças temporais de uso e cobertura da terra ao longo de sua história. Entre 1985 a 2022, a expansão das atividades agropecuárias ocorridas na região resultou na perda de 1,2 milhões de hectares de vegetação (Azevedo et al., 2023). Apesar dessa redução, o estado é caracterizado por um ecossistema rico e diversificado, sendo influenciado por ao menos três biomas, sendo o Cerrado predominante, além da Mata Atlântica, Pantanal e uma porção do chaco (Oliveira-Júnior et al., 2020). O encontro desses biomas culmina na formação de regiões de ecótonos, áreas de transição gradual entre diferentes comunidades ecológicas, que tende a favorecer alta biodiversidade (Guimarães et al., 2024).

Esses ecótonos, no entanto, estão cada vez mais suscetíveis às transformações do uso e cobertura da terra por fatores antrópicos, como a expansão agrícola e pecuária, que, quase sempre resultam na redução do habitat e, consequentemente em sua fragmentação. Este último processo é caracterizado pela transformação de vegetação ampla e contínua em segmentos cada vez menores, divididos por uma matriz circundante de diferentes usos da terra (Fahrig et al., 2019; Souza et al., 2024). Além disso, essas alterações podem aumentar o "efeito de borda", que consiste nas mudanças das características ambientais em uma linha limítrofe entre habitat e a matriz, afetando diretamente a composição e configuração da estrutura da vegetação da paisagem (Püttker et al., 2020).

Em suma, a análise da estrutura da paisagem pode ser realizada por meio de métricas de paisagem, permite mensurar as características espaciais dos elementos presentes na paisagem (Halbgewachs et al., 2022). Essas métricas podem ser aplicadas em três níveis de escalas: mancha (em relação a um elemento específico da paisagem), classe (para uma classe de elementos) ou para representar o mosaico completo da paisagem (todos os elementos, dentro da escala de análise) (Kowe et al., 2021). A escolha dessas escalas depende do objetivo e proporcionam indicadores quantitativos que auxiliam na compreensão da organização e distribuição espacial dos elementos que compõem a paisagem (Fischer & Lindenmayer, 2007).

Nesse contexto, as métricas a nível de classe como tamanho do fragmento, densidade de borda, índice de forma e a distância média (índice de conectividade) são importantes na compreensão das transformações da paisagem.

O tamanho do fragmento fornece informações sobre a extensão e a quantidade de habitat, pois fragmentos maiores suportam maior diversidade biológica (Fahrig et al., 2019). Por outro lado, a densidade de borda considera a sensibilidade das espécies, à medida que variações microclimáticas são potencializadas pela matriz circundante (Laurance et al., 2018; Püttker et al., 2020). Além disso, o índice de forma dos fragmentos influencia a extensão de borda e, consequentemente, afeta a estrutura da vegetação (Peptenatu et al., 2023). Ademais, a ausência de corredores de vegetação linear e *stepping stones* (pequenos fragmentos que servem elementos ligantes na paisagem) afetam a conectividade entre habitats (Tischendorf & Fahrig, 2000). A distância média funciona como um índice de conectividade, refletindo o grau de isolamento dos fragmentos e está diretamente relacionada à capacidade de dispersão de organismos entre áreas de habitat (Fahrig, 2003).

Diante desse cenário, compreender os impactos da dinâmica temporal e o histórico das mudanças no uso e cobertura da terra (Land Cover and Land Use Chances - LULCC) torna-se crucial para desvendar a complexidade das modificações da estrutura da vegetação das paisagens e seus impactos nos serviços ecossistêmicos (Aldwaik & Pontius, 2012; Exavier & Zeilhofer, 2020; Pompeu et al., 2024; Vancine et al., 2024).

O histórico das atividades econômicas na literatura nos permite observar como as mesmas influenciaram a transformação da paisagem ao longo do tempo no Mato Grosso do Sul, isso é mais detalhado nos anos 2003, 2006, 2008, 2012 e 2021, devido a eventos de picos de produção agrícola e pecuária, bem como a implementação e modificação do novo código florestal (NCF), e as medidas políticas adotadas entre 2019 a 2021 (Carvalho et al., 2019).

Desde os anos 2000, a evolução da produção agrícola a nível nacional registrou um aumento expressivo na produção de *commodities* agrícolas, como trigo, milho, arroz, feijão e especialmente soja, alcançando seu pico significativo em 2003 (Song et al., 2021). No entanto, entre 2004 e 2007, ocorreu uma queda na produção agrícola devido à implementação do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) (Montibeller et al., 2020). Esse período também enfrentou desafios, como a disseminação da ferrugem asiática na cultura da soja, surtos de febre aftosa, escassez de chuvas e a crise econômica com a desvalorização do dólar (Carvalho et al., 2019).

À luz desses acontecimentos, em 2006, ocorreu a conversão de terras agrícolas em pastagens, principalmente na região da Amazônia e do Cerrado, levando o Brasil a se tornar o país com o maior rebanho bovino do mundo (Da Silva et al., 2023). No entanto, foram estabelecidas restrições ambientais, como o "Amazon Soy Moratorium" criada em 2008, e o "Termo de Ajustamento de Conduta da Carne" (TACC) assinado em 2009, ambos visavam impedir a comercialização de gado proveniente de áreas embargadas devido ao desmatamento ilegal ou não cumprimento dos requisitos legais da lei (Carvalho et al., 2019; Song et al., 2021).

Durante o período de 2008 a 2012, medidas de governança em relação ao Novo Código Florestal e/ou lei de proteção da vegetação nativa (NCF), estabelece regulamentos para a proteção e preservação da vegetação nativa no Brasil, resultaram em uma redução do desmatamento. No entanto, a partir de 2012, observou-se um aumento significativo na perda de vegetação, devido à lei atual, intitulada oficialmente Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), conhecida como Novo Código Florestal, que apresentou retrocessos para a preservação ambiental (Brancalion et al., 2016; Carvalho et al., 2019; Da Silva et al., 2023).

Posteriormente, as políticas ambientais adotadas entre 2019 e 2020, como o cancelamento do decreto que proibia o cultivo de cana-de-açúcar na Amazônia e no Pantanal por 10 anos, e a possibilidade de saída do Acordo de Paris, resultaram em um aumento significativo na produção de grãos (Carvalho et al., 2019). No entanto, essas iniciativas de mudanças no uso e cobertura da terra por vezes restringem e incentivam a conversão de vegetação nativa em áreas produtivas, com impactos significativos na paisagem, resultando na redução da vegetação (Da Silva et al., 2023).

Embora a literatura contenha estudos sobre a modificação da paisagem a longo prazo, estes costumam concentrar-se em diferentes biomas e fitofisionomias específicas, limitando-se a comparação apenas entre bacias ou municípios, e variando entre análises que utilizam métricas de paisagem para quantificar a estrutura e os padrões

da vegetação e análises exclusivamente temporais, mas com uso de sensores diferentes (Da Silva et al., 2023; Furtado et al., 2020; Neto & Amorim, 2021; Pompeu et al., 2024; Vancine et al., 2024).

Em vista disso, permanecem lacunas na compreensão da dinâmica dos ecótonos e na aplicação de métricas de paisagem para compreender os efeitos das mudanças no uso e cobertura da terra na estrutura da vegetação ao longo do tempo.

Dessa forma, esta pesquisa hipotetiza que as mudanças no uso e cobertura da terra, impulsionadas por atividades agropecuárias, resultam em paisagens mais alteradas e fragmentadas, com efeitos intensificados em regiões de ecótonos. Embora essas regiões proporcionem maior adaptabilidade para espécies transitórias, as intensas alterações dessas paisagens reduz os habitats naturais, aumenta as bordas, diminui a conectividade alterando a composição e configuração das paisagens, o que leva ao impacto negativo sobre múltiplas espécies (Boonman et al., 2024; Li et al., 2024).

