

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre

ARTHUR SOARES FERNANDES

**PROPRIEDADES RURAIS E A CONVERSÃO DO CERRADO:  
Estratégias de responsabilização para a conservação do bioma  
em Minas Gerais**

Belo Horizonte  
2022

ARTHUR SOARES FERNANDES

**PROPRIEDADES RURAIS E A CONVERSÃO DO CERRADO:  
Estratégias de responsabilização para a conservação do bioma  
em Minas Gerais**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, como exigência do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, área de concentração Ecologia e Conservação, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia

Belo Horizonte

2022

043

Fernandes, Arthur Soares.

Propriedades rurais e a conversão do cerrado: estratégias de responsabilização para a conservação do bioma em Minas Gerais [manuscrito] / Arthur Soares Fernandes. – 2022.

58 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Cerrado. 3. Propriedade rural. 4. Usos do Solo. 5. Vegetação. I. Paglia, Adriano Pereira. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. III. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

## FOLHA DE APROVAÇÃO

"PROPRIEDADES RURAIS E A CONVERSÃO DO CERRADO: Estratégias de responsabilização para a conservação do bioma em Minas Gerais"

ARTHUR SOARES FERNANDES

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada, no dia **30 de setembro de 2022**, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

**Doutor(a) Ricardo Ribeiro de Castro Solar**

(UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS -UFMG)

**Doutor(a) Ubirajara Oliveira**

(UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS -UFMG)

**Doutor(a) Adriano Pereira Paglia**

(Presidente da Banca)

Belo Horizonte, 30 de setembro de 2022.

Assinaturas dos Membros da Banca



Documento assinado eletronicamente por **Ubirajara de Oliveira, Usuário Externo**, em 24/05/2023, às 14:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Ribeiro de Castro Solar, Professor do Magistério Superior**, em 24/05/2023, às 15:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Adriano Pereira Paglia, Professor do Magistério Superior**, em 25/05/2023, às 11:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **2330448** e o código CRC **4BBD4A16**.

Dedico este trabalho ao Professor Richard Levins, falecido em 2016. Ecólogo, matemático, filósofo e militante político, Levins esteve presente, em espírito, desde minha primeira aula de ecologia até a conclusão desta etapa, com o fim do mestrado. Foi um prazer aprender e reaprender com os trabalhos do professor a importância da crítica, da filosofia e da política na decisão do caminho pelo qual pretendo construir ciência. Do abstrato ao concreto, do interior ao exterior, do todo à parte e à verdade em totalidade. Gostaria de ter sido, antes, quem sou, para poder agradecê-lo pessoalmente. Descanse em poder. Venceremos.

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Adriano Pereira Paglia, agradeço pela construção de uma jornada científica, pela paciência e disposição em tornar meu pensamento objetivo e pela liberdade e confiança que depositou em mim.

Aos professores Ubirajara Oliveira, Milton Cezar Ribeiro e Ricardo Ribeiro de Castro Solar, agradeço pela paciência e disposição em compor minha banca de avaliação e por aceitarem contribuir com o aprimoramento, crítica e realização deste trabalho. Ao professor Ricardo, em especial, gostaria de agradecer por ter me apresentado, propriamente, à filosofia da ciência no início do curso de mestrado.

À todas as colegas pesquisadoras que contribuíram, em algum momento, com a realização de minha pesquisa e formação científica, Paloma Marques, Danielle Alvarenga, Marina Beirão, Marcela Barreto, Ludmila Hufnagel, Luiza Guimarães e Gabriela Duarte, agradeço por toda ajuda, conselhos e aprendizados. Vocês são minhas principais referências do fazer científico.

Gostaria de agradecer a todos os professores e integrantes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, pela realização da atividade de docência com excelência e humanidade durante o período de pandemia. Agradeço também aos meus colegas de laboratório, Rodrigo Massara, Jessica Mascarello, Bernardo Leopoldo e demais colegas de curso, pelos aprendizados que só são possíveis nas conversas do cotidiano, essenciais e também profundamente restritas em períodos de pandemia.

Aos meus mais que amigos, Filipe Siqueira, Gabriel Mendes, Larissa Xavier, Caio Ribeiro, Reuel Soares, Clarissa Cyrino, Fernando Afonso, Pedro Bayma, Tiago Pires e Miguel Mayer, por me fazerem ser mais com o pouco que sou, pela preocupação e pelo carinho.

À minha mãe, Maria do Carmo, ao meu pai, Josias, e aos meus irmãos, Heitor, Túlio e Leonardo, meu obrigado, meu amor e minha vida. Vocês são o meu norte, minha base e meu retorno.

E por fim, à Isabel, por todo amor, pela luta e por tudo que fez por mim para que esse trabalho fosse realizado. Sem a sua parceria, companheirismo e carinho, nada disso seria possível e nem nada, de todo o resto que é viver, será.

Fernandes, A. S. Propriedades Rurais e a Conversão do Cerrado: Estratégias de Responsabilização para a Conservação das Paisagens do Bioma em Minas Gerais. [Dissertação] Belo Horizonte. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais - Brasil.

## **RESUMO**

Abordamos neste trabalho a preocupante conversão do Cerrado no estado de Minas Gerais. Fomos estimulados pela necessidade crescente de compreender a dinâmica ambiental das paisagens degradadas do bioma, a fim de direcionar estratégias bem-sucedidas de conservação e recuperação do Cerrado. Nosso estudo concentrou-se no papel coletivo das propriedades rurais na conservação e conversão do Cerrado nesse estado. Nossos resultados revelaram que, embora haja perda de vegetação nativa de todas as formações vegetais, ocorreu um processo sistêmico de conversão apenas nas vegetações savânicas. Surpreendentemente, as propriedades rurais não tiveram um efeito direto na conversão recente das vegetações do Cerrado. No entanto, dada a extensão dessas propriedades, é necessário integrar esses agentes sociais no planejamento e na implementação de mecanismos espaciais de proteção. Propomos, neste estudo, modelos de responsabilização local para a recuperação das paisagens. Para isso, utilizamos o cálculo do déficit de áreas naturais em relação a um limiar coletivo de conservação das paisagens, com base no mecanismo de conservação privado das reservas legais. Ao avaliar as paisagens deficitárias como áreas para ajuste dos mecanismos de conservação, podemos direcionar um melhor planejamento, fiscalização e adequação local da conservação do bioma. Assim, envolvendo os setores público e privado, visando influenciar positivamente a transformação estrutural das vegetações nativas do Cerrado. Esperamos com esse trabalho, ter contribuído com um avanço nas estratégias para o uso e conservação adequados das paisagens do Cerrado, visando a manutenção de um limiar mínimo e coletivo de proteção do bioma em todas as paisagens.

**PALAVRAS-CHAVE:**

Sistemas Agrosilvopastoris, Cadastro Ambiental Rural, Limiares Ecológicos.

Fernandes, A. S. Rural Properties and the Conversion of Cerrado: Accountability Strategies for Conserving the Biome Landscapes in Minas Gerais. [Dissertation] Belo Horizonte. Institute of Biological Sciences, Federal University of Minas Gerais - Brazil.

## **ABSTRACT**

In this study, we address the alarming conversion of the Cerrado biome in the state of Minas Gerais. We were driven by the increasing need to understand the environmental dynamics of degraded landscapes within the biome in order to guide successful strategies for the conservation and restoration of the Cerrado. Our study focused on the collective role of rural properties in the conservation and conversion of the Cerrado in this state. Our results revealed that, although there is loss of native vegetation across all vegetation types, a systematic conversion process occurred predominantly in savannah vegetation. Surprisingly, rural properties did not have a direct effect on the recent conversion of Cerrado vegetation. However, given the extent of these properties, it is necessary to integrate these social agents into the planning and implementation of spatial protection mechanisms. In this study, we propose models of local accountability for landscape recovery. To achieve this, we calculated the deficit of natural areas in relation to a collective threshold for landscape conservation, based on the private conservation mechanism of legal reserves. By assessing deficit landscapes as areas for adjusting conservation mechanisms, we can better plan, supervise, and locally adapt the conservation efforts, involving both the public and private sectors, to positively influence the structural transformation of native vegetation in the Cerrado. With this work, we hope to contribute to advancing appropriate strategies for the use and conservation of Cerrado landscapes, aiming to maintain a minimum and collective threshold for the protection of the biome across all landscapes.

### **KEYWORDS:**

Agrosilvopastoral Systems, Rural Environmental Registry, Ecological Thresholds.



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>10</b>
1.1 MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DO SOLO.....	10
1.2 CONTEXTO HISTÓRICO DA CONVERSÃO DO CERRADO.....	12
1.3 MECANISMOS DE CONSERVAÇÃO DO CERRADO.....	13
1.4 PROPRIEDADES RURAIS.....	15
1.5 OBJETIVOS.....	15
<b>2. MÉTODOS.....</b>	<b>17</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	17
2.2 AMOSTRAGEM.....	19
2.3 PROCESSAMENTO E ANÁLISE ESPACIAL.....	21
2.4 ÍNDICES DE VARIAÇÃO ESPACIAL.....	22
2.5 AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL.....	22
2.6 MODELOS PARA TESTES ESTATÍSTICOS.....	23
2.7 MODELOS DE RESPONSABILIZAÇÃO LOCAL.....	24
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>26</b>
3.1 MÉTRICAS ESPACIAIS DESCRITIVAS.....	26
3.2 ÍNDICES DE VARIAÇÃO ESPACIAL.....	30
3.3 TESTES DE AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL.....	31
3.4 TESTE DOS MODELOS ESTATÍSTICOS.....	32
3.5 MODELOS ESPACIAIS.....	33
<b>4. DISCUSSÃO.....</b>	<b>36</b>
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>40</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>41</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>54</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Nesta sessão de introdução apresentamos (1.1) as definições conceituais necessárias para entendimento do projeto, (1.2) o contexto histórico de uso e conversão do bioma cerrado, (1.3) os mecanismos vigentes de conservação das paisagens do bioma e (1.4) o papel das propriedades rurais na conservação do cerrado. Com base nesse referencial teórico, os objetivos deste trabalho foram definidos e expostos em 1.5.

### 1.1 MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DO SOLO

As transformações na cobertura natural do solo ocorrem em decorrência de mudanças expressivas nos elementos bióticos e abióticos presentes nos ecossistemas naturais (Lambin, 2001). Essas transformações resultam em modificações nos habitats naturais e estão associadas ao declínio global da biodiversidade (Fahrig et al., 2002). A principal causa dessas transformações é a atividade humana, como a conversão de vegetação nativa em diferentes formas de uso cultural dos recursos e espaços naturais (Nassauer et al., 1995). Além disso, perturbações naturais, como queimadas e furacões, também podem produzir novos padrões de organização dessas paisagens, agravando os efeitos da conversão (Turner et al., 2010).

Paisagens podem ser entendidas como sistemas espaciais compostos por unidades de diferentes categorias de uso ou cobertura natural do solo, organizados de forma desigual no espaço (Turner et al., 1989). A composição e configuração de classes de uso antrópico e cobertura natural nas paisagens produzem padrões espaciais heterogêneos em constante modificação (Turner et al., 2005). A relação complexa entre os padrões e processos espaciais e ecológicos é um importante objeto de pesquisa na Ecologia de Paisagens (Yu et al., 2019). Contudo, a variedade de escalas espaciais e níveis hierárquicos ecológicos em que essas relações ocorrem tornam desafiadora a avaliação dessa relação (Wiens et al., 1997; Newman et al., 2019).

Mudanças na paisagem podem afetar a movimentação de indivíduos e, conseqüentemente, o fluxo gênico das metapopulações, afetando a dinâmica ecológica de populações (Baguette et al., 2012). A rápida conversão de vegetação

nativa pode levar à perda de espécies e também expor as comunidades ecológicas a condições de estresse e seleção em áreas já convertidas (Haines-Young et al., 2009). Além disso, as alterações na cobertura do solo para uso humano podem produzir padrões de homogeneização biótica nas paisagens (Solar et al., 2015).

Essas mudanças estruturais das paisagens também podem levar à degradação e transformação de solos por processos de erosão e empobrecimento, bem como à alteração dos regimes de perturbações naturais, como as queimadas (Khaledian et al., 2016; Nabiollahi et al., 2018; Guerra et al., 2020; Alvarado et al., 2017). Estes efeitos reduzem a capacidade de resposta dos sistemas ecológicos e espaciais em recuperar suas propriedades anteriores (Cummings et al., 2011) e podem afetar negativamente as paisagens por efeitos tardios e acumulados (Lira et al., 2019).

Considerando a complexidade e os múltiplos efeitos relevantes para o entendimento e planejamento adequado do uso das paisagens, pesquisadores e legisladores passaram a incorporar o conceito de “limiões ecológicos” em estratégias de investigação e conservação das paisagens naturais (Kato et al., 2017; Swift et al., 2010). Limiões de composição de habitat são amplamente utilizados para avaliar a qualidade ecológica das paisagens por contemplarem maiores escalas espaciais de análise, em conjunto com a redução da complexidade dos sistemas naturais observados ao considerarem quantidades ideais para a manutenção das vegetações de interesse em cada localidade (Suding et al., 2009; Fahrig et al., 2013). No entanto, a detecção e a inferência dos limiões de composição das paisagens são específicas para cada sistema ecológico e paisagens avaliadas, o que representa um desafio de produção de generalizações válidas entre localidades (Hillebrand et al., 2020).

Apesar disso, a definição dos limiões legais é importante para simplificar as condições catastróficas de transformação dos sistemas ecológicos e das paisagens, tornando-os uma ferramenta legal no planejamento do uso das paisagens naturais (Yntze van der Hoek et al., 2015). Todavia, é importante que os limiões legais sejam adaptados e ajustados de acordo com as particularidades locais, por meio de estratégias de gerenciamento do espaço e das paisagens baseadas em evidências empíricas locais (Groffmann et al., 2006).