Com base nesses fundamentos, a presente pesquisa teve como objetivo investigar como as mudanças no uso e cobertura da terra ao longo do tempo afetam a estrutura da vegetação nas paisagens do Mato Grosso do Sul.

Métodos

Área e estudo

Foram analisadas dezesseis paisagens, identificadas como P1 a P16, que apresentaram diferentes mosaicos de uso e cobertura da terra, situadas em regiões de ecótonos, conforme ilustrado na Figura 1. A seleção dessas paisagens se justificou pela realização de pesquisas anteriores voltada para o estudo de comunidades vegetais com ênfase em restauração florestal, sendo o Laboratório de Restauração Florestal (LABRA) da Universidade Federal da Grande Dourados o responsável pela condução desses estudos (Fróes et al., 2020).

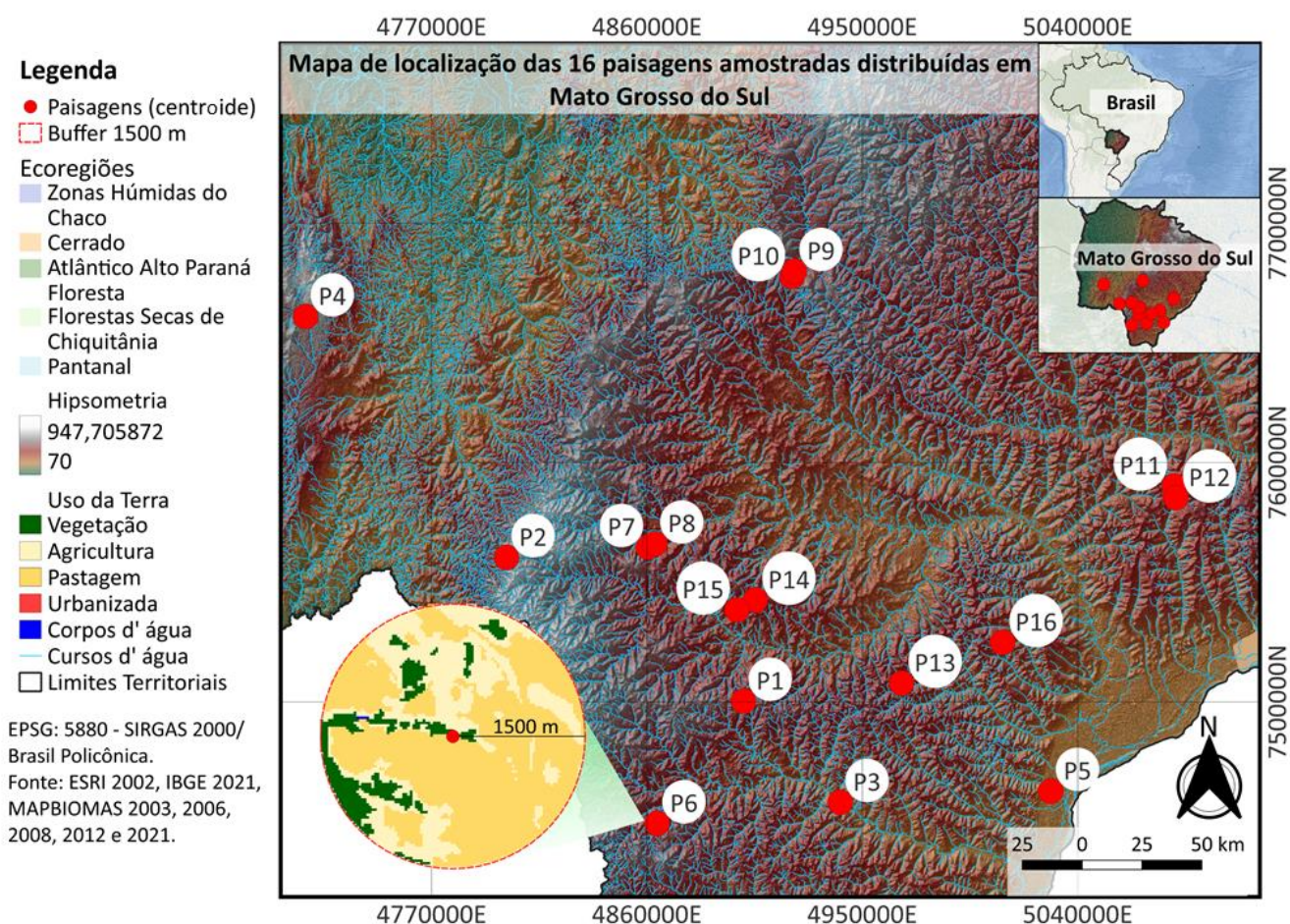


Figura 1. Localização das dezesseis paisagens em zonas de ecótonos, distribuídas no Estado do Mato Grosso do Sul.

As paisagens P2 e P4 estão inseridas na bacia hidrográfica do rio Paraguai, enquanto as demais paisagens P1, P3, P5, P6, P7, P8, P9, P10, P11, P12, P13, P14, P15 e P16 se encontram na bacia do rio Paraná. Cada uma delas é distribuída dentro das sub-bacias do rio Apa, Amambai, Ivinhema e Pardo, ocupando posições geográficas específicas em cada sub-bacia (Esquerdo & Silva, 2013).

O clima das paisagens pode variar entre subtropical (Cfa) com temperaturas acima de 22 °C no verão, clima tropical úmido ou subúmido (Am) com temperatura média do mês mais frio acima de 18 °C e estação seca breve, e clima tropical com inverno seco (Aw), com estação chuvosa no verão e estação seca no inverno, com temperaturas acima de 18 °C no mês mais frio e precipitações anuais entre 750 mm e 1800 mm (Alvares et al., 2013).

As características do solo variam amplamente entre as paisagens estudadas, influenciando a fertilidade e o desenvolvimento da vegetação. Os Latossolos, conhecidos por sua fertilidade e desenvolvimento radicular em profundidade, podem apresentar solos álicos com altos teores de alumínio, que funcionam como uma

barreira química ao crescimento das raízes. Em contrapartida, o planossolo, predomina na paisagem P5, apresenta alta fertilidade, mas apresenta limitação físicas e são suscetíveis à erosão, especialmente em áreas com preparo do solo e adensamento. Na paisagem P4, o chernossolos rênzicos se destacam pela riqueza em matéria orgânica e nutrientes, apesar do risco de erosão em relevos movimentados. O solo argissolos vermelho-amarelo, domina na paisagem P13, possui baixa fertilidade natural, reação fortemente ácida e argilas de baixa atividade, características que limitam o seu uso agrícola (Pias et al., 2019; Preston et al., 2017).

As informações sobre as paisagens, bem como suas respectivas coordenadas geográficas, são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1.

Informações da localização, clima, tipo de solo e bacia hidrográfica de cada uma das 16 paisagens e suas coordenadas geográficas no estado de Mato Grosso do Sul.

Paisagens	Local	Municípios	Clima	Bacia	Solo	Latitude	Longitude
P1	Aldeia te'yikue	Caarapó	Cfa	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 35' 32.345"	54° 58' 08.187"
P2	APA das Nascentes do Rio Apa	Ponta Porã	Cfa	Paraguai	Latossolo Vermelho	22° 02' 30.746"	55° 55' 29.328"
P3	APA do Rio Amambai1	Amanbai	Cfa	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 58' 33.675"	54° 34' 37.970"
P4	Parque Nacional da Serra da Bodoquena	Bonito	Am	Paraguai	Chernossolo Rêndzico	21° 07' 19.499"	56° 43' 14.477"
P5	Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema	Jateí	Cfa	Paraná	Planossolo Háptico	22° 56' 04.892"	53° 43' 10.009"
P6	APA do Rio Amambai2	Amanbai	Cfa	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	23° 03' 03.873"	55° 19' 27.009"
P7	Assentamento Lagoa Grande1	Dourados	Am	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 00' 33.772"	55° 21' 00.414"
P8	Assentamento Lagoa Grande2	Dourados	Am	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	21° 59' 46.982"	55° 19' 22.660"
P9	Assentamento Eldorado1	Sidrolândia	Am	Paraná	Latossolo Vermelho	20° 58' 17.112"	54° 45' 14.375"
P10	Assentamento Eldorado2	Sidrolândia	Am	Paraná	Latossolo Vermelho	20° 59' 27.604"	54° 45' 46.182"
P11	Assentamento Teijin1	Nova andradina	Aw	Paraná	Latossolo Vermelho	21° 46' 52.366"	53° 13' 23.495"
P12	Assentamento Teijin2	Nova andradina	Aw	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	21° 49' 33.571"	53° 12' 56.462"
P13	Sítio Ecológico Gerson Pereira Dias	Jateí	Cfa	Paraná	Argissolo Vermelho Amarelo	22° 31' 36.484"	54° 19' 35.569"
P14	Fazenda Coqueiro	Dourados	Am	Paraná	Latossolo Vermelho	22° 12' 40.363"	54° 55' 06.920"
P15	Fazenda experimental da UFGD	Dourados	Am	Paraná	Latossolo Vermelho	22° 14' 52.310"	54° 59' 36.124"
P16	Escola agrícola	Ivinhema	Aw	Paraná	Latossolo Vermelho Distrófico	22° 22' 23.066"	53° 54' 58.193"

Organização e processamento dos dados

Com o propósito de investigar os efeitos da dinâmica temporal sobre a estrutura da vegetação, foram estabelecidos *buffers* com raios de 1500 metros para as paisagens analisadas. Essa escala foi escolhida para evitar a influência da autocorrelação espacial. Além disso, evitamos utilizar escalas muito menores, uma vez que, pode limitar a análise das métricas de paisagem (Boscolo & Metzger, 2009).

Zuckerberg et al. (2020) salientam que a sobreposição de paisagens não necessariamente induz à autocorrelação espacial, e que tentativas de evitar isso podem, por vezes, restringir a escala da análise e até mesmo aumentar a autocorrelação espacial indesejada. Nesse sentido, utilizar a escala de 1500 metros foi adequada para nossa pesquisa.

Os dados de uso e cobertura da terra foram obtidos na plataforma Google Earth Engine, por meio da coleção 7 do MapBiomas, que disponibiliza um levantamento histórico do uso e cobertura da terra no Brasil desde 1985. Os detalhes metodológicos da plataforma podem ser consultados em: <https://mapbiomas.org/visao-geral-da-metodologia>.

Para análise, selecionamos os anos 2003, 2006, 2008, 2012 e 2021, representativos de eventos históricos e econômicos marcantes, como picos de produção agrícola, crescimento da pecuária, implementação do Novo Código Florestal (NCF) e mudanças políticas ambientais recentes. Os dados matriciais foram processados no software QGIS (versão 3.28, Firenze) (QGIS Development Team, 2024), com reprojeção das coordenadas geográficas para o sistema de coordenadas projetadas SIRGAS 2000-Brazil Polyconic (EPSG:5880), para então realizar o cálculo das métricas de paisagem.

Em seguida, foi realizado o recorte para as paisagens de interesse e reclassificadas em cinco categorias principais: vegetação (Veg), agricultura (Agr), pecuária (Pec), urbanizada (Urb) e corpos d'água (CdA). A classe Veg incluiu formações florestais (classe 3), formação savânica (classe 4), campo alagado e área pantanosa (classe 11) e a formação campestre (classe 12). A classe Agricultura foram as áreas de cultivo como silvicultura (classe 9), mosaico de usos (classe 21), soja (classe 39) e outras lavouras temporárias (classe 41); enquanto a classe urbanizada compreendeu área urbanizada (classe 24) e outras áreas não vegetadas (classe 25).

Análise de dados

Os dados das classes reclassificadas foram utilizados para construir o diagrama de Sankey, que possibilita analisar as mudanças e transformações ocorridas na paisagem ao longo do tempo, seguindo as abordagens propostas por Aldwaik e Pontius (2012).

Para a análise do efeito das mudanças do uso e cobertura da terra nos fragmentos, utilizamos a métrica a nível de classe Veg. Para isso, os dados das classes foram binarizados (não vegetação/vegetação (0/1)), e as seguintes métricas foram calculadas: AREA_mn (média da área do fragmento, em hectares), ED (densidade de borda, em metros por hectare), SHAPE_mn (média do índice de forma, sem unidade) e ENN_mn (distância média do vizinho mais próximo, em metros). A seleção dessas métricas foi embasada em estudos que reconhecem sua relevância ecológica, conforme descrito por Hesselbarth et al. (2019).

Para avaliar as variações das métricas ao longo dos anos, utilizamos análise de variância para medidas repetidas (Kassambara, 2023). A normalidade dos resíduos foi testada por Shapiro-Wilk, e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Levene (Fox & Weisberg, 2019).

Todas as análises estatísticas foram processadas utilizando a linguagem R (R Core Team, 2023), com emprego dos pacotes *OpenLand* (<https://reginalxavier.github.io/OpenLand>), e *landscapemetrics* (Hesselbarth et al., 2019). O pacote *OpenLand* foi empregado para analisar as mudanças no uso e cobertura da terra e sua intensidade ao longo do tempo através do Diagrama de Sankey (Aldwaik & Pontius, 2012; Exavier & Zeilhofer, 2020), enquanto o pacote *landscapemetrics* foi utilizado para as calcular métricas de configuração e composição da paisagem (Hesselbarth et al., 2019). Ademais, o pacote *rstatix* (Kassambara, 2023), foi utilizado para realizar as análises de variância de medidas repetidas.

Resultados e discussão

Mudanças do uso e cobertura da terra ao longo dos anos

Nossas paisagens abrangeram uma área total de 3034.62 (ha). Ao analisarmos os dados temporais de todas as paisagens, através do diagrama de Sankey de 2003 a 2021 para cada ano definido anteriormente, observamos que a classe de pecuária é predominante em quase todos os anos, porém, em 2021, houve uma transição significativa para agricultura (Figura 2 e Figura 3).