## 1.2 CONTEXTO HISTÓRICO DA CONVERSÃO DO CERRADO

Nas regiões tropicais, a atividade agrária para a exportação de mercadorias é o principal fator estimulante para a conversão de novas áreas, restando nos trópicos as maiores parcelas remanescentes de áreas naturais disponíveis para conversão antrópica (Lambin., 2003; Lambin & Meyfroidt., 2011). Essa relação de conversão para extração é afetada por fatores econômicos e sociais associados a diversos impactos, muitas vezes espacialmente desvinculados das localidades onde esses impactos de fato ocorrem. Isso se deve pois a atividade de conversão para produção de mercadorias está vinculada às cadeias regionais e globais de produção e comércio (Metroid et al., 2013; Jayatilaka., 2021). Nos ambientes não florestais dos trópicos há também o agravante da heterogeneidade natural desses sistemas ambientais, que faz com que as perturbações intensas e extensas causadas pela conversão de paisagens naturais produzam formas ainda mais variadas de degradação, afetando as comunidades e dinâmicas presentes e dificultando ainda mais a capacidade de previsão e gerenciamento de impactos ambientais (Bestelmeyer et al., 2015; Peters et al., 2015).

A conversão de vegetações nativas do Cerrado teve seu primeiro momento de aceleração entre os anos 1950 e 1960, quando observou-se um aumento na exportação de mercadorias agrícolas produzidas no bioma (Silva, 2000). Nesse período, o Estado brasileiro foi responsável pelos principais fatores associados ao aumento da conversão da região, como investimentos públicos em infraestrutura rodoviária, políticas de crédito agrário e pesquisas realizadas por agências estatais, como a Embrapa, possibilitando a ocupação e expansão das atividades agrárias no Cerrado (Franco et al., 2001). Na década de 1970, as formações vegetais do bioma foram convertidas principalmente em pastagens e áreas agrícolas de atividade intensiva, como algodão, cana-de-açúcar e café. A conversão se intensificou nas décadas de 1980 e 1990, a partir de mudanças nas políticas de concessão de crédito, especialmente na fronteira agrícola do Mato Grosso, favorecendo o estabelecimento de grandes propriedades rurais para essas atividades produtivas (Jepson et al., 2010). Na região sul da Bahia, outra área de conversão recente e acelerada, a vegetação de Cerrado Lato Sensu foi de 73% em em 1986 para 40% em 2002 (Brannstrom et al., 2008)

A implementação de legislações ambientais foi utilizada para diminuir os níveis de desmatamento do Cerrado, o que resultou em uma redução gradual dos impactos da conversão do bioma entre os anos 2000 e 2014 (Pires et al., 2020). No período de 2010 a 2020, a criação de pastagens e o plantio de soja consolidaram-se como os principais causadores do desmatamento na região, tanto por extensão de área convertida, quanto por mensuração da pegada ecológica resultante da atividade de conversão das vegetações nativas (Escobar et al., 2020). Nas últimas duas décadas (2000 a 2020), a junção de elementos econômicos, como a distribuição de crédito rural, e elementos ambientais de cada paisagem, como a variações de declividade e pluviosidade, foi um fator relevante para a implementação agrícola e pastoril, havendo, por fim, reduzido a disponibilidade de áreas naturais remanescentes em cada paisagem (Trigueiro et al., 2020).

### 1.3 MECANISMOS DE CONSERVAÇÃO DO CERRADO

As principais políticas públicas de conservação do cerrado incluíram: a criação de áreas protegidas; comitês de acompanhamento do processo de colonização agrária; e o sistema de cadastro ambiental rural (CAR), implementado em 2012, que visava a inserção e monitoramento das propriedades rurais em sistema de monitoramento governamental (Klink et al., 2013). O principal mecanismo de proteção ambiental por definição de áreas protegidas é o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), definido pela Lei 9.985, de 18 de julho de 2000, que estabelece diferentes categorias de permissibilidade do uso e conversão das paisagens nacionais. Essas unidades espaciais têm sido associadas não apenas à manutenção de vegetações naturais, mas também a processos de regeneração secundária dessas áreas (Carranza et al., 2013; Bellon et al., 2020).

As áreas destinadas às UCs de proteção integrada no Cerrado do estado de Minas Gerais correspondem a 2,4% das áreas dentro de unidades de proteção integral e a 7,2% de uso sustentável (Clemente et al., 2020). A criação de áreas protegidas, no entanto, não foi equiparada entre biomas de vegetações florestais e não florestais, como a Caatinga, Cerrado e Pampas, havendo menor criação de unidades de conservação nesse segundo grupo de ambientes (Mattar et al., 2018). Além disso, nesses ecossistemas negligenciados, há concentração de unidades de conservação em regiões de menor valor econômico para a implementação agrária, o

que limita e concentra espacialmente o padrão de áreas conservadas dos biomas não florestais brasileiros (Overbeck et al., 2015).

Outros dois importantes mecanismos do novo Código Florestal (Lei 12.651 de 25 de maio de 2012), responsáveis por categorizar e normatizar as áreas protegidas dispostas nas paisagens do Cerrado, são: (1) o Sistema Nacional de Reservas Legais, que define para toda propriedade rural brasileira um limiar obrigatório da manutenção da composição nativa em pelo menos 20% da área total das propriedades no Cerrado. Esse mecanismo é o maior em extensão estimada para o bioma, considerando que 53% do Cerrado nativo se encontra dentro de propriedades rurais, sendo responsável pela implementação do limiar legal (Soares-Filho, 2014). Existem também as (2) Áreas de Preservação Permanente, que são definidas por características ambientais das paisagens, como a distância de cursos d'água e elevação. As Reservas Legais são importantes não apenas por sua extensão em área idealizada pela lei, mas também por efetivamente contribuírem para a redução do processo de conversão em regiões de intensa atividade produtiva, como paisagens da fronteira agrícola do Mato Grosso (dos Santos et al., 2021). A adesão pelos proprietários rurais ao mecanismo das Reservas Legais varia por diversos fatores, dentre eles a viabilidade econômica da atividade produtiva agrária dentre regiões (Sano et al., 2013), estando também positivamente associada ao tamanho de cada imóvel rural (Stefanes et al., 2018).

Os mesmos vieses de seleção e conservação de áreas florestais descritos para os mecanismos de proteção governamentais são reproduzidos pelas reservas legais, que estão associadas à manutenção primária de vegetações florestais nas fronteiras agrícolas do Cerrado (Bonanomi et al., 2019). Na legislação que regula as Reservas Legais, não existem definições para o controle proporcional dos tipos de vegetação em cada propriedade a ser mantida pelos proprietários rurais (D'Albertas et al., 2021), o que resulta em novos vieses locais de alocação das reservas legais nos imóveis rurais. Por fim, ainda há a flexibilidade legal de Compensação da Reserva Legal pelos proprietários em outros imóveis de mesmo dono, desde que na mesma bacia hidrográfica do bioma. Essa flexibilização, associada aos critérios enviesados de determinação das áreas a serem conservadas nas propriedades e à predileção pela proteção de fragmentos florestais, realçam possível efeito sistêmico de negligência na conservação de vegetações não florestais do bioma pelo principal mecanismo (em extensão) presente no bioma. Esse contexto torna mais importante

a integração entre entes rurais e o governo, no planejamento e conservação do bioma e suas paisagens (Strassburg et al., 2017). Para isso, é preciso avaliar como as propriedades rurais se organizam como coletivo, para que estratégias direcionadas aos proprietários e novas políticas públicas sejam orientadas para essas categorias.

#### 1.4 PROPRIEDADES RURAIS

Propriedades rurais são áreas contínuas nas paisagens que se destinam ou possam destinar à exploração extrativa agrícola, pecuária ou agroindustrial, através da iniciativa privada (Lei 4504 de 64; Lei 8629 de 1993). Tanto a atividade extrativa agrária, quanto a responsabilidade pela manutenção adequada das condições ambientais configuram a responsabilidade social de cada proprietário rural individualmente (Art. 186, Constituição de 1986). O estímulo à adesão pelos proprietários aos mecanismos vigentes de proteção, bem como a adequação local dos limiares de composição natural, podem produzir paisagens do Cerrado com melhor planejamento em conservação, ao levarmos em conta as deficiências e vieses de conservação em curso da região (Colman et al., 2020). Uma avaliação integrada da conservação, realizada por propriedades rurais como categoria contínua, pode nos indicar em quais paisagens há responsabilidade, em falta ou realizada, com a conservação das formações nativas do Cerrado. O sistema CAR, no qual proprietários rurais disponibilizam a delimitação georreferenciada de suas propriedades rurais, nos permite a avaliação da atividade de conversão do Cerrado e responsabilização local dos proprietários (Roitman et al., 2018). Contudo, o sistema não exige o mapeamento das áreas protegidas vinculadas às propriedades rurais e, portanto, é uma ferramenta limitada para a identificação espacial de concretização da responsabilidade dos proprietários rurais (Luiz et al., 2022).

#### 1.5 OBJETIVOS

O estudo da perda de vegetação nativa no Cerrado tem se concentrado em áreas com conversão agrícola intensa, como nas fronteiras agrícolas. A flexibilidade na alocação dos mecanismos de proteção privada pode resultar em paisagens que estão abaixo do limite legal de conservação exigido para proprietários rurais, mesmo

que individualmente atendam aos requisitos legais. A conservação dentro das propriedades rurais do cerrado pode reproduzir vieses de seleção de áreas florestais observados em outros biomas, enfatizando a importância da compreensão e regulação adequada desses mecanismos de conservação espaciais no bioma.

Considerando os desafios identificados na responsabilização privada na conservação da região, nosso objetivo principal é avaliar o papel coletivo das propriedades rurais na conservação e conversão do Cerrado de Minas Gerais. Inicialmente, mensuramos a quantidade de vegetação nativa nas áreas internas e externas das propriedades rurais e analisamos sua variação. Em seguida, testamos se as propriedades rurais afetam a conversão das vegetações nativas em relação às áreas externas. Utilizamos o limiar legal de composição natural remanescente para calcular o déficit privado coletivo em cada paisagem, destacando os benefícios da consideração do limiar coletivo local para a conservação do Cerrado.

Com base na avaliação dos efeitos e limiares das paisagens, discutimos a responsabilidade coletiva dos proprietários rurais na conversão e conservação da vegetação nativa historicamente degradada do Cerrado de Minas Gerais. Identificamos padrões particulares de conversão da região e contribuimos com estratégias para o planejamento adequado do uso e conservação de suas paisagens, considerando critérios de responsabilização. Esperamos que, com esse trabalho, novas diretrizes possam ser formuladas para a adequação local das políticas públicas e da responsabilização pelos proprietários rurais no uso e conservação das vegetações remanescentes do bioma.



## 2. MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

O Cerrado, segundo maior bioma brasileiro, é predominantemente formado por savanas, abrangendo cerca de 46% da extensão territorial. Esse bioma é caracterizado por particularidades climáticas, edáficas, topográficas e históricas de uso da terra (Silva et al., 2006) e é composto por uma ampla diversidade de fitofisionomias, que incluem de campos limpos e fechados a formações florestais, como matas ciliares (Walter et al., 2006). A variação da topografia e dos solos ao longo do bioma resulta em padrões diversos de formação vegetal, específicos de cada região e paisagem (Arruda et al., 2015). A heterogeneidade espacial do Cerrado é produto da sua ampla diversidade biológica e ambiental, sendo responsável por abrigar cerca de um terço da biodiversidade brasileira e inserido na categorização de “hotspots” para a conservação de espécies (Klink et al., 2005).

Como descrito anteriormente neste trabalho, os fatores socioeconômicos associados à ocupação e uso do bioma influenciaram significativamente sua heterogeneidade ambiental e biológica. Essa variação histórica e regional dos padrões de conversão torna difícil a comparação entre áreas, sendo fundamental avaliar sistematicamente os efeitos das propriedades rurais, principais agentes de conversão, sobre a vegetação nativa do cerrado em diferentes áreas (Espírito-Santo et al., 2009). Com interesse de avaliar essa relação com maior clareza, optamos pela seleção da parcela do bioma com processo de conversão mais antigo e menos acelerado. Para tal, escolhemos como área de estudo em nossa pesquisa o Cerrado de Minas Gerais.

O estado de Minas Gerais é composto por aproximadamente 344 mil quilômetros quadrados do bioma Cerrado (Santos et al 2003). A proporção de vegetação remanescente e a adesão entre proprietários rurais variam entre diferentes localidades. Por exemplo, a atividade de conversão acumulada pelas propriedades no estado podem variar entre 50km<sup>2</sup> e 1500km<sup>2</sup>, a depender da região e município avaliados (Parente et al., 2020). Essa variação já foi utilizada para categorizar as unidades ecológicas do bioma em ecorregiões (Sano et al., 2019). Essas ecorregiões, apesar de serem arbitrárias de acordo com os critérios de relevância selecionados pelos pesquisadores, agregam características ambientais e

socioeconômicas do Cerrado e foram utilizadas como subunidades de seleção prévia do nosso modelo amostral. As seis regiões definidas são: (1) Alto São Francisco, (2) Depressão Cárstica do São Francisco, (3) Jequitinhonha, (4) Paracatu, (5) Planalto Central e (6) Vão do Paraná (Mapa 1 - Figura 1). As ecorregiões, embora sejam categorias arbitrárias das características ambientais do Cerrado, nos indicam que a ocorrência de perturbações, como queimadas, varia entre as sub-regiões. As regiões próximas ao Triângulo Mineiro, Basalto do Paraná e Planalto Central apresentam maior frequência anual de queimadas (Silva et al., 2021).

Para isso, elaboramos um desenho amostral que leva em conta a variação regional dos possíveis efeitos de conversão, descrito na seção abaixo (Mapa 1), visando a seleção de paisagens representativas para a avaliação local desses efeitos.

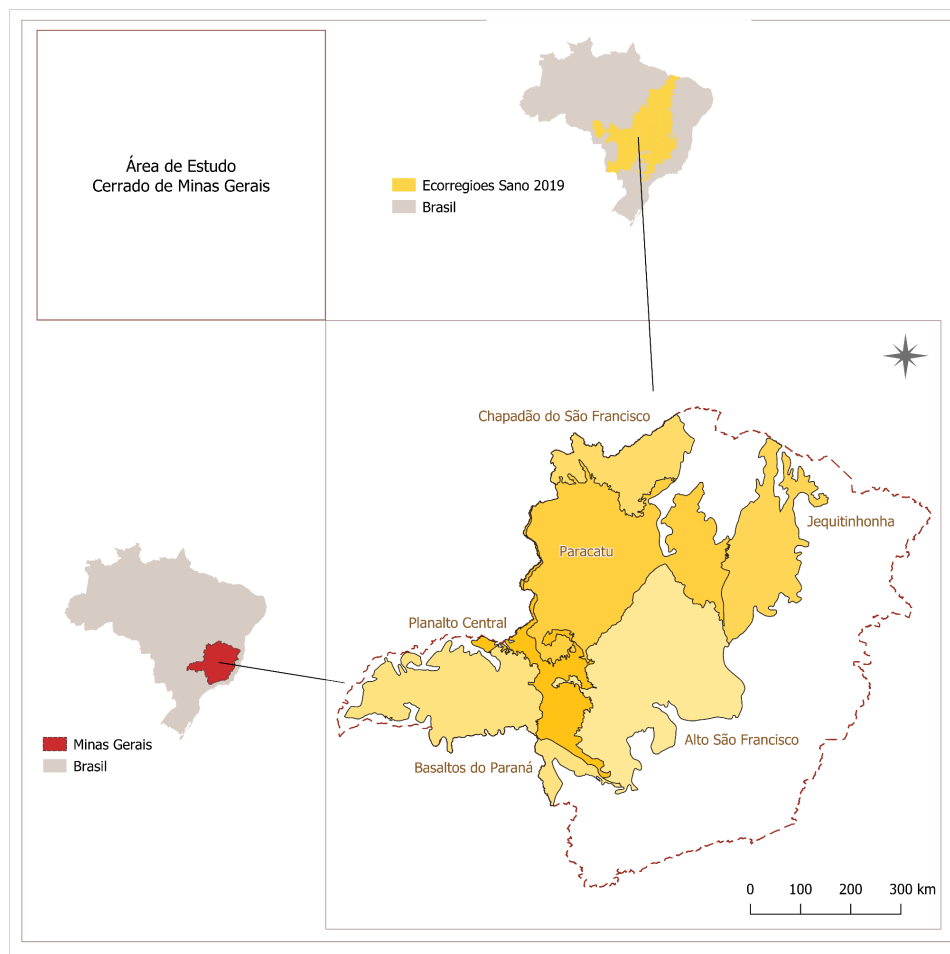


FIGURA 1: Mapa de representação das Ecorregiões do Cerrado de Minas Gerais (Sano et al., 2019).

## 2.2 AMOSTRAGEM

Para a seleção das paisagens de interesse em nosso modelo amostral, adotamos um modelo semi-randomizado baseado em critérios pré-estabelecidos de exclusão de paisagens que pudessem apresentar fatores externos de intervenção em nossos sistemas espaciais. A partir de um conjunto inicial de 500 paisagens, foram utilizadas por toda a extensão do Cerrado de Minas Gerais, utilizando critérios rigorosos de exclusão geográfica para selecionar as paisagens amostradas. Primeiro, foi aplicado critério de exclusão por sobreposição das paisagens com limites estaduais e sub-regionais. Em seguida, excluímos paisagens com formas predominantes de uso do solo não vinculadas a atividades agrícolas, como mineração e urbanização. Também retiramos do conjunto amostral paisagens que apresentassem formas alternativas de uso do solo, como assentamentos rurais, terras indígenas ou quilombolas e unidades de proteção do bioma. Ao final, restaram 183 paisagens viáveis em nosso modelo amostral (Figura 2), contendo cada uma 30900 hectares e, ao todo, cerca de 56.730 km<sup>2</sup>, o que representa, aproximadamente, 17% da porção do Cerrado contida no estado de Minas Gerais. Adotamos esse modelo amostral semi-randomizado também para a consideração de possíveis efeitos de autocorrelação espacial, por sobreposição ou fatores causais regionais associados aos pontos amostrais (Christiansson et al., 2016; Zuckerberg et al., 2020). Para cada uma dessas paisagens, foram produzidos mapas de categorização espacial das formações vegetais e da distribuição de propriedades rurais presentes. Cada paisagem amostrada foi avaliada em 3 acervos temporais, sendo eles referentes aos anos 2000, 2010 e 2020, utilizando os dados geográficos categorizados disponíveis na plataforma MapBiomas (Souza et al., 2020).

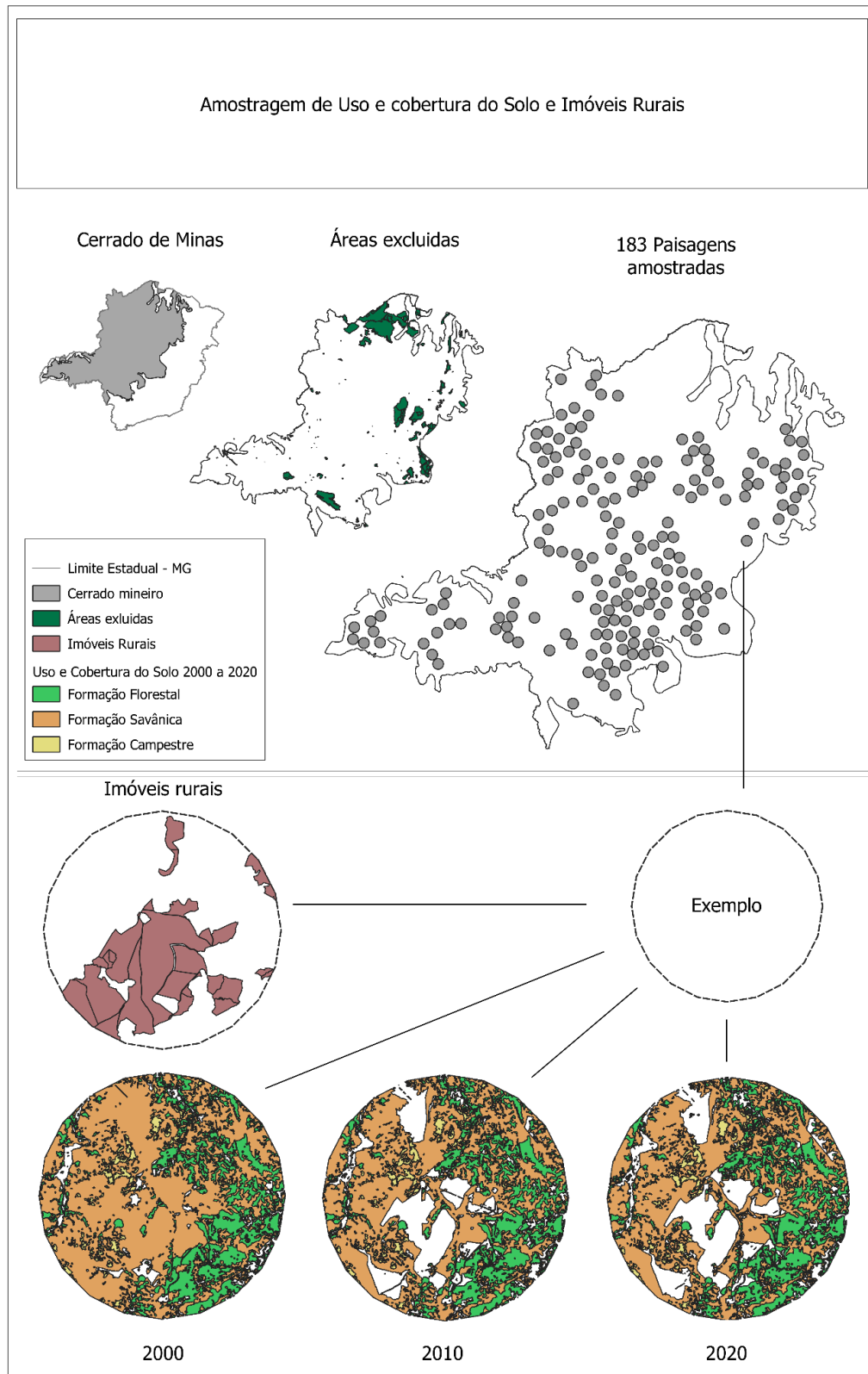


FIGURA 2: Definição de áreas para a seleção de paisagens amostrais ( $n = 183$ ). Exemplo de extração de Imóveis Rurais e Classes de Formações Vegetais Naturais obtidas para os anos de 2000, 2010 e 2020.

Para obter informações sobre a cobertura vegetal das áreas amostrais, utilizamos a plataforma MapBiomias, que emprega um método de geração integrada de mosaico classificado. A plataforma utiliza um filtro temporal anual para seleção de valores médios de classificação dos pixels, com acurácia já avaliada de 88,3%. As imagens categorizadas são produzidas pelos satélites LANDSAT 7 (mapas de 2000 a 2010) e LANDSAT 8 (mapas de 2020), considerando resolução de 30x30m. Os mapas georreferenciados foram obtidos em sistema de coordenadas geográficas do Sistema Geodésico Mundial (EPSG: 4326 - WGS 84). Os dados georreferenciados das propriedades rurais foram coletados a partir do sistema de Cadastro Ambiental Rural - CAR (SICAR., 2018). Todas as modificações referentes ao tratamento de dados georreferenciados foram realizadas no programa 3.18.3.

### 2.3 PROCESSAMENTO E ANÁLISE ESPACIAL

Para avaliar a variação estrutural das paisagens amostradas, foram extraídas métricas espaciais descritivas para três intervalos temporais (2000, 2010 e 2020) que representam aspectos composicionais da paisagem. Inicialmente, foi realizada a transformação do sistema de coordenadas para unidades métricas, utilizando o Sistema Universal Transversal de Mercator (UTM).

Foram produzidas amostras de paisagem com camadas das formações vegetais naturais remanescentes para as seguintes classes de cobertura natural do solo: FLO = Formação Florestal, SAV = Formação Savânica e CAM = Formação Campestre, e, para o somatório dessas áreas, TOT = Áreas Naturais Totais. O modelo espacial utilizado para a extração de métricas permitiu a descrição da composição das paisagens amostradas, calculando a área total de vegetação natural e a área de cada formação vegetal em hectares, para as áreas internas e externas às propriedades rurais em cada paisagem. Também foi avaliada a vegetação predominante para cada PA e as paisagens foram categorizadas de acordo com a classe vegetal predominante (D). Para a quantificação espacial das propriedades rurais, foram calculadas a extensão total das propriedades rurais nas paisagens (ATP) e a extensão média (ATM) dessas propriedades. Todas as etapas de geoprocessamento dos mapas utilizados para as quantificações foram realizadas no software de acesso livre QGIS (QGIS Development Team, 2022).

## 2.4 ÍNDICES DE VARIAÇÃO ESPACIAL

Para a avaliação da variação quantitativa de elementos discretos da paisagem, utilizamos a taxa geométrica de crescimento populacional ( $\lambda$ ), que foi proposta por Alvarenga et al. (2021). Essa variável indexada é obtida através da fórmula  $\lambda = e[(\ln N_t) - (\ln N_0)t]$ , onde “t” representa os intervalos de variação considerados para cada modelo e objeto de estudo (Sibly et al., 2002). São utilizados logaritmos naturais para a variação temporal, consideradas as áreas iniciais e finais de cada intervalo como  $N_0$  e  $N_t$  respectivamente. Para a avaliação de dependência, ou comparação a uma variável ecológica de relevância, é comum comparar a variação de  $\lambda$  em relação à própria densidade populacional (Krebs et al., 2002). Em nosso trabalho, avaliamos ambas as relações. Utilizamos dois intervalos temporais (I = 2000 a 2010 e II = 2010 a 2020) para a variável “área total em hectares”. Os valores de  $\lambda$  nos indicam: ausência de variação da área de cada formação vegetal na paisagem ( $\lambda = 1$ ), sua redução ( $\lambda < 1$ ) ou crescimento ( $\lambda > 1$ ) em área. Separamos também cada paisagem em parcelas (interior e exterior) às propriedades rurais, para descrição do índice de variação entre parcelas. Além da variação populacional, utilizamos o índice binário de ausência ou presença da variação da classe vegetal predominante nas paisagens (VD) para avaliar a variação da heterogeneidade causada por mudanças nas proporções de formações vegetais.

Para a manipulação dos dados em raster, utilizamos o pacote “Raster” (Hijmans., 2022) e, para a quantificação das métricas espaciais selecionadas, utilizamos o pacote “landscapemetrics” (Hesselbarth et al., 2019). Todos os dados produzidos foram transportados para a plataforma de dados do R-Studio.