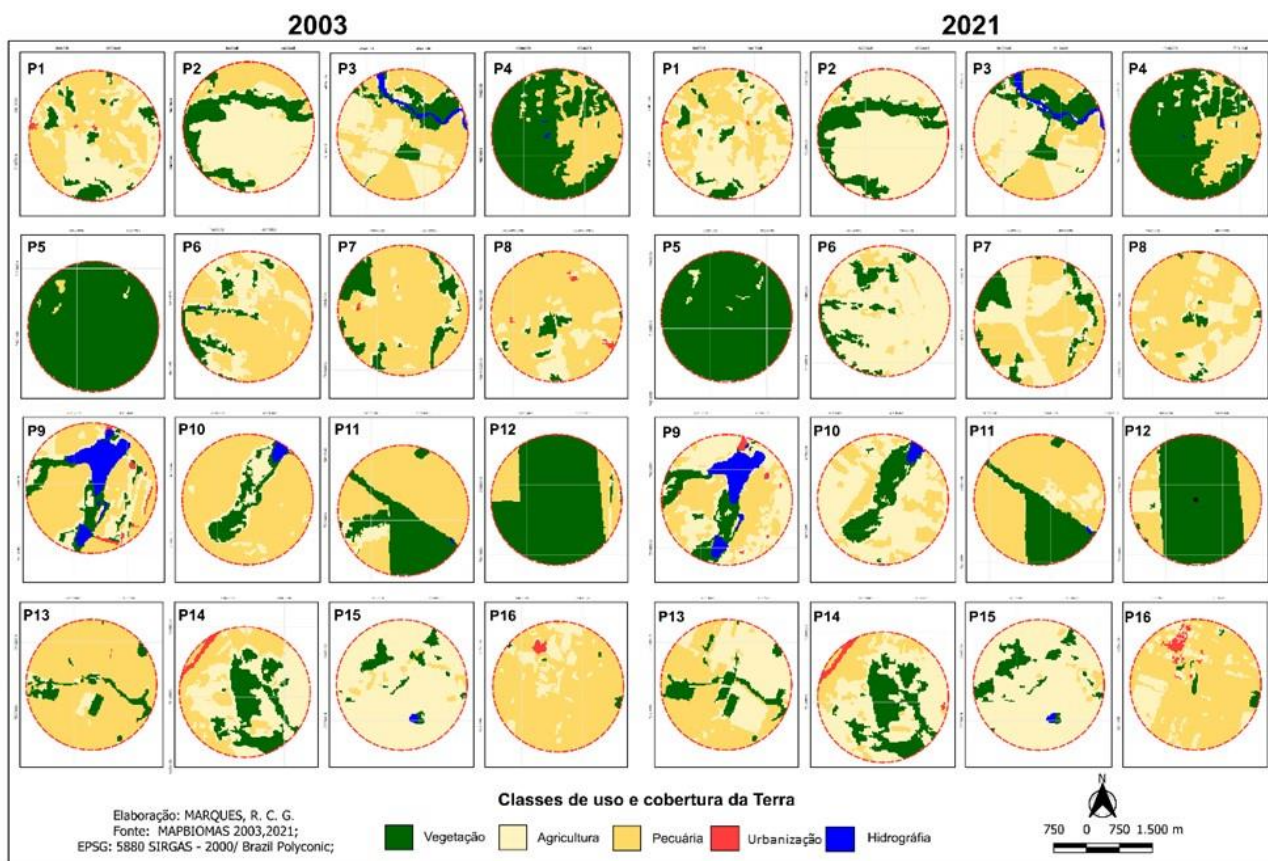


Figura 2. Mudanças do uso e cobertura da terra entre os anos 2003 a 2021 para as 16 paisagens. As cores representam: (Veg= vegetação), amarelo (Agr= agricultura), laranja (Pec=Pecuária), vermelho (Urb = Urbanizada) e azul (CdA= corpos d'água).

A classe de agricultura teve uma expansão, passando de 1157.22 ha (38%) em 2003, para 1514.97 ha (50%) em 2021, em contraste com a classe de pecuária, que diminuiu de 1544.76 ha (51%) para 1084.5 ha (36%), no mesmo período (Tabela 2). Essa mudança pode ser associada à

migração da produção de carne bovina para o bioma Amazônia, enquanto a agricultura permanece no Cerrado, influenciando nossos resultados devido à predominância desse bioma em nossas paisagens (Lima et al., 2020).

Tabela 2.

Transição das classes de uso e cobertura da terra entre os anos 2003 a 2021. As cores representam: verde (Veg= vegetação), amarelo (Agr= agricultura), laranja (Pec=Pecuária), vermelho (Urb = Urbanizada) e azul (CdA= corpos d'água).

		2021					Soma (ha)	%
Classes		Veg	Agr	Pec	Urb	CdA		
2003	Veg	2.8836	0.1485	0.0279	0.0027	0.0036	306.63	10%
	Agr	0.7002	9.5004	1.332	0.0387	9.00E-04	1157.22	38%
	Pec	0.3501	5.4909	9.4833	0.1233	0	1544.76	51%
	Urb	0	0.0072	0.0018	0.2151	0	22.41	1%
	CdA	9.00E-04	0.0027	0	0	0.0324	3.6	0%
Soma (ha)		393.48	1514.97	1084.5	37.98	3.69	3034.62	100%
%		13%	50%	36%	1%	0%	100%	

Outro fator alinhado à expansão da agricultura foi o aumento significativo na produção de cana-de-açúcar e soja ao longo do tempo, impulsionada pelo Plano Nacional de Agroenergia que teve seu avanço em 2006 e pela demanda de mercado (Cherubin et al., 2021; Li et al., 2024; Song et al., 2021).

Com isso, o desmatamento decorrente dessas atividades agrícolas concentrou-se no bioma Cerrado, substituindo áreas de pastagem consolidadas para agricultura. Essa conversão acarreta danos ao solo, como acidificação, redução

de nutrientes, estoques de carbono, compactação, infiltração de água e erosão, amplificados pelo uso de agrotóxicos e fertilizantes, contribuindo para a diminuição da biodiversidade (Ghorbani et al., 2023; Zhang et al., 2024).

Para a classe de vegetação, notamos um aumento modesto, passando de 306.63 ha (10%) em 2003 para 393.48 ha (13%) em 2021. Entre 2008 e 2012, teve uma leve redução 353.97 ha (12%) para 348.3 ha (11%) (Figura 4).

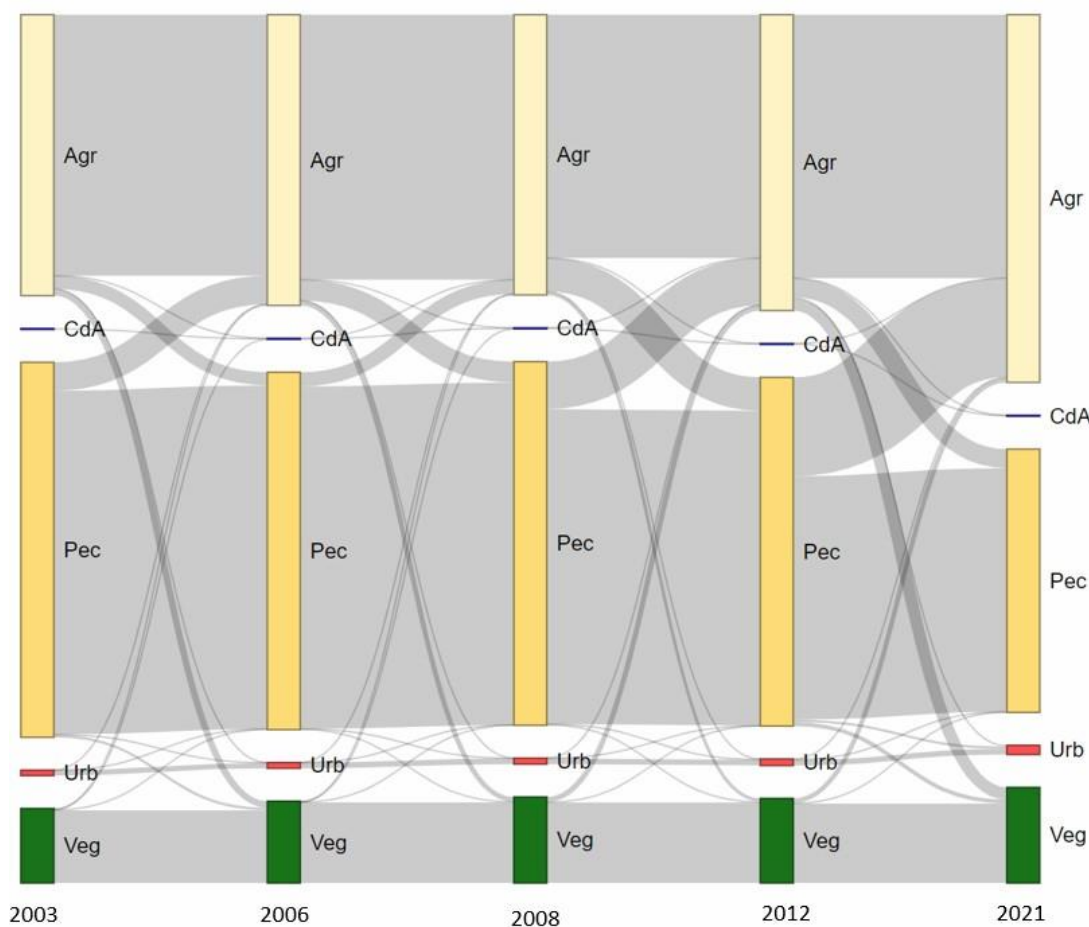


Figura 3. Transição das classes de uso e cobertura da terra entre os anos 2003, 2006, 2008, 2012 e 2021. As cores representam: verde (Veg= vegetação), amarelo (Agr= agricultura), laranja (Pec=Pecuária), vermelho (Urb = Urbanizada) e azul (CdA= corpos d'água).