## 2.5 AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL

A autocorrelação espacial é um fenômeno estatístico no qual a presença de determinado objeto ou propriedade em uma paisagem influencia sua própria ocorrência (Overmars et al., 2003). A detecção e modelagem da autocorrelação espacial é importante para identificar e controlar possíveis fatores externos aos considerados em nossos modelos estatísticos de teste de hipótese. Utilizamos três tipos de análise para a averiguação e testagem dos resíduos associados ao nosso conjunto de dados espaciais. A primeira etapa consistiu na exploração gráfica dos

resíduos espaciais e testagem dos modelos estatísticos finais, a partir da distância limite de 50 quilômetros, utilizando o teste de Moran. Para essa etapa, utilizamos como variáveis resposta a distribuição espacial da vegetação inicial (2000) de cada classe de formação. Assumindo que essas vegetações variam aleatoriamente na paisagem. Já para a segunda etapa, utilizamos modelos estatísticos lineares simples e randomizados, construídos com os valores de  $\lambda$  entre 2000 e 2020 para cada classe de vegetação na paisagem. Os modelos randomizados foram construídos com família gaussiana devido ao caráter contínuo das variáveis resposta:

$\lambda_{flo} \sim 1$

$\lambda_{sav} \sim 1$

$\lambda_{cam} \sim 1$

Esses três modelos simples foram testados na segunda e terceira etapa, respectivamente. Na segunda etapa, utilizamos 1000 modelos de simulação por Monte-Carlo, para cada um dos modelos, e avaliamos os resíduos produzidos. Em seguida, realizamos teste de Moran para a avaliação de autocorrelação nos modelos a partir de uma distância fixa de 50 km. Para as simulações e o teste de Moran, valores significativos de  $p$  indicam a existência de autocorrelação espacial. Quando um dos modelos apresentou em ambas as etapas (2 e 3) valores significativos, assumimos a existência de autocorrelação espacial.

Para a realização das etapas de testagem 1 a 2, utilizamos o pacote “DHARMA” (Hartig, 2022) e para a realização do teste de Moran (etapa 3) utilizamos o pacote “ape” (Paradis & Schliep, 2019).

## 2.6 MODELOS PARA TESTES ESTATÍSTICOS

Para o teste de hipótese da relação entre propriedades rurais e variação das formações vegetais do Cerrado, foram construídos quatro modelos lineares múltiplos. A partir de teste piloto, avaliado com modelos estatísticos de análise de variância, observamos que utilizando nossas variáveis preditoras propostas não atingimos os pressupostos necessários dos testes e optamos pela construção de modelos mais complexos. Para o teste do efeito das propriedades rurais sobre a variação de cada perfil de vegetação, utilizamos modelos generalizados com a

distribuição Gaussiana devido ao caráter contínuo do índice  $\lambda$  (a, b, c). Para esses modelos, utilizamos como intercepto fixo os intervalos (i1 e i2) e a paisagem (1 a 183) para controle de variáveis aleatórias. No modelo (d), construído para avaliar o efeito das propriedades rurais sobre a presença ou ausência da variação da formação vegetal dominante (VD), utilizamos distribuição binomial. Para todos os modelos, utilizamos as métricas das propriedades rurais Área Total das Propriedades (ATP) e Tamanho Médio das Propriedades (TMP) como variáveis preditoras. Os intervalos amostrais também foram considerados para averiguação da variação temporal de  $\lambda$  como variáveis categóricas. Para o modelo d, consideramos também a proporção de área natural inicial ( $A_i$ ) obtida para o ano de 2000 como variável preditora. Os modelos foram ajustados e analisados utilizando o pacote “lme4” (Bates et al., 2015). Os modelos utilizados foram:

- a)  $\lambda_{Flo} \sim ATP * AMP + Int + (1 | Intervalo) + (1 | Paisagem)$
- b)  $\lambda_{Sav} \sim ATP * AMP + Int + (1 | Intervalo) + (1 | Paisagem)$
- c)  $\lambda_{Cam} \sim ATP * AMP + Int + (1 | Intervalo) + (1 | Paisagem)$
- d)  $VD \sim ATP * AMP + A_i$ .

$\lambda_{Flo}$ ,  $\lambda_{Sav}$  e  $\lambda_{Cam}$  representam a variação da cobertura vegetal para cada classe natural de floresta, savana e campo, respectivamente; VD representa a variação na matriz dominante; ATP representa a amplitude térmica anual e TMP representa a temperatura média anual. Os termos (1 | Intervalo) e (1 | Paisagem) representam a inclusão de interceptos aleatórios em cada modelo. Para os modelos (a), (b) e (c), foi considerada relação multiplicativa das variáveis preditoras das propriedades rurais.

## 2.7 MODELOS DE RESPONSABILIZAÇÃO LOCAL

Além de avaliarmos o efeito das propriedades rurais na conversão recente do Cerrado de Minas Gerais, decidimos explorar a responsabilização local desses agentes privados na conservação das paisagens. Para isso, tomamos inicialmente o critério de 20% de área natural a ser mantida pelas reservas legais e avaliamos em quais paisagens esse limiar de conservação legal de fato era atingido pelas propriedades rurais, como coletivo, para o ano de 2020. Nos referimos a esse limiar



coletivo como LCP (limiar coletivo privado). Assumimos que, independente da adesão coletiva local ao mecanismo das reservas legais, todos os proprietários rurais estariam cumprindo com suas obrigações legais, considerando a possibilidade de implementação do mecanismo como compensação em outros imóveis de mesmo proprietário. Com isso, comparamos a efetividade observada da conservação de vegetações naturais do Cerrado em relação à totalidade esperada em cada paisagem, caso todos os proprietários rurais implementarem in loco as reservas legais. Para a construção de modelos de conservação e recuperação dessas paisagens, partindo das premissas gerais de adesão e do LCP, utilizamos a descrição de déficit e excedente das áreas protegidas em relação ao limiar coletivo de 20%. Essa descrição de déficit e excedente serviu para que pudéssemos calcular a alocação e proporção de áreas a serem recuperadas em cada paisagem.

A partir do cálculo de déficit de conservação em cada paisagem, comparamos a totalidade de áreas conservadas pelos proprietários rurais em coletivo, considerando diferentes cenários de responsabilização. A estratégia de LCP foi então avaliada com três modelos de responsabilização local: (1) atribuindo a responsabilidade de recuperação inteiramente às propriedades rurais, (2) dividindo igualmente entre as propriedades rurais e áreas públicas externas e por fim, (3) cabendo inteiramente às áreas externas ou “públicas”.

Utilizamos as seguintes perguntas norteadoras para avaliação dos modelos de responsabilização: Quantos hectares de área nativa deverão ser recuperados pelo coletivo de entes rurais e entes públicos em cada cenário de responsabilização . E é possível a recuperação desejada até o limite proposto em cada paisagem, dada a extensão real de parcelas privadas e públicas?

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 MÉTRICAS ESPACIAIS DESCRITIVAS

Inicialmente, foi produzida uma avaliação temporal de área, em hectares, para a modificação estrutural das paisagens do Cerrado mineiro. Dispomos, na Tabela 1 em Anexos, as estatísticas descritivas de todos os resultados para a variação de área por classe de formação vegetal. Separamos os dados para os três anos amostrados (2000, 2010 e 2020) e dividimos as paisagens em parcelas: interna ou externa às propriedades rurais, onde as vegetações remanescentes se encontram. Todas as classes de formação vegetal apresentaram variação da extensão média em hectares nos intervalos considerados (Figuras 4 a 6), sendo a mais expressiva a formação savânica, perdendo, em média, 1507 hectares por paisagem. Ao considerarmos os valores máximos de área observados, houve redução das áreas de florestas e formações savânicas, porém aumento da maior área campestre em uma mesma paisagem.

Dentre os principais resultados obtidos, observamos que a variação de florestas entre 2000 e 2020 foi baixa, aproximadamente 30 hectares para cada paisagem (de 30900 hectares totais). A diferença de áreas florestais para as parcelas internas às propriedades foi de 1046 hectares e, para as áreas externas, a média foi de 1739, aproximadamente 703 hectares de diferença média por paisagem. A relação entre áreas florestais internas e externas mencionada variou pouco entre 2000 e 2020, sendo iniciado em 720 hectares, em 2000, e diminuindo apenas em 17 hectares médios. A maior parte das formações florestais se encontra nas porções das paisagens externas às propriedades rurais. Para as formações campestres, encontramos que a variação das áreas totais, em hectares, entre 2000 e 2020, foi similar às formações florestais. As formações campestres passaram de 2038 hectares médios por paisagem, no primeiro ano, para 2005 hectares, em 2020. A variação média das formações campestres, entre as parcelas internas e externas às propriedades rurais, passou de 60 hectares, em 2000, para 63 hectares, em 2020, sendo similar à variação média das formações florestais. Contudo, para as formações savânicas, percebemos valores mais expressivos. A área total de savanas, entre 2000 e 2020, foi, respectivamente, de 8521 para 7013 hectares por paisagem. Isso indica que cada paisagem teve uma perda média de 1508 hectares

de formações savânicas. Observamos também que a diferença de áreas savânicas entre as parcelas internas e externas nas paisagens foi a mais expressiva, passando de 2360 hectares, em 2000, para 1458 hectares, em 2020. Assim, a maior parte da formação savânica remanescente encontrava-se, em 2020, fora das propriedades rurais.

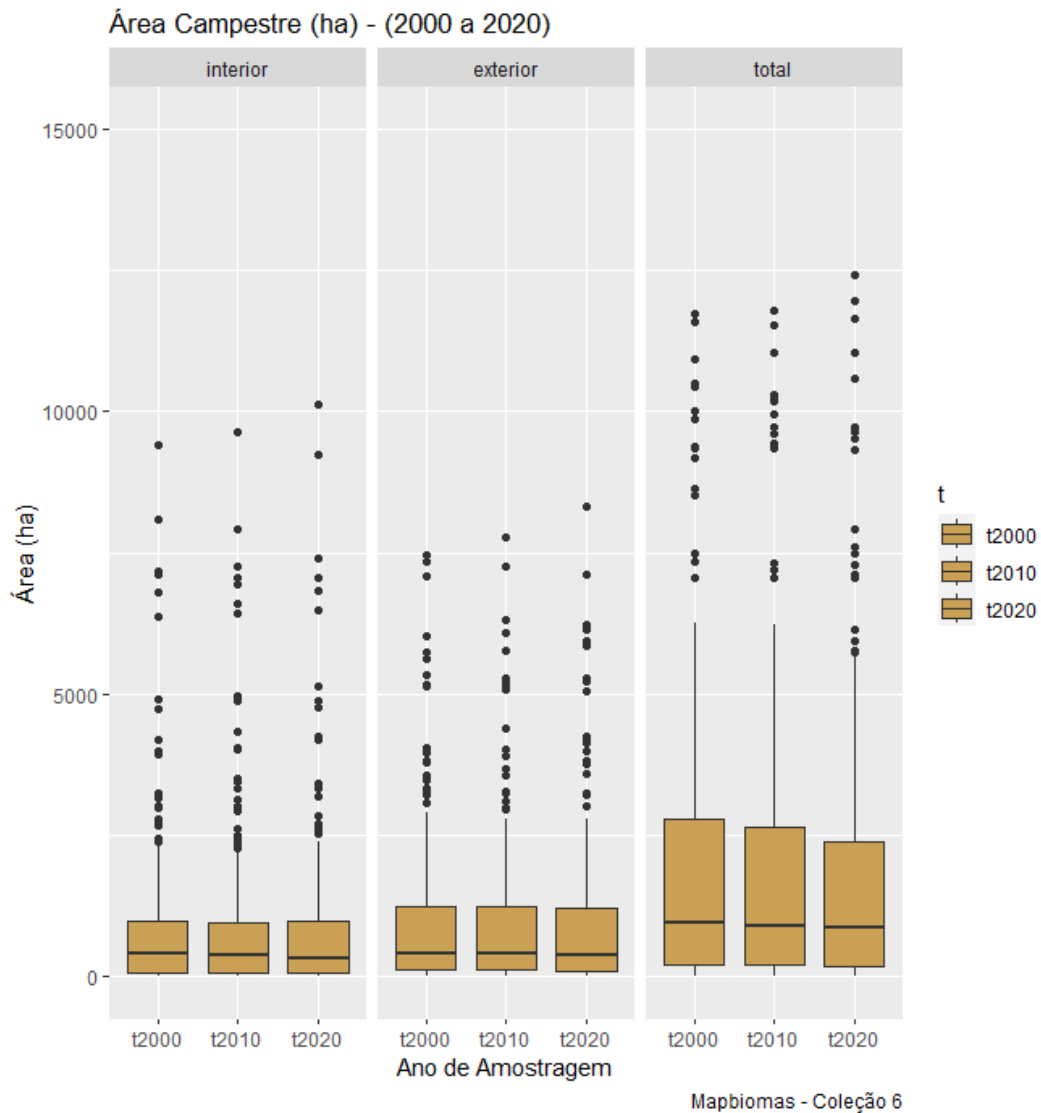


FIGURA 3: Amostragem de Área Campestre (CAM) no interior e exterior das propriedades e área total somada para 2000, 2010 e 2020.

Existe pequena variação do domínio de formação vegetal nas paisagens do Cerrado mineiro (Figura 7). Observamos, no primeiro intervalo (2000), 141 paisagens predominantemente SAV, 33 paisagens FLO e 9 paisagens CAM. Esses

valores permanecem similares no segundo intervalo (2010): 139, 35 e 9, respectivamente. Por fim, em 2020, o número de paisagens com domínio savânico diminuiu de 139 para 115, enquanto as de domínio florestal foram para 54 paisagens e as formações campestres predominaram em apenas 14. O segundo intervalo temporal representado, de 2010 a 2020, apresentou a maior variação do padrão de dominância de cada paisagem, aumentando o número de paisagens com predominância florestal e campestre. Isso implicou, conseqüentemente, na redução da predominância savânica entre o conjunto total de paisagens que amostramos.

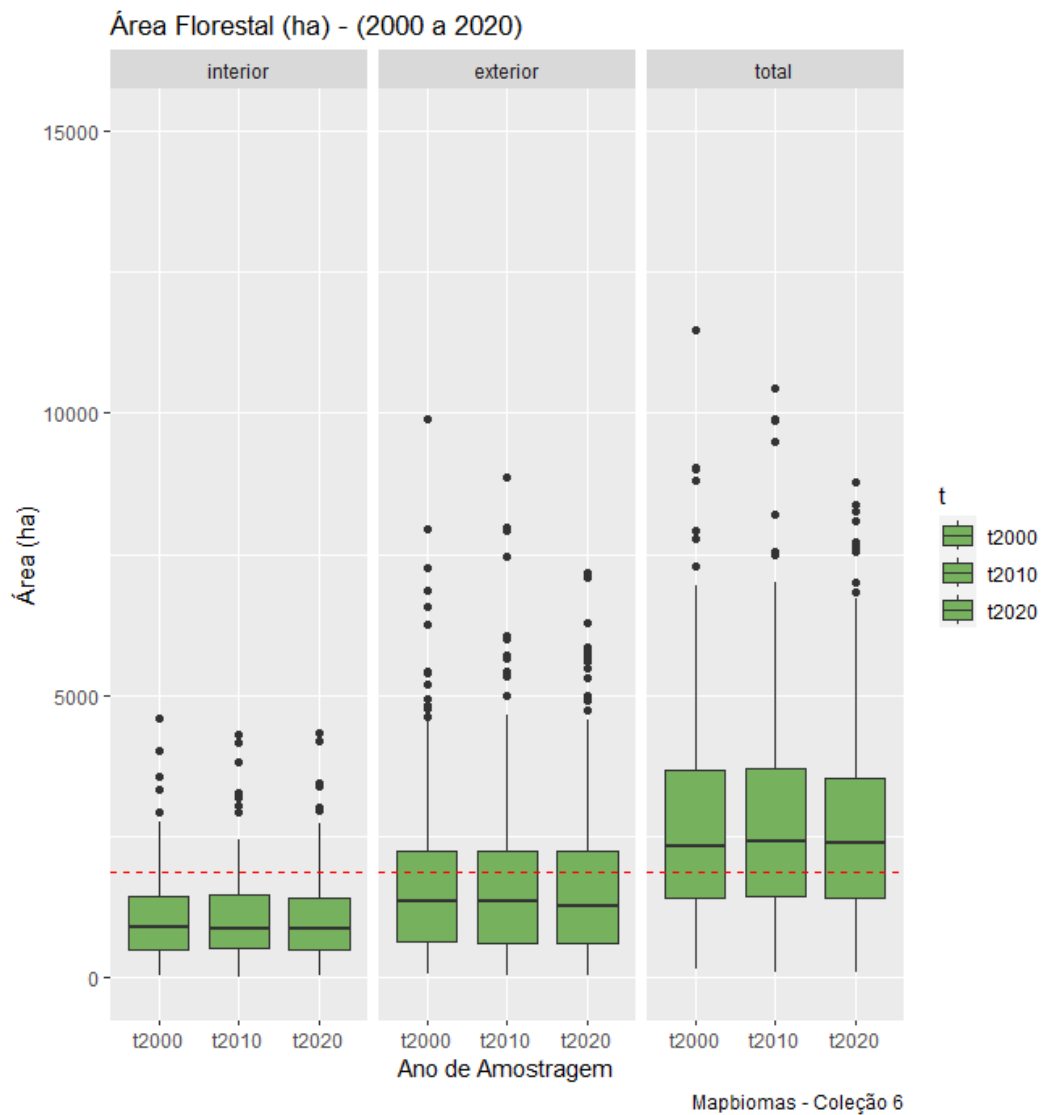


FIGURA 4: Amostragem de Área Florestal (FLO) no interior e exterior das propriedades e área total somada para 2000, 2010 e 2020.

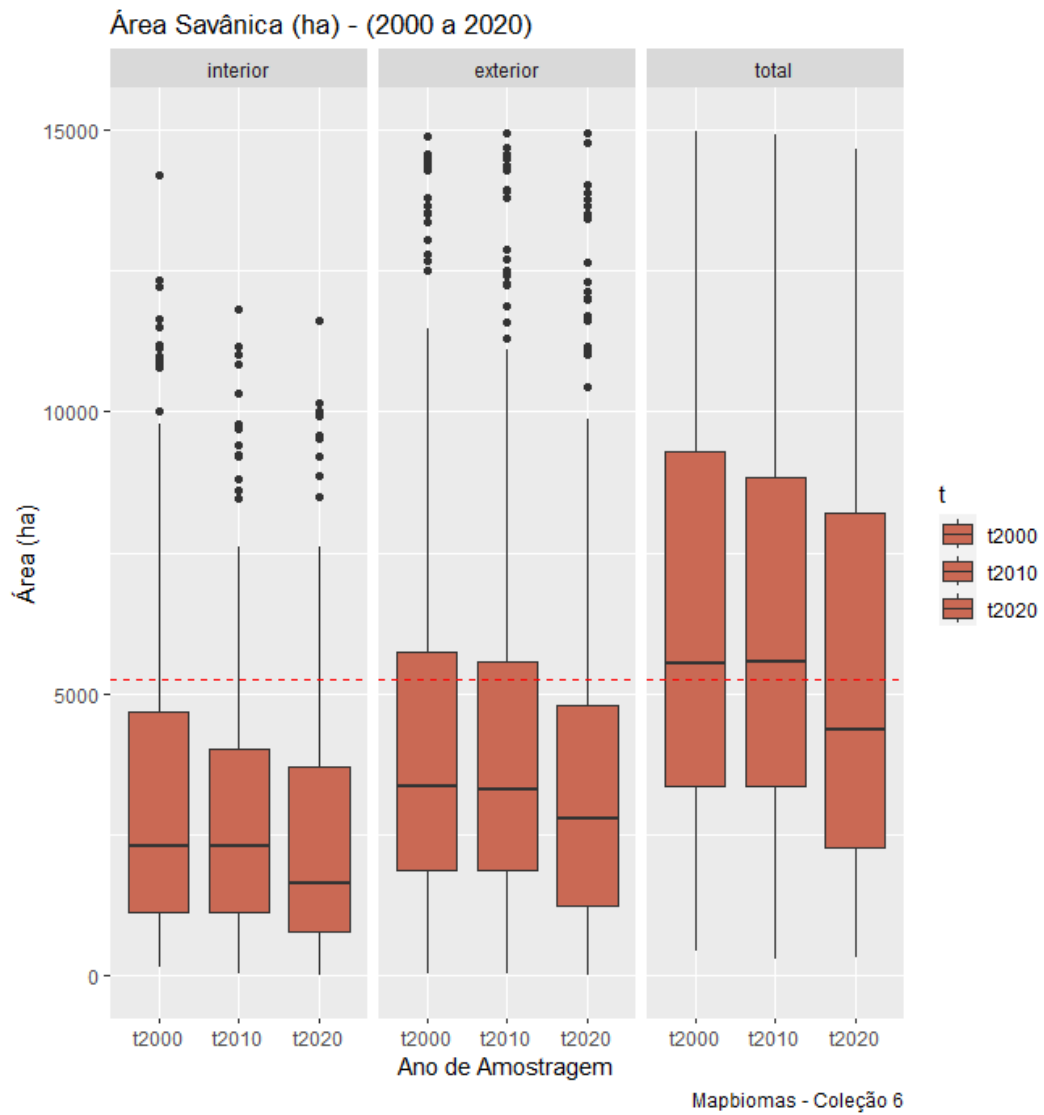


FIGURA 5: Amostragem de Área Savânica (SAV) no interior e exterior das propriedades e área total somada para 2000, 2010 e 2020.

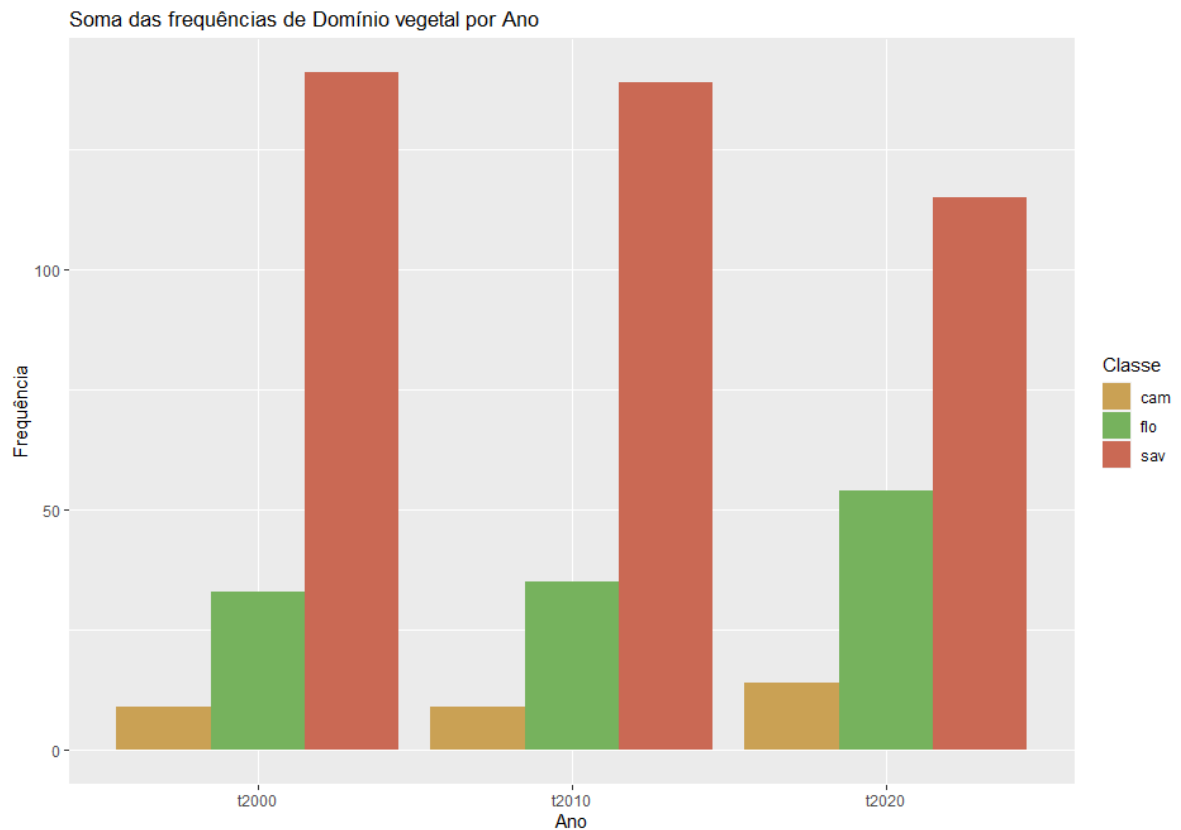


FIGURA 6: Número das paisagens categorizadas pela formação vegetal predominante na matriz: Campestre (CAM), Florestal (FLO) e Savânica (SAV).

### 3.2 ÍNDICES DE VARIAÇÃO ESPACIAL

A partir das métricas espaciais de área, produzimos, para todas as paisagens, os índices de variação intervalar  $\lambda$  das populações (área em hectares) das classes de Áreas Naturais Totais (Tabela 2) obtidas para cada paisagem. Dentre os resultados obtidos para os valores de  $\lambda$ , destacamos que tanto CAM quanto FLO totais apresentaram índice positivo para os dois intervalos, o que indica aumento em ambos os períodos da proporção vegetal. Formações campestres tiveram o maior resultado de  $\lambda$  (1.25), quando consideramos o segundo intervalo (2010 a 2020), nas parcelas do interior das propriedades rurais. Contudo, para SAV, obtivemos o  $\lambda$  negativo em todas as ocasiões, indicando processo de redução das áreas savânicas. O menor valor de  $\lambda$  obtido foi 0.77 para proporção total das savanas nas paisagens. Tanto as parcelas internas quanto externas apresentaram redução de  $\lambda$

entre intervalos, indicando aceleração do processo de conversão dentro e fora das propriedades rurais.