Apesar dessa redução, vale destacar que a relevância da Lei 9.985 (2000), estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), aliada ao Decreto 7.747 (2012), instituidor da Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas (PNGATI), e à regulamentação do Código Florestal Lei 12.651 (2012), emergiram como fundamentais para salvaguardar a vegetação em nossas paisagens, ao orientar a exploração florestal.

Além disso, esse fenômeno pode ser explicado pela influência da escala de observação de 1.500 metros. Num estudo recente, a escala de 1 km foi considerada a melhor para obter respostas mais precisas sobre a qualidade da água e os diferentes contextos de uso e cobertura da terra, mas as respostas para cada elemento da paisagem variaram dependendo da escala de análise (Zhang et al., 2024). Outro fator que afeta diferentes respostas do uso e cobertura da terra em uma abordagem multiescala é a sazonalidade devido a

diferentes períodos de plantio para culturas específicas (Huang et al., 2019).

Outro fator crucial que pode ter contribuído para a preservação da vegetação em nossas paisagens é a efetividade das fiscalizações ambientais. Como resultado, o Brasil apresenta uma dinâmica significativa de florestas secundárias, com 262.791 km² recuperados entre 1986 e 2018, dados estes importantes considerando a necessidade de restaurar 12 milhões de hectares até 2030, a fim de reduzir as emissões de carbono (Silva Junior et al., 2020). Esses números indicam que os esforços para a restauração florestal estão em andamento.

Em 2008, um período marcado por incertezas relacionadas ao Código Florestal, as atividades agrícolas começaram a declinar, reduzindo de 1197.81 ha (39%) em 2006 para 1154.7 ha (38%) em 2008 (Figura 4). Quanto às atividades de pecuária, elas diminuíram de 2003 para 2006, mas logo começaram a se recuperar em 2008, chegando a 1497.87 ha (49%) em 2012, o que pode estar relacionado com a Lei de Proteção da vegetação nativa (LPVN) conhecida como Código Florestal (NCF) de 2012, que incluiu alguns retrocesso ambientais, como: remoção da Proteção de áreas ambientais sensíveis, anistia de multas aplicadas por violações à lei anterior, e permissão para manter atividades agropecuárias e infraestrutura em áreas protegidas, sem a necessidade de recuperar toda a vegetação nativa (Brancalion et al., 2016).

Essa legislação tem sido criticada por cientistas e ambientalistas, pois pode resultar em

uma "anistia" para desmatadores, aumentando a perda significativa de cobertura vegetal natural, devido a adição dos módulos fixais, já que é uma medida usada para determinar a extensão mínima de uma propriedade rural (Brancalion et al., 2016; Da Silva et al., 2023; Lapola et al., 2014).

Em relação às áreas urbanizadas, não houve alterações significativas ao longo dos anos, mas teve um sutil aumento de área 22.41 ha (1%) em 2003 a 2021 com 37.98 ha (1%), demonstrando pequeno desenvolvimento e expansão urbana. Já a classe de corpos d'água teve uma leve redução, de 3.96 ha em 2003 para 3.69 ha em 2021 (Figura 4). Isso pode ser atribuído à construção de açudes para a criação de gado, e à medida que essa atividade diminuiu ao longo dos anos, os açudes também desapareceram gradualmente das paisagens. Ademais, os fenômenos climáticos de estiagem nesse período também podem ter influenciado na diminuição desses açudes.

Estrutura da paisagem ao longo dos anos

Nossos resultados indicaram que ao longo dos anos não foram observadas mudanças estruturais significativas na estrutura na paisagem quando consideramos os habitats florestais, com base nas métricas de tamanho (AREA_mn) $F(1.58, 23.63) = 1.831$, $p = 0.187$, $\eta^2[g] = 0.002$; densidade de borda (ED) $F(2.29, 34.39) = 0.465$, $p = 0.658$, $\eta^2[g] = 0.001$; forma (SHAPE_mn) $F(2.5, 37.49) = 0.285$, $p = 0.8$, $\eta^2[g] = 0.004$; e índice de distância (ENN_mn) $F(1.98, 27.76) = 0.42$, $p = 0.66$, $\eta^2[g] = 0.007$), respectivamente (Figura 4).

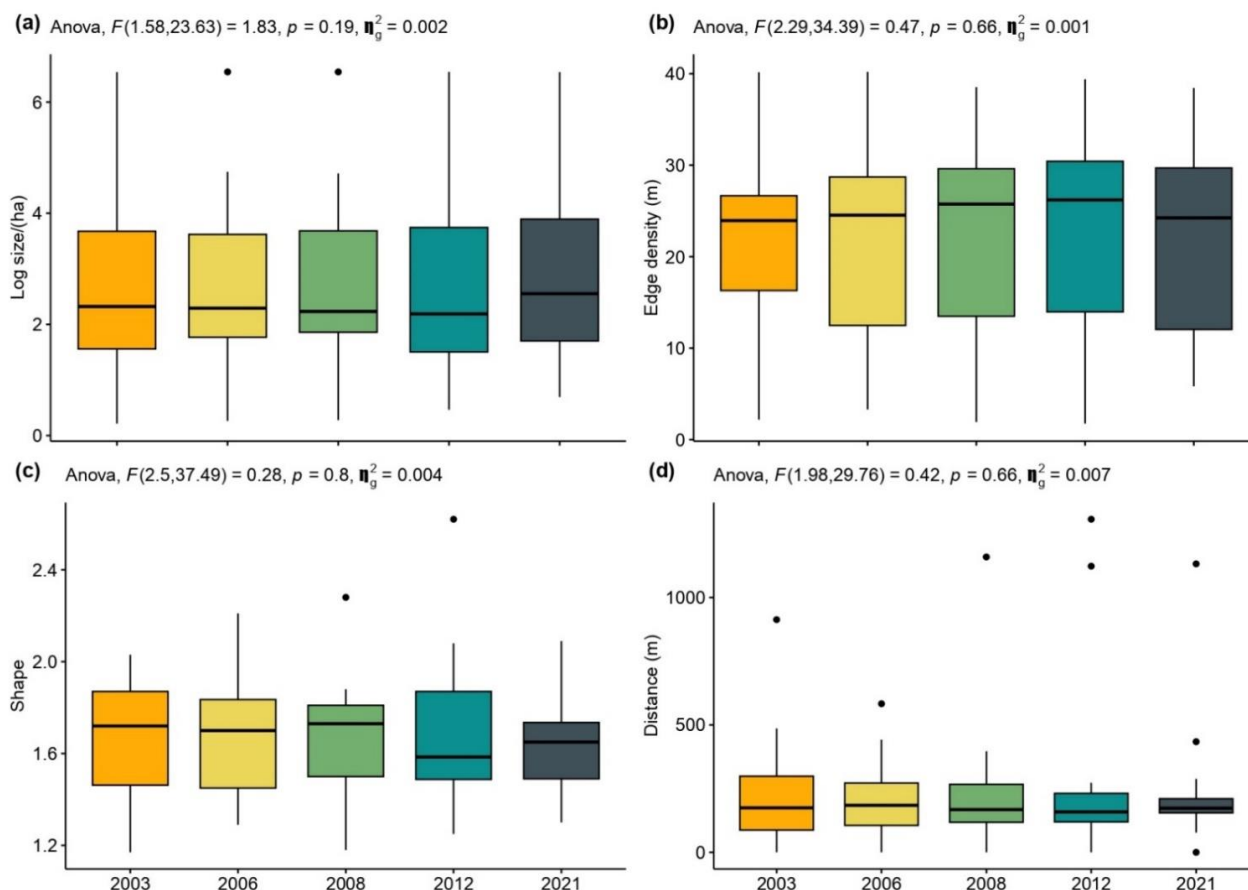


Figura 4. Resultados das análises de variância de medidas repetidas para as métricas de tamanho (Figura 5.a), densidade de borda (Figura 5.b), forma (Figura 5.c) e índice de distância (Figura 5.d) ao longo dos anos. As cores representam os anos: laranja (2003), amarelo (2006), verde (2008), azul (2012) e cinza (2021).