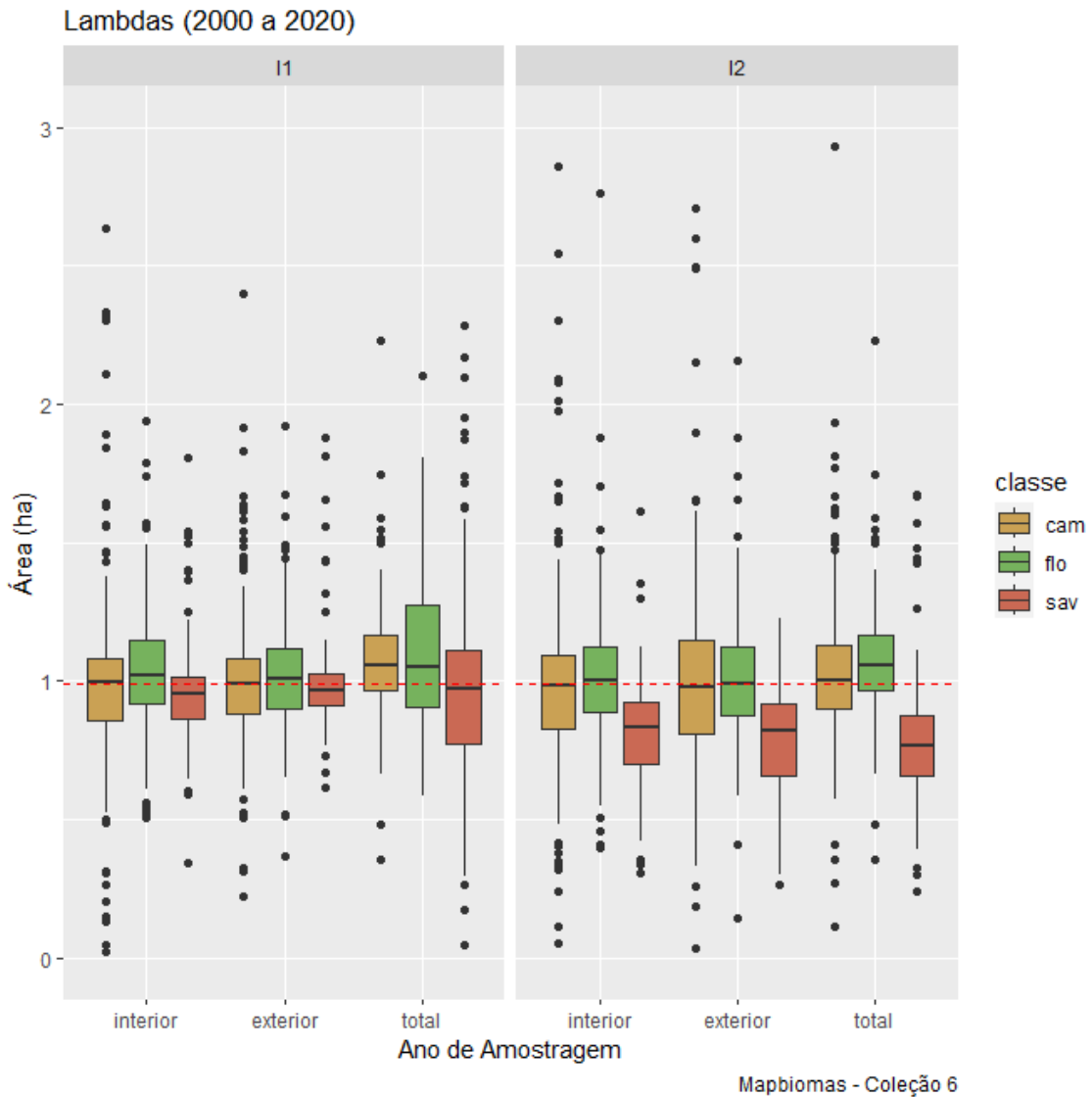


FIGURA 7: Valores de  $\lambda$  por classe e valores totais. Classes de formação vegetal (C): CAM - Formação Campestre; FLO - Formação Florestal, SAV - Formação Savânica. Intervalos amostrais: I1 - 2000 a 2010; I2 - 2010 a 2020. Diferenciação das parcelas internas e externas (dentro e fora).

### 3.3 TESTES DE AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL

Testamos os modelos espaciais simplificados e a existência de resíduos espaciais. Inicialmente, utilizando análise gráfica, não encontramos padrão

expressivo de heterocedasticidade dos resíduos espaciais. Portanto, seguimos para o teste estatístico dos modelos randomizados construídos para as etapas 2 e 3.

Ao testarmos os modelos para significância dos resíduos contínuos, obtivemos valores não significativos para as formações florestais ( $p = 0.9545$ ), para as formações savânicas ( $p = 0.6315$ ) e, por fim, campestres ( $p = 0.8163$ ). Em seguida, utilizamos o teste de Moran para teste da autocorrelação com distâncias fixas de 50 km. Para esses testes, obtivemos, da mesma forma, valores não significativos de efeitos de autocorrelação espacial sobre a mudança das vegetações espaciais: formações florestais ( $p = 0.3631$ ), savânicas ( $p = 0.9426$ ) e campestres ( $p = 0.4556$ ).

Assim, como consideramos que seria necessário a constatação de autocorrelação em modelos com ambas distâncias geográficas, contínuas e fixas, não assumimos o efeito nas variáveis resposta utilizadas em nosso espaço amostral total.

### 3.4 TESTE DOS MODELOS ESTATÍSTICOS

Testamos nossas três hipóteses de trabalho, que (1) a extensão total de propriedades rurais e seu tamanho médio afetam o padrão de variação composicional das paisagens do Cerrado, que (2) esse efeito varia diferentemente entre as formações vegetais e que (3) as propriedades rurais influenciaram na transformação da vegetação predominante das paisagens. Para isso, avaliamos os efeitos das propriedades sobre os modelos de variação total, florestal, savânica e campestre das paisagens. Não houve efeito da extensão e do tamanho médio das propriedades rurais e nem do tempo sobre a conversão ou aumento das áreas florestais ( $\chi^2 = 3,83$ ,  $p = 0.429$ ,  $GL = 4$ ) e das vegetações campestres, ( $\chi^2 = 1,63$ ,  $p = 0,802$ ,  $GL = 4$ ). Para a variação das áreas savânicas, consideramos que houve efeito significativo observado em nossos modelos ( $\chi^2 = 981.9$ ,  $p < 0.05$ ,  $GL = 4$ ).

Contudo, ainda que o modelo tenha se diferenciado significativamente do modelo nulo, consideramos que os efeitos das propriedades rurais, ainda que existentes, não explicam a variação na composição de áreas savânicas. Assumimos assim porque, ao avaliarmos o peso de cada variável preditora e seu efeito fixo, não houve variação dos efeitos de área média ou extensão total das propriedades sobre a variação da vegetação savânica, apenas efeitos da diferença entre intervalos. O



teste para os efeitos das propriedades sobre a variação de formação vegetal dominante nas paisagens também apresentou resultado significativo ( $\chi^2 = -12,32$ ,  $p < 0.05$ ,  $GL = 5$ ). Da mesma forma que, para a vegetação savânica, os efeitos dos coeficientes fixos, considerados individualmente, apontaram pequena variação associada às variáveis preditoras das propriedades rurais.

Assim, consideramos que a única variável relevante para a variação temporal de área savânica e variação da vegetação dominante em cada paisagem foram os intervalos temporais. Portanto, a extensão total e o tamanho médio das propriedades rurais pouco parecem afetar as variações composicionais vegetais remanescentes das paisagens do Cerrado mineiro e a sua predominância em cada paisagem.

### 3.5 MODELOS ESPACIAIS

Considerando a estratégia do estabelecimento de um limiar local e coletivo de conservação privada pelo mecanismo das reservas legais, obtivemos os seguintes valores de áreas a serem conservadas e recuperadas em cada um dos modelos de responsabilização sugeridos. A partir do cálculo de déficit e excedente de áreas naturais (Tabela 3), consideramos abaixo a avaliação total de conservação e agentes responsáveis em cada modelo: Na figura 8, representamos o déficit e excedente calculado para cada paisagem, dividido entre parcelas internas e externas para avaliação de viabilidade dos modelos de responsabilização.

Modelo 1: Caso haja compensação local pelos entes privados nas paisagens deficitárias, haveria um ganho total de 45.918 hectares de áreas naturais em propriedades rurais, totalizando um aumento de 0.81% das áreas nativas totais do Cerrado. Se considerarmos apenas a variação das paisagens em déficit, constatamos que haveria um aumento médio de 3% da área dessas paisagens.

Modelo 2: Os 45.947,68 hectares seriam distribuídos de forma que os entes privados seriam responsáveis pela recuperação de 29.357,37 hectares, enquanto as parcelas públicas precisam recuperar 16.599 hectares, o que representa um aumento proporcional de 37.48% das áreas naturais privadas e de 32.62% das áreas naturais públicas em paisagens com déficit privado. Para verificar se isso seria viável, observamos se a área pública disponível é maior do que o montante em hectares necessário para a compensação, ou seja, se a soma da área natural

existente mais a área a ser recuperada é maior que a área total. Observamos pela subtração do excedente público (externo) que há área total disponível para a compensação parcial pelos entes públicos, viabilizando o modelo 2.

Modelo 3: Para que o déficit privado fosse inteiramente sanado pelas parcelas públicas das paisagens, seria necessário um aumento proporcional de 16% das áreas naturais públicas em cada paisagem. Assim os aproximados 45 mil hectares, se restaurados, levariam as áreas públicas de 13.48% de áreas naturais para 29.46%. Através do excedente público, calculamos que há viabilidade da implementação exclusivamente pública das áreas para a recuperação do Cerrado em cada paisagem. Constatamos também que um aumento médio de apenas 1000 hectares de área por paisagem seria demandado, podendo ser aplicado em todas as 183 paisagens. Entendemos que esse modelo reduziria o conflito de recuperação das áreas naturais como direcionadora de estratégia, por atribuir inteiramente aos órgãos públicos a responsabilidade de definição de áreas.

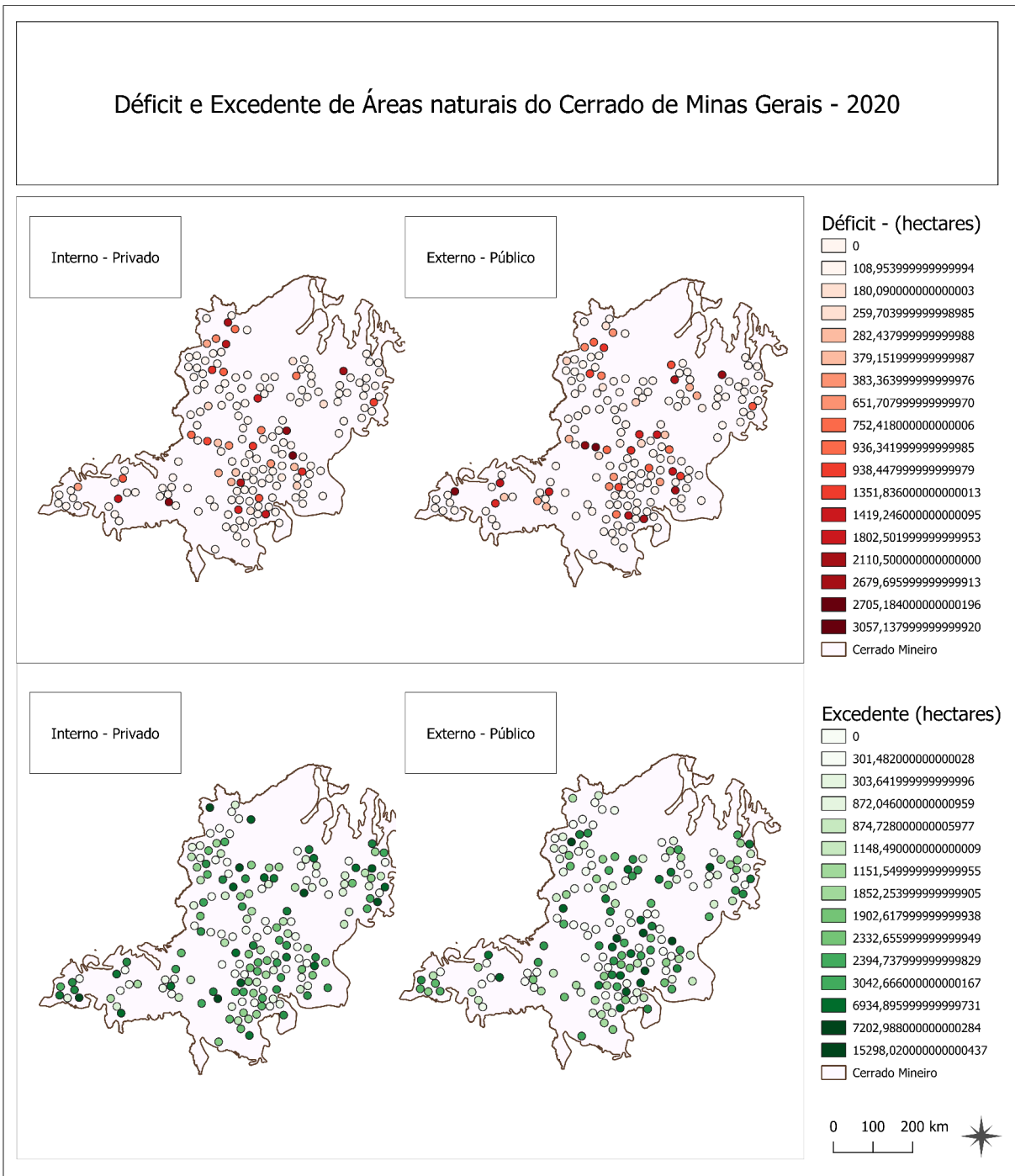


FIGURA 8: Representação do cálculo espacial de déficit e excedente, internos e externos, para os modelos de responsabilização.

#### 4. DISCUSSÃO

Em nosso estudo, não observamos nenhum efeito significativo da extensão total e extensão média das propriedades rurais sobre as formações vegetais do Cerrado de Minas Gerais. Assim, examinamos abaixo possíveis fatores relevantes para a falta de relação observada e a sua externalidade em relação aos nossos modelos estatísticos. Observamos que nem toda paisagem com predominância espacial das propriedades rurais apresenta padrão de conversão recente, inclusive algumas não apresentando conversão alguma no período avaliado. Mas também observamos a ausência de padrão histórico (anterior ao período avaliado) evidente de conversão, havendo a maioria das paisagens apresentando composição natural total superior ao limite de 20% avaliado para as parcelas privadas. Acreditamos que alguns fatores possam ter contribuído para a redução da conversão de áreas pelas propriedades rurais no Cerrado mineiro. Em primeiro lugar, o esgotamento das áreas disponíveis e rentáveis para exploração no bioma foi apontado como um fator relevante (Pinheiro & Duringan et al., 2009), indicando que as áreas previamente convertidas já estão mais próximas desse limite de viabilidade econômica. Além disso, não foi feita uma distinção entre os padrões de conversão relacionados a diferentes tipos de produtores rurais em Minas Gerais. Por termos considerado apenas a categoria genérica de propriedades rurais, e não a diferenciação entre pequenos e grandes produtores, a distinção regional dos padrões de conversão por esses diferentes agentes não foi contemplada (Rada et al., 2013; Polizei et al., 2012).