Embora não observarmos diferenças estatisticamente significativas no tamanho dos fragmentos ao longo dos períodos analisados, observamos um aumento médio de vegetação de 2.71 ha em 2003 para 2.90 ha em 2021 ao longo dos anos. Desde 1980, ocorreu expansão agrícola no centro-oeste, inicialmente no bioma Cerrado, com destaque para a soja, seguido por um aumento no desmatamento no final dos anos 2020 (Barbosa et al., 2023). Somente recentemente, devido a preocupações ambientais e pressões governamentais, como as relacionadas ao Protocolo de Kyoto (1997) e Acordo de Paris (2015) (Pata & Ertugrul, 2023) e ao Código Florestal (2008-2012), houve uma diminuição na perda de vegetação (Camara et al., 2023), conforme também observado em nossos resultados.

Esse resultado se alinha com o recente relatório do MapBiomas de 2023, que indica uma tendência de 2021 para 2022, de 12% de redução no desmatamento nesse período, sinalizando um declínio gradual no estado do Mato Grosso (Azevedo et al., 2023). No entanto, é importante destacar que a vegetação restaurada não é classificada como primária, mas sim como

secundária, uma vez que, ao ser derrubada, a floresta tem seus processos ecológicos alterados, dificultando reestabelecer os processos ecológicos originais, já que as áreas restauradas são degradadas, e o processo de sucessão ecológica demandam vários anos para atingir uma vegetação primária (Boonman et al., 2024).

A métrica densidade de borda, embora também não tenha tido efeito significativo de variação, apresentou uma maior média de borda 23.2 m/ha em 2012, com redução média de 22.6 m/ha em 2021. Isso decorreu porque no ano de 2012, a lei de proteção da vegetação nativa teve alguns avanços apesar de retrocessos, na qual foi criado algumas ferramentas como: o cadastro ambiental rural (CAR), que contém medidas de incentivo ambientais, na qual restringe licenças e crédito agrícola para propriedades não regularizadas, bem como a ampliação de financiamento para cadastradas (Candiotto & Leite, 2023).

Ademais, o Projeto de Restauração de Áreas Degradadas e Alteradas (PRADA) é uma iniciativa que visa proteger e restaurar a vegetação nativa em áreas afetadas pela atividade humana. O

projeto utiliza estratégias como plantio de espécies nativas, manejo adaptativo e monitoramento contínuo para promover a regeneração ecológica e contribuir para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos essenciais (Vieira et al., 2024). Além disso, a LPVN prevê o uso de instrumentos econômicos como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) para promover a conservação e recuperação da vegetação nativa (Mota et al., 2023).

Assim, é importante notar que os efeitos da degradação podem ser mais evidentes nas bordas dos fragmentos. Isso ocorre porque há mudanças notáveis nas condições ambientais, como aumento da temperatura e redução da umidade e recursos naturais e a presença de agrotóxicos em paisagens com histórico agrícola, nas áreas de borda, o que por sua vez desencadeia competição entre espécies e pode comprometer a sobrevivência da fauna e flora (Laurance et al., 2018; Püttker et al., 2020).

Do mesmo modo, a métrica de forma revelou que em 2012, ocorreu a maior média de 1.70, o que indica que, naquele ano, os fragmentos das nossas paisagens apresentaram formatos mais complexos. Quando esse valor se aproxima de 2, os formatos tendem a ser mais intrincados, enquanto valores mais próximos de 1 indicam formas mais simples, como círculos ou quadrados (Peptenatu et al., 2023).

Formas complexas podem resultar em uma maior quantidade de bordas, invadindo mais o espaço do centro do habitat (Acil et al., 2024), o que pode ser prejudicial para a sobrevivência das espécies mais sensíveis. No entanto, essa situação também pode aumentar a diversidade de espécies nas bordas dos fragmentos, uma vez que espécies generalistas que têm melhores condições fisiológicas e morfológicas podem melhor se estabelecer na área (Nunes et al., 2023).

Em relação à distância média, embora não tenhamos encontrado uma diferença significativa ao longo dos anos, notamos que a média de distância dos fragmentos das paisagens foi maior em 2012, com uma média de 282 metros, quando comparados a outros anos: 2003, 2006, 2008 e 2021, com médias de 230, 217, 245 e 240 metros, respectivamente. Segundo os achados de Vancine et al. (2024), à medida que aumenta o número de fragmentos na paisagem, o isolamento médio entre os fragmentos é reduzido, mas quando se desconsidera fragmentos com área de até 1000 ha, o isolamento entre os fragmentos aumentou significativamente, chegando a ~20 km para floresta e ~10 km para vegetação nativa. Ademais, esses autores observaram em termos de tendências temporais, que o isolamento entre os fragmentos era maior na década de 90 e que a partir do ano de

2015, o isolamento entre os fragmentos foi reduzindo para a média de 253 metros para a vegetação nativa da Mata atlântica.

Conforme Pompeu et al. (2024) observaram em um estudo para todo o Cerrado, o padrão de desmatamento não está resultando em uma concentração de fragmentos grandes e isolados, mas sim, em um maior número de fragmentos pequenos. Entretanto, quando há a remoção dos fragmentos seja de 1 até 100 ha, isso levou a um aumento do isolamento de até 203%, chegando a uma distância de 82 km no Cerrado.

Tanto as métricas de densidade de borda, forma e distância dos fragmentos apresentaram suas médias mais elevadas em 2012. Nesse período, nas paisagens analisadas, ocorreu a conversão de terras agrícolas em pastagens como mostrado no diagrama de Sankey.

As atividades voltadas à pecuária e à expansão de áreas de criação extensiva de animais estão intrinsecamente ligadas ao desenvolvimento socioeconômico e à segurança da posse de terras, fatores que impulsionam o desmatamento e resultam na diminuição das áreas de floresta nativa, perda de espécies endêmicas e agravamento das mudanças climáticas nas zonas de borda (Baca et al., 2024).

Além disso, a expansão das áreas de borda aumenta o risco de incêndios florestais, resultando em maiores emissões de gases de efeito estufa, facilitando a invasão de espécies exóticas e reduzindo a capacidade da floresta de manter funções ecossistêmicas, como a de abastecimento de água (Acil et al., 2024).

Conclusões

As mudanças no uso e cobertura da terra não afetaram uma mudança significativa da configuração e a composição dos fragmentos de vegetação nas paisagens analisadas. As métricas de paisagem avaliadas, como tamanho médio dos fragmentos (AREA_mn), densidade de borda (ED), índice de forma (SHAPE_mn) e distância média entre fragmentos (ENN_mn), apresentaram variações consideráveis, especialmente em 2012 para a densidade de borda. Esse aumento sugere maior exposição das áreas de borda dos fragmentos, possivelmente associado à conversão de terras agrícolas em pastagens durante esse período, embora sem diferenças estatisticamente significativas.

As análises também indicaram que, ao longo do tempo, as mudanças no uso e cobertura da terra nas paisagens do Mato Grosso do Sul resultaram na conversão de áreas de pecuária em agricultura, influenciadas por incentivos

governamentais e demandas do mercado. Destaca-se a necessidade de priorizar estudos de restauração ecológica e monitoramento ambiental focados nas bordas dos fragmentos, devido aos impactos diretos nessas áreas sobre as espécies e à intensidade da pecuária nas comunidades vegetais.

Agradecimentos

Agradecemos aos colegas do Laboratório de Restauração Ambiental (LABRA) da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) por auxiliar na coleta de dados e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) nº processo: 88887.679852/2022-00, pelo fomento de bolsa durante a pesquisa. O segundo autor agradece a CAPES pelo auxílio financeiro 88887.513979/2020-00 e agradece a Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo pelo auxílio financeiro (processo nº 2022/01899-6).

Referências

- Acil, N., Sadler, J. P., Senf, C., Suvanto, S., & Pugh, T. A. M. (2024). Landscape patterns in stand-replacing disturbances across the world's forests. *Nature Sustainability*. <https://doi.org/10.1038/s41893-024-01450-3>
- Aldwaik, S. Z., & Pontius, R. G. (2012). Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape and Urban Planning*, 106(1), 103–114. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.02.010>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., & Sentelhas, P. C. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.*
- Azevedo, T., Rosa, M., Shimbo, J., Lama, C. D., Oliveira, M., Valdiones, A. P., Teixeira, L. M. S., Coelho, M., Crusco, N., Rocha, R. C., Santos, N. A., Rosa, E. R., Coutinho, A., Amorim, L., Velez, E., Silva, E., Meiguins, A., Castro, G., Falcão, D., ... Lopez, J. (2023). *Relatório Anual de Desmatamento 2022* (São Paulo, Brasil). 125.
- Baca, M. F. D., Moreno Lerma, L., Ángel, N. T., & Burkart, S. (2024). The relationships between land tenure, cattle production, and climate change – A systematic literature review. *Land Use Policy*, 141, 107169. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2024.107169>
- Barbosa, F. R. G. M., Duarte, V. N., Staduto, J. A. R., & Kreter, A. C. (2023). Land-Use Dynamics for Agricultural and Livestock in Central-West Brazil and its Reflects on the Agricultural Frontier Expansion. *Cleaner and Circular Bioeconomy*, 4, 100033. <https://doi.org/10.1016/j.clcb.2022.100033>
- Boonman, C. C. F., Serra-Diaz, J. M., Hoeks, S., Guo, W.-Y., Enquist, B. J., Maitner, B., Malhi, Y., Merow, C., Buitenwerf, R., & Svenning, J.-C. (2024). More than 17,000 tree species are at risk from rapid global change. *Nature Communications*, 15(1), 166. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-44321-9>
- Boscolo, D., & Metzger, J. P. (2009). Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology*, 24(7), 907–918. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9370-8>
- Brancalion, P. H. S., Garcia, L. C., Loyola, R., Rodrigues, R. R., Pillar, V. D., & Lewinsohn, T. M. (2016). A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, 14, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>
- Camara, G., Simoes, R., Ruivo, H. M., Andrade, P. R., Soterroni, A. C., Ramos, F. M., Ramos, R. G., Scarabello, M., Almeida, C., Sanches, I., Maurano, L., Coutinho, A., Esquerdo, J., Antunes, J., Venturieri, A., & Adami, M. (2023). Impact of land tenure on deforestation control and forest restoration in Brazilian Amazonia. *Environmental Research Letters*, 18(6), 065005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acd20a>
- Candiottto, L. Z. P., & Leite, M. D. C. (2023). Agroforestry Systems on Brazilian Legal Protected Lands: Permanent Preservation Areas (PPA) and Legal Reservation Areas (LRA). *Asian Journal of Geographical Research*, 6(1), 15–34. <https://doi.org/10.9734/ajgr/2023/v6i1172>
- Carvalho, W. D., Mustin, K., Hilário, R. R., Vasconcelos, I. M., Eilers, V., & Fearnside, P. M. (2019). Deforestation control in the Brazilian Amazon: A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(3), 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.06.002>
- Cherubin, M. R., Carvalho, J. L. N., Cerri, C. E. P., Nogueira, L. A. H., Souza, G. M., & Cantarella, H. (2021). Land Use and Management Effects on Sustainable Sugarcane-Derived Bioenergy. *Land*, 10(1), 72. <https://doi.org/10.3390/land10010072>
- Da Silva, R. F. B., De Castro Victoria, D., Nossack, F. Á., Viña, A., Millington, J. D. A., Vieira, S. A., Batistella, M., Moran, E., & Liu, J. (2023). Slow-down of deforestation following a Brazilian forest policy was less effective on

- private lands than in all conservation areas. *Communications Earth & Environment*, 4(1), 111. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00783-9>
- Esquerdo, J. C. D. M., & Silva, J. dos S. V. da. (2013). *Upgrade of water resources maps from Mato Grosso do Sul state using geotechnologies* (Rio Claro, SP). 13, 157–170.
- Exavier, R., & Zeilhofer, P. (2020). OpenLand: Software for Quantitative Analysis and Visualization of Land Use and Cover Change. *The R Journal*, 12(2), 359. <https://doi.org/10.32614/RJ-2021-021>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J. R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D. J., Eigenbrod, F., Ford, A. T., Harrison, S. P., Jaeger, J. A. G., Koper, N., Martin, A. E., Martin, J.-L., Metzger, J. P., Morrison, P., Rhodes, J. R., Saunders, D. A., Simberloff, D., Smith, A. C., Watling, J. I. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation*, 230, 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265–280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression* (Thousand Oaks CA). Sage. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Fróes, C. Q., Costa, P. F. D., Fernandes, S. S. L., Silva, A. P. V. D., Jesus, R. M. D., & Pereira, Z. V. (2020). Chuva de sementes como indicador ambiental de áreas em processo de restauração ecológica do Mato Grosso do Sul. *Ciência Florestal*, 30(4), 1032–1047. <https://doi.org/10.5902/1980509839087>
- Furtado, L. G., Morales, G. P., Da Silva, D. F., & Pontes, A. N. (2020). Transformações do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Murucupi, Barcarena, Pará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13(5), 2340–2354. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.5.p2340-2354>
- Ghorbani, M., Amirahmadi, E., Konvalina, P., Moudry, J., Kopecký, M., & Hoang, T. N. (2023). Carbon Pool Dynamic and Soil Microbial Respiration Affected by Land Use Alteration: A Case Study in Humid Subtropical Area. *Land*, 12(2), 459. <https://doi.org/10.3390/land12020459>
- Guimarães, G. S., Nunes-Freitas, A. F., & Baumgratz, J. F. A. (2024). Flora and Phytophysionomies of an Atlantic Forest remnant on the coast of Southeast Brazil. *Rodriguésia*, 75, e00122023. <https://doi.org/10.1590/2175-7860202475005>
- Halbgewachs, M., Wegmann, M., & Da Ponte, E. (2022). A Spectral Mixture Analysis and Landscape Metrics Based Framework for Monitoring Spatiotemporal Forest Cover Changes: A Case Study in Mato Grosso, Brazil. *Remote Sensing*, 14(8), 1907. <https://doi.org/10.3390/rs14081907>
- Hesselbarth, M. H. K., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). *landscapemetrics*: An open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10), 1648–1657. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Huang, W., Mao, J., Zhu, D., & Lin, C. (2019). Impacts of Land Use and Land Cover on Water Quality at Multiple Buffer-Zone Scales in a Lakeside City. *Water*, 12(1), 47. <https://doi.org/10.3390/w12010047>
- Kassambara, A. (2023). *rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests*. R package version 0.7.2. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>
- Kowe, P., Mutanga, O., & Dube, T. (2021). Advancements in the remote sensing of landscape pattern of urban green spaces and vegetation fragmentation. *International Journal of Remote Sensing*, 42(10), 3797–3832. <https://doi.org/10.1080/01431161.2021.1881185>
- Lapola, D. M., Martinelli, L. A., Peres, C. A., Ometto, J. P. H. B., Ferreira, M. E., Nobre, C. A., Aguiar, A. P. D., Bustamante, M. M. C., Cardoso, M. F., Costa, M. H., Joly, C. A., Leite, C. C., Moutinho, P., Sampaio, G., Strassburg, B. B. N., & Vieira, I. C. G. (2014). Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change*, 4(1), 27–35. <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>
- Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Fearnside, P. M., Lovejoy, T. E., Williamson, G. B., Mesquita, R. C. G., Meyer, C. F. J., Bobrowiec, P. E. D., & Laurance, S. G. W. (2018). An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews*, 93(1), 223–247. <https://doi.org/10.1111/brv.1234>
- Li, G., Fang, C., Watson, J. E. M., Sun, S., Qi, W., Wang, Z., & Liu, J. (2024). Mixed effectiveness of global protected areas in resisting habitat