A intensificação da conversão de vegetações remanescentes no bioma do Cerrado, ocorrida principalmente no período de 2010 a 2020, pode ser atribuída a ações antrópicas; como a falta de políticas normativas de manutenção do bioma e a efeitos ambientais acumulados; como das mudanças climáticas sobre as vegetações já degradadas do bioma (Marengo et al., 2022). O uso de técnicas de conversão de vegetação nativa através do emprego do fogo tem sido impulsionado pelo interesse privado na utilização das áreas do bioma. Isso resulta em padrões irregulares de queimadas, conversão e sucessão natural, que ocorrem com maior frequência nas paisagens da região (Duringan et al., 2015; Conciani et al., 2021). As formações campestres também apresentam algumas particularidades, havendo sido mantidas ou acrescidas nas paisagens amostradas. Isso se deve ao fato de que a

classificação de áreas campestres é dificultada e podem se sobrepor não apenas com vegetações secundárias mas com pastos degradados, o que explicaria a ausência de variação do perfil vegetal (Müller et al., 2015). Além dos efeitos espaciais, é importante considerar que o processo de detecção da conversão de áreas nativas pode ter sido prejudicado pela limitação na abrangência efetiva do sistema de Cadastro Ambiental Rural (CAR). Isso pode comprometer, na prática, as técnicas de georreferenciamento e identificação de padrões de inadimplência, bem como a análise de fatores socioeconômicos relevantes, como a adesão de pequenos proprietários ao sistema de reservas legais (Rasmussen et al., 2016; Oliveira & Oliveira, 2019).

Em nosso trabalho, não avaliamos apenas o padrão de conversão, mas também a disposição interna e externa das vegetações do Cerrado. Essa distinção foi aplicada no cálculo de diferentes cenários de responsabilização para a recuperação de áreas do cerrado em diversas paisagens. Nos modelos utilizados, a responsabilidade foi atribuída exclusivamente aos proprietários rurais em cada paisagem, sendo parcialmente compartilhada entre áreas internas e externas, e, por fim, totalmente designada para as áreas públicas, localizadas fora das propriedades rurais. Portanto, questionamos a eficácia do mecanismo legal de compensação ambiental das reservas legais, avaliando a ausência de seu efeito e restrição parcial em cada paisagem, pela divisão de responsabilidades público-privadas.

O mecanismo das reservas legais apresenta de fato amplitude e importância ímpar para a conservação e futura restauração do bioma (de Marco et al., 2023). Observamos que uma modificação simples na flexibilidade legal dos mecanismos de conservação, com o fim da possibilidade de compensação, resultaria num ganho de aproximados 45919 hectares. Esse valor total equivaleria a apenas 1.5 vezes a área de uma paisagem amostral de nosso trabalho. Apesar de pouco, em proporção da área total, um pequeno ajuste local da permissividade legal do mecanismo de compensação das reservas legais estabeleceria um limite mínimo de 20% das áreas naturais em todas as paisagens. Além disso, considerando a possibilidade de compensação pública local das áreas com déficit, estratégias como a criação de áreas protegidas públicas (Unidades de Conservação - UCs) seriam adequadas para mitigar conflitos locais e promover a recuperação do limite legal de vegetação em cada paisagem.

As formações savânicas apresentaram perda regular de extensão nas paisagens, em contraste com as formações campestres e florestais que mantiveram padrões médios de manutenção e crescimento de suas áreas. Restringir a conversão de novas áreas, por meio da criação de unidades de proteção externas às propriedades rurais, juntamente com o estímulo governamental à adesão a mecanismos de conservação privada, pode contribuir para a redução dos processos de conversão do bioma (Watson et al., 2021). Para isso, é necessário um ajuste normativo, no qual a prioridade de conservação das formações savânicas nas paisagem seja considerada, mas também selecionando estratégias de manejo e conservação direcionadas para cada tipo de paisagem de acordo com a vegetação predominante. Ao não encontrarmos efeitos das propriedades rurais na conversão das vegetações savânicas, entendemos que as áreas externas às propriedades também reproduzem esse processo de conversão e, portanto, cabe também ao poder público o zoneamento e a conservação adequada das áreas remanescentes em espaços públicos, favorecendo estratégias de distribuição parcial das áreas a serem recuperadas nas paisagens.

Já observamos que estratégias de fiscalização e reforço pelo poder público de medidas locais de manutenção das vegetações nativas têm funcionado para a desaceleração da conversão próximo à fronteira agrícola (Lemes et al., 2020). Além disso, também sabemos que a extensão de determinadas políticas públicas, como a moratória da soja, para o Cerrado, resultam em reduções expressivas do padrão de conversão do bioma (Soterroni et al., 2019). Contudo, esses mecanismos econômicos de redução da atividade agrícola, a fiscalização local das reservas legais e as modelagens futuras das áreas convertidas do Cerrado negligenciam sistematicamente a conservação de áreas com perda de habitat desacelerada em paisagens já consideradas degradadas (Ferreira et al., 2013; Cunha et al., 2021).

Assumindo a multiplicidade de processos relevantes para o planejamento adequado do uso do Cerrado, é necessário envolver os principais atores e partes interessadas responsáveis pela extensão do bioma. Um planejamento e gestão integrados das áreas remanescentes são essenciais para a preservação efetiva das áreas naturais do Cerrado (Reed et al., 2008; Triomphe et al., 2008; Bastos-Lima, 2020). A parceria público-privada deve ser fortalecida e utilizada de forma adequada, aproveitando os mecanismos existentes, como o Cadastro Ambiental Rural (CAR), mas também aprimorando-o para um planejamento espacial mais eficiente das

ferramentas de conservação (Farias et al., 2018). Para a recuperação de paisagens degradadas, é importante incentivar a recomposição natural dentro das propriedades, por meio da manutenção de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e da implementação de reservas legais nas áreas já convertidas (Ganem et al., 2013; Vieira et al., 2022). Além disso, considerando o sistema CAR, é preciso expandir sua aplicação e considerar o mapeamento de áreas naturais protegidas, para que o padrão de inadimplência ao sistema, especialmente por pequenos proprietários rurais, seja devidamente diagnosticada e fiscalizada (Rasmussen et al., 2016; Oliveira & Oliveira, 2019). Medidas de concessão de benefícios econômicos, como crédito para proprietários que adotem os mecanismos vigentes, podem ser implementadas para incentivar a conservação das paisagens (Parker et al., 2019).

A relação entre propriedades rurais e a conservação do Cerrado em áreas convertidas deve ser comparada a outras formas de determinação do uso da terra, como assentamentos rurais, terras quilombolas e indígenas (Bacarji et al., 2021), em diferentes escalas de paisagem. Estudos futuros que busquem aprofundar a relação das propriedades rurais na dinâmica de conversão e conservação do Cerrado de Minas Gerais devem considerar a pluralidade de fatores internos e externos ao sistema espacial, bem como os efeitos observados e possíveis das propriedades rurais como agentes de conversão ou conservação.

## 5. CONCLUSÃO

As paisagens do Cerrado de Minas Gerais estão passando por intensas alterações estruturais causadas, principalmente, pela atividade humana. A conversão predominante das vegetações savânicas do bioma e a composição natural abaixo dos limites legais locais destacam a necessidade de criar mecanismos de proteção específicos para essas formas de vegetação em cada paisagem. É crucial levar em consideração as composições vegetais de cada região e a velocidade dos processos de conversão ao desenvolver estratégias de planejamento para a conservação do Cerrado. Embora as propriedades rurais não tenham demonstrado um efeito direto na conversão recente ou no aumento das vegetações do Cerrado Mineiro, sua extensão nas paisagens indica que a conservação e a recuperação adequada do bioma exigirão a integração desses agentes sociais, desde o planejamento até a aplicação de mecanismos espaciais de proteção. A ausência da relação esperada entre propriedades rurais e áreas naturais convertidas destaca a importância de utilizar modelos espaciais para categorizar e diagnosticar os processos de transformação estrutural em curso. Ao unir esforços públicos e privados no planejamento objetivo da conservação e recuperação das paisagens, podemos influenciar efetivamente a transformação estrutural das vegetações nativas do bioma, contribuindo para sua recuperação a longo prazo. Neste trabalho, avaliamos o processo de conversão do Cerrado de Minas Gerais e concluímos que tal processo exige não apenas melhor planejamento e fiscalização, mas também a adequação local de mecanismos de conservação e sua flexibilidade. Ao considerarmos o limiar legal aplicado ao coletivo de propriedades rurais de cada paisagem, facilitamos o envolvimento de entes públicos e privados, no direcionamento de estratégias locais para a recuperação de formações vegetais savânicas, mas também florestais e campestres. Ao unir esforços públicos e privados no planejamento objetivo da conservação e recuperação das paisagens, podemos influenciar efetivamente a transformação estrutural das vegetações nativas do bioma, contribuindo para sua recuperação a longo prazo.



## REFERÊNCIAS

ALVARADO, S. T. et al. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. *Ecological Indicators*, v.78.p.270–281, 2017.

ALVARENGA, D. R. D. E. Evaluation of the contribution of environmental protection areas in the cerrado to the protection of natural environments, 44p, 2022.

ARRUDA, D. M. et al. Landforms and soil attributes determine the vegetation structure in the Brazilian semiarid. *Folia Geobotanica*, v. 50, n. 3, p. 175–184, 2015.

BAGUETTE, M. et al. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews*, v. 88, n. 2, p. 310–326, 2013.

BASTOS-LIMA, M. G.; PERSSON, U. M. Commodity-Centric Landscape Governance as a Double-Edged Sword: The Case of Soy and the Cerrado Working Group in Brazil. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 3, n. March, p. 1–17, 2020.

BATES, D. et. al. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. Disponível em: <https://doi:10.18637/jss.v067.i01>.

BELLÓN, B. et al. Integrated Landscape change analysis of protected areas and their surrounding landscapes: Application in the Brazilian cerrado. In *Remote Sensing* (Vol. 12, Issue 9). 2020

BESTELMEYER, B. T. et al. Desertification, land use, and the transformation of global drylands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 13, n. 1, p. 28–36, 2015.

BONANOMI, J. et al. Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian cerrado biome. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 17, n. 1, p. 26–31, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.12.002>.

BRANNSTROM, C. et al. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. *Land Use Policy*, v. 25, n. 4, p. 579–595, 2008.

BRASIL. Artigo 186. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988.

BRASIL. Lei nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012 Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF.

BRASIL. Lei nº 14.285, DE 29 DE DEZEMBRO DE 2021. trata das Áreas de Preservação Permanente (APP) no entorno de cursos d'água em áreas urbanas consolidadas. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF.

BRASIL. Lei nº 4.771, DE 15 DE SETEMBRO DE 1965. Estabelece o primeiro código florestal brasileiro. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF.

BRASIL. Lei nº 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000. Institui o sistema nacional de unidades de conservação e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF.

CARRANZA, T. et al. Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: The Brazilian Cerrado. *Conservation Letters*, v. 7, n. 3, p. 216–223, 2014.

CHRISTIANSON, D. S.; KAUFMAN, C. G. Effects of sample design and landscape features on a measure of environmental heterogeneity. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 7, n. 7, p. 770–782, 2016.

CLEMENTE, C. M. S.; ESPÍRITO-SANTO, M. M. do; LEITE, M. E. Estimates of deforestation avoided by protected areas: a case study in Brazilian tropical dry forests and Cerrado Landscape Research, .45,n.4,p.470–483, 2020.

COLMAN, C. B. et al. Identifying priority regions and territorial planning strategies for conserving native vegetation in the Cerrado (Brazil) under different scenarios of land use changes. *Science of the Total Environment*, v. 807, 2022.

CONCIANI, D. E. et al. Human-climate interactions shape fire regimes in the Cerrado of São Paulo state, Brazil. *Journal for Nature Conservation*, v. 61, n. April, p. 126006, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126006>.

CUMMING, G. S. Spatial resilience: Integrating landscape ecology, resilience, and sustainability. *Landscape Ecology*, v. 26, n. 7, p. 899–909, 2011.

CUNHA, E. R. da et al. Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil. *Land Use Policy*, v. 101, n. September 2020, 2021.

D'ALBERTAS, F. et al. Private reserves suffer from the same location biases of public protected areas. *Biological Conservation*, v. 261, n. August, 2021.

DOS SANTOS, R. C. et al. Importance of legislation for maintaining forests on private properties in the Brazilian Cerrado. *Environment, Development and Sustainability*,n.0123456789, 2021.

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.

ESCOBAR, N. et al. Spatially-explicit footprints of agricultural commodities: Mapping carbon emissions embodied in Brazil's soy exports. *Global Environmental Change*, v. 62, n. March, p. 102067, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102067>.

ESPÍRITO-SANTO, M. M. et al. Understanding patterns of land-cover change in the Brazilian Cerrado from 2000 to 2015. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 371, n. 1703, 2016. FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecological Applications*, v. 12, n. 2, p. 346–353, 2002.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.

FARIAS, M. H. C. S. et al. Potencial do Cadastro Ambiental Rural (CAR) no controle do desmatamento em assentamentos: um estudo no município de Novo Repartimento (PA). *Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento*, n. 14, p. 7246–7258, 2017.

FERREIRA, M. E. et al. Modeling landscape dynamics in the central Brazilian savanna biome: Future scenarios and perspectives for conservation. *Journal of Land Use Science*, v. 8, n. 4, p. 403–421, 2013.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005. DE MARCO, P. et al. Vulnerability of Cerrado threatened mammals: an integrative landscape and climate modeling approach. *Biodiversity and Conservation*, v. 29, n. 5, p. 1637–1658, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1615-x>.