- loss. *Nature Communications*, 15(1), 8389.
<https://doi.org/10.1038/s41467-024-52693-9>
- Lima, M., Silva Junior, C. A. D., Pelissari, T. D., Lourençoni, T., Luz, I. M. S., & Lopes, F. J. A. (2020). Sugarcane: Brazilian public policies threaten the Amazon and Pantanal biomes. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(3), 210–212.
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.06.002>
- Montibeller, B., Kmoch, A., Virro, H., Mander, Ü., & Uuemaa, E. (2020). Increasing fragmentation of forest cover in Brazil's Legal Amazon from 2001 to 2017. *Scientific Reports*, 10(1), 5803.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-62591-x>
- Mota, P. K., Da Costa, A. M., Prado, R. B., Fernandes, L. F. S., Pissarra, T. C. T., & Pacheco, F. A. L. (2023). Payment for Environmental Services: A critical review of schemes, concepts, and practice in Brazil. *Science of The Total Environment*, 899, 165639.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165639>
- Neto, A. T., & Amorim, M. C. D. C. T. (2021). Spatiotemporal evaluation of social vulnerability in urban spaces in Brazil: A proposal considering the city of Cuiabá, MT, Brazil. *Raega - O Espaço Geográfico Em Análise*, 53, 139.
<https://doi.org/10.5380/raega.v53i0.79867>
- Nunes, M. H., Vaz, M. C., Camargo, J. L. C., Laurance, W. F., De Andrade, A., Vicentini, A., Laurance, S., Raumonon, P., Jackson, T., Zuquim, G., Wu, J., Peñuelas, J., Chave, J., & Maeda, E. E. (2023). Edge effects on tree architecture exacerbate biomass loss of fragmented Amazonian forests. *Nature Communications*, 14(1), 8129.
<https://doi.org/10.1038/s41467-023-44004-5>
- Oliveira-Júnior, J. F. D., Teodoro, P. E., Silva Junior, C. A. D., Baio, F. H. R., Gava, R., Capristo-Silva, G. F., Gois, G. D., Correia Filho, W. L. F., Lima, M., Santiago, D. D. B., Freitas, W. K., Santos, P. J. D., & Costa, M. D. S. (2020). Fire foci related to rainfall and biomes of the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 282–283, 107861.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107861>
- Pata, U. K., & Ertugrul, H. M. (2023). Do the Kyoto Protocol, geopolitical risks, human capital and natural resources affect the sustainability limit? A new environmental approach based on the LCC hypothesis. *Resources Policy*, 81, 103352.
<https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2023.103352>
- Peptenatu, D., Andronache, I., Ahammer, H., Radulovic, M., Costanza, J. K., Jelinek, H. F., Di Ieva, A., Koyama, K., Grecu, A., Gruia, A. K., Simion, A.-G., Nedelcu, I. D., Olteanu, C., Drăghici, C.-C., Marin, M., Diaconu, D. C., Fensholt, R., & Newman, E. A. (2023). A new fractal index to classify forest fragmentation and disorder. *Landscape Ecology*, 38(6), 1373–1393.
<https://doi.org/10.1007/s10980-023-01640-y>
- Pias, O. H. D. C., Tiecher, T., Cherubin, M. R., Mazurana, M., & Bayer, C. (2019). Crop Yield Responses to Sulfur Fertilization in Brazilian No-Till Soils: A Systematic Review. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 43, e0180078.
<https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20180078>
- Pompeu, J., Assis, T. O., & Ometto, J. P. (2024). Landscape changes in the Cerrado: Challenges of land clearing, fragmentation and land tenure for biological conservation. *Science of The Total Environment*, 906, 167581.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167581>
- Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos, Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000, Diário Oficial da União (2000).
https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/1998/5.htm
- Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos, Decreto nº 7.747, de 5 de junho de 2012, Diário Oficial da União (2012).
https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/d7747.htm
- Preston, W., Araújo Do Nascimento, C. W., Agra Bezerra Da Silva, Y. J., Silva, D. J., & Alves Ferreira, H. (2017). Soil fertility changes in vineyards of a semiarid region in Brazil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3), 672–685.
<https://doi.org/10.4067/S0718-9516201700030001>
- Püttker, T., Crouzeilles, R., Almeida-Gomes, M., Schmoeller, M., Maurenza, D., Alves-Pinto, H., Pardini, R., Vieira, M. V., Banks-Leite, C., Fonseca, C. R., Metzger, J. P., Accacio, G. M., Alexandrino, E. R., Barros, C. S., Bogoni, J. A., Boscolo, D., Brancalion, P. H. S., Bueno, A. A., Cambui, E. C. B., ... Prevedello, J. A. (2020). Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. *Biological Conservation*, 241, 108368.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108368>
- Silva Junior, C. H. L., Heinrich, V. H. A., Freire, A. T. G., Broggio, I. S., Rosan, T. M., Doblaz, J., Anderson, L. O., Rousseau, G. X.,

- Shimabukuro, Y. E., Silva, C. A., House, J. I., & Aragão, L. E. O. C. (2020). Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. *Scientific Data*, 7(1), 269. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00600-4>
- Song, X.-P., Hansen, M. C., Potapov, P., Adusei, B., Pickering, J., Adami, M., Lima, A., Zalles, V., Stehman, S. V., Di Bella, C. M., Conde, M. C., Copati, E. J., Fernandes, L. B., Hernandez-Serna, A., Jantz, S. M., Pickens, A. H., Turubanova, S., & Tyukavina, A. (2021). Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nature Sustainability*, 4(9), 784–792. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00729-z>
- Souza, A. P. D., Corrêa, G. R., Arruda, D. M., Fonseca, R. S., Candido, H. G., Rosa, G. P., Koch, V. A., Rodrigues, A. P. D., & Xavier, M. V. B. (2024). Edaphic gradient shapes the structure and composition of vegetation in the forest-cerrado ecotone in north of minas gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 47(4), 1147–1161. <https://doi.org/10.1007/s40415-024-01036-5>
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7–19. <https://doi.org/10.1034/j.16000706.2000.900102.x>
- Vancine, M. H., Muylaert, R. L., Niebuhr, B. B., Oshima, J. E. D. F., Tonetti, V., Bernardo, R., De Angelo, C., Rosa, M. R., Grohmann, C. H., & Ribeiro, M. C. (2024). The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. *Biological Conservation*, 291, 110499. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110499>
- Vieira, I. C. G., Giles, A., Do Espírito Santo, M. M., Mesquita, R. C. G., Vieira, D. L. M., Massoca, P., Rosenfield, M. F., Albernaz, A. L. M., De Almeida, D. R. A., Vieira, G., Schietti, J., Ferreira, M., Brancalion, P. H. S., & Jakovac, C. C. (2024). Governance and policy constraints of natural forest regeneration in the Brazilian Amazon. *Restoration Ecology*, e14272. <https://doi.org/10.1111/rec.14272>
- Zhang, L., Du, H., Song, T., Yang, Z., Peng, W., Gong, J., Huang, G., & Li, Y. (2024). Conversion of farmland to forest or grassland improves soil carbon, nitrogen, and ecosystem multi-functionality in a subtropical karst region of southwest China. *Scientific Reports*, 14(1), 17745. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-68883-w>
- Zuckerberg, B., Cohen, J. M., Nunes, L. A., Bernath-Plaisted, J., Clare, J. D. J., Gilbert, N. A., Kozidis, S. S., Maresh Nelson, S. B., Shipley, A. A., Thompson, K. L., & Desrochers, A. (2020). A Review of Overlapping Landscapes: Pseudoreplication or a Red Herring in Landscape Ecology? *Current Landscape Ecology Reports*, 5(4), 140–148. <https://doi.org/10.1007/s40823-020-00059-4>