FRANCO, J. B. S. O Papel Da Embrapa Nas Transformações Do Cerrado.

Caminhos da Geografia, v. 2, n. 3, p. 31–40, 2001. Disponível em:<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/15258/8559>.

GANEM, R. S.; DRUMMOND, J.A.;FRANCO, J. L. D. A. Conservation policies and control of habitat fragmentation in the brazilian cerrado biome. *Ambiente e Sociedade*, v. 16, n. 3, p. 99–118, 2013.

GROFFMAN, P. M. et al. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems*, v. 9, n. 1, p. 1–13, 2006.

GUERRA, C. A. et al. Global vulnerability of soil ecosystems to erosion. *Landscape Ecology*, v. 35, n. 4, p. 823–842, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00984-z>

HAINES-YOUNG, R. Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy*, v. 26, n. SUPPL. 1, p. 178–186, 2009.

HARTIG. F. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package v. 0.4.6, Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa>.

HESSELBARTH, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. - *Ecography* 42:1648-1657(ver. 0). 2019

HIJMANS R. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.5-29, 2022 Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=raster>.

HILLEBRAND, H. et al. Thresholds for ecological responses to global change do not emerge from empirical data. *Nature Ecology and Evolution*, v. 4, n. 11, p. 1502–1509, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-020-1256-9>.

IANNONE, R. et al. (2022). gt: Easily Create Presentation-Ready Display Tables. R package version 0.7.0 Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=gt>

JAYATHILAKE, H. M. et al. Drivers of deforestation and degradation for 28 tropical conservation landscapes. *Ambio*, v. 50, n. 1, p. 215–228, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01325-9>.

JEPSON, W.; BRANNSTROM, C.; FILIPPI, A. Access regimes and regional land change in the Brazilian Cerrado, 1972-2002. *Annals of the Association of American Geographers*, v. 100, n. 1, p. 87–111, 2010.

KATO, S.; AHERN, J. The concept of threshold and its potential application to landscape planning. *Landscape and Ecological Engineering*, v. 7, n. 2, p. 275–282, 2011.

KHALEDIAN, Y. et al. Assessment and Monitoring of Soil Degradation during Land Use Change Using Multivariate Analysis. *Land Degradation and Development*, v. 28, n. 1, p. 128–141, 2017. .

KLINK, C. Policy Intervention in the Cerrado Savannas of Brazil: Changes in Land Use and Effects on Conservation. *Ecology and Conservation of the Maned Wolf*, v. 28, n. 1, p. 325–340, 2013.

KREBS, C. J. Two complementary paradigms for analyzing population dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 357, n. 1425, p. 1211–1219, 2002.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPEERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 28, p. 205–241, 2003.

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Global land use change, economic globalization,

and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 108, n. 9, p. 3465–3472, 2011.

LAMBIN, E. F. et al. The causes of land-use and land-cover change : Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, v. 11, n. December, p. 261–269, 2001.

LEMES, L.; DE ANDRADE, A. F. A.; LOYOLA, R. Spatial priorities for agricultural development in the Brazilian Cerrado: may economy and conservation coexist? *Biodiversity and Conservation*, v.29, n. 5, p. 1683–1700, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01719-6>

LIRA, P. K.; DE SOUZA LEITE, M.; METZGER, J. P. Temporal Lag in Ecological Responses to Landscape Change: Where Are We Now? *Current Landscape Ecology Reports*, v. 4, n. 3, p. 70–82, 2019.

LUIZ, C. H. P.; STEINKE, V. A. Recent Environmental Legislation in Brazil and the Impact on Cerrado Deforestation Rates. *Sustainability (Switzerland)*, v. 14, n. 13, 2022.

MARENGO, J. A. et al. Increased climate pressure on the agricultural frontier in the Eastern Amazonia–Cerrado transition zone. *Scientific Reports*, v. 12, n. 1, p. 1–10, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04241-4>.

MATTAR, E. P. L. et al. Federal Conservation Units in Brazil: The Situation of Biomes and Regions. *Floresta e Ambiente*, v. 25, n. 2, 2018.

METZGER, J. P. Temporal Lag in Ecological Responses to Landscape Change: Where Are We Now? *Current Landscape Ecology Reports*, v. 4, n. 3, p. 70–82, 2019.

MEYFROIDT, P. et al. Globalization of land use: Distant drivers of land change and geographic displacement of land use. *Current Opinion in Environmental*

Sustainability, v. 5, n. 5, p. 438–444, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2013.04.003>.

MÜLLER, H. et al. Mining dense Landsat time series for separating cropland and pasture in a heterogeneous Brazilian savanna landscape. *Remote Sensing of Environment*, v. 156, p. 490–499, 2015.

NABIOLLAHI, K. et al. Assessing the effects of slope gradient and land use change on soil quality degradation through digital mapping of soil quality indices and soil loss rate. *Geoderma*, v. 318, n. August. 2017, p. 16–28, 2018.

NASSAUER, I. J. Culture and changing landscape structure. *Landscape Ecology*, v. 10, n. 4, p. 229–237, 1995.

NEWMAN, E. A. et al. Scaling and complexity in landscape ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 7, n. AUG, 2019.

OLIVEIRA, L. De; OLIVEIRA, F. H. Verificação da integração entre o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e o Cadastro Nacional de Imóveis Rurais (CNIR) sob a ótica do cadastro territorial multifinalitário. *Geosul*, v. 34, n. 70, p. 339–357, 2019.

OVERBECK, G. E. et al. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions*, v. 21, n. 12, p. 1455–1460, 2015.

OVERMARS, K. P.; DE KONING, G. H. J.; VELDKAMP, A. Spatial autocorrelation in multi-scale land use models. *Ecological Modelling*, v. 164, n. 2–3, p. 257–270, 2003.

PARADIS E. & SCHLIEP K. ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics* 35: 526-528. 2019

PARENTE, L. et al. Quality assessment of the PRODES Cerrado deforestation data. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 21, n. April 2020, 2021.



PARKER, D. P.; THURMAN, W. N. Private Land Conservation and Public Policy: Land Trusts, Land Owners, and Conservation Easements. *Annual Review of Resource Economics*, v. 11, p. 337–354, 2019.

PETERS, D. P. C. et al. Beyond desertification: New paradigms for dryland landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 13, n. 1, p. 4–12, 2015.

PINHEIRO, E. da S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 32, n. 3, p. 441–454, 2009.

POLIZEL, S. P. et al. Analysing the dynamics of land use in the context of current conservation policies and land tenure in the Cerrado – MATOPIBA region (Brazil). *Land Use Policy*, v. 109, n. March 2020, 2021.

QGIS, Development Team, 2022. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>

RADA, N. Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle. *Food Policy*, v. 38, n. 1, p. 146–155, 2013.

RASMUSSEN, L. V. et al. Understanding smallholders' intended deforestation behavior in the Brazilian Cerrado following environmental registry. *Environmental Research Letters*, v. 12, n. 9, 2017.

REED, M. S. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*, v. 141, n. 10, p. 2417–2431, 2008.

ROITMAN, I. et al. Rural Environmental Registry: An innovative model for land-use and environmental policies. *Land Use Policy*, v. 76, n. May, p. 95–102, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.037>.

SANO, E. E. et al. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and

prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*, v. 232, n. July 2018, p.818–828, 2019.  
Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108>.

SANO, E. E. et al. Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 54, 2019. PIRES, M. O. 'Cerrado', old and new agricultural frontiers. *Brazilian Political Science Review*, v. 14, n. 3, p. 1–24, 2020.

SCHULTE, L. A. et al. Homogenization of northern U.S. Great Lakes forests due to land use. *Landscape Ecology*, v. 22, n. 7, p. 1089–1103, 2007.

SIBLY, R. M.; HONE, J. Population growth rate and its determinants: An overview. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 357, n. 1425, p. 1153–1170, 2002.

SICAR - SISTEMA NACIONAL DE CADASTRO AMBIENTAL RURAL - Banco de dados de imóveis rurais cadastrados, MG, Brasil 2022. Disponível em <https://www.car.gov.br/#/>

SILVA, J. F. et al. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*, v. 33, n. 3, p. 536–548, 2006.

SILVA, L. L. Caminhos De Geografia-Revista on Line Programa De Pós-Graduação Em Geografia Instituto De Geografia UFU - O Papel Do Estado No Processo De Ocupação Das Áreas De Cerrado Entre As Décadas De 60 E 80. n. 2, p. 24–36, 2000.

SILVA, P. S. et al. Putting fire on the map of Brazilian savanna ecoregions. *Journal of Environmental Management*, v. 296, n. February, 2021.

SKLENIČKA, P.; LHOTA, T. Landscape heterogeneity - A quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning*, v. 58, n. 2–4, p. 147–156, 2002.

SOARES-FILHO, B. et al. , Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, 344,363-364(2014). DOI:10.1126/science.1246663

SOLAR, R. R C. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? *Ecology Letters*, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 2015.

SOTERRONI, A. C. et al. Expanding the soy moratorium to Brazil's Cerrado. *Science Advances*, v. 5, n. 7, 2019.

SOUZA, M. C, et al. (2020) - Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine - Remote Sensing, Volume 12, Issue 17, 2020 Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

STEFANES, M. et al. Property size drives differences in forest code compliance in the Brazilian Cerrado. *Land Use Policy*, v. 75, n. March, p. 43–49, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.022>.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-017-0099>.

TORRES, R. et al. Land-use and land-cover effects on regional biodiversity distribution in a subtropical dry forest: A hierarchical integrative multi-taxa study. *Regional Environmental Change*, v. 14, n. 4, p. 1549–1561, 2014.

TRIGUEIRO, W. R.; NABOUT, J. C.; TESSAROLO, G. Uncovering the spatial variability of recent deforestation drivers in the Brazilian Cerrado. *Journal of Environmental Management*, v. 275, n. August, 2020. SWIFT, T. L.;

TRIOMPHE, B. et al. Participatory Cropping and Farming System Design among multiple stakeholders to contribute to sustainable agricultural production. Experience and lessons with the Agrarian Reform Sector in the Brazilian

Cerrados. Empowerment of the rural actors: A renewal of farming systems perspectives / 8th IFSA European Symposium, n. July, p. 6-10, 2008. Disponível em: <http://s149289260.onlinehome.fr/ifsa-arti.php/welcome/index.php>

TURNER, M. G. et al. Effects of changing spatial extent on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology*, v. 3, p. 153–162, 1989. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF00131534.pdf>.

TURNER, M. G. Landscape ecology: What is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 36, p. 319–344, 2005.

TURNER M. G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91:2833–2849. 2010

VAN DER HOEK, Y. ZUCKERBERG, B.; MANNE, L. L. Application of habitat thresholds in conservation: Considerations, limitations, and future directions. *Global Ecology and Conservation*, v. 3, p. 736–743, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2015.03.010>.

VIEIRA, D. L. M.; SANO, E. E.; SILVA, T. R. A classification of cultivated pastures in the Brazilian Cerrado for sustainable intensification and savanna restoration. *Ambio*, v. 51, n. 5, p. 1219–1226, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01646-3>.

WALTAR, B.M.T. Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas (Tese de doutorado em ecologia) - Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, Distrito Federal, Brasil.

WATSON, S. C. L. et al. Does agricultural intensification cause tipping points in ecosystem services? *Landscape Ecology*, v. 36, n. 12, p. 3473–3491, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01321-8>.

YU, H. et al. Landscape ecology development supported by geospatial

technologies: A review. *Ecological Informatics*, v. 51, p. 185–192, 2019.  
Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.03.006>.

ZUCKERBERG, B. et al. A Review of Overlapping Landscapes: Pseudoreplication or a Red Herring in Landscape Ecology? *Current Landscape Ecology Reports*, v. 5, n. 4, p. 140–148, 2020.

## ANEXOS

Tabela 1: Estatísticas descritivas para composição vegetal

Continua.

Área (hectares) para as Classes; Formação Florestal, Formação Savânica e Formação Florestal; Anos amostrados (2000, 2010 e 2020), Pacotes R-Studio; psych (Revelle, W., 2022) - gt (Iannone et al., 2022)

parcela	ano	média	desvio-padrão	mediana	mínimo	máximo	amplitude	erro-padrão
Formação Campestre - CAM								
interior	t2000	1,000.41	1,631.33	404.10	1.17	9,419.85	9,418.68	121.59247
interior	t2010	1,013.47	1,657.46	384.03	0.09	9,632.70	9,632.61	123.88456
interior	t2020	979.89	1,676.10	319.41	0.09	10,120.41	10,120.32	124.58342
exterior	t2000	1,060.49	1,541.61	425.84	1.71	7,463.88	7,462.17	114.27156
exterior	t2010	1,056.18	1,524.51	409.41	0.90	7,789.86	7,788.96	113.00454
exterior	t2020	1,041.83	1,537.27	390.56	2.34	8,321.04	8,318.70	113.94984
total	t2000	2,038.70	2,717.87	960.03	4.59	11,726.01	11,721.42	200.91051
total	t2010	2,041.73	2,724.18	894.78	2.07	11,784.42	11,782.35	201.37752
total	t2020	2,005.32	2,733.33	873.81	4.77	12,410.28	12,405.51	202.05358

Tabela 1: Estatísticas descritivas para composição vegetal

Área (hectares) para as Classes; Formação Florestal, Formação Savânica e Formação Florestal; Anos amostrados (2000, 2010 e 2020), Pacotes R-Studio; psych (Revelle, W., 2022) - gt (Iannone et al., 2022)

parcela	ano	média	desvio-padrão	mediana	mínimo	máximo	amplitude	erro-padrão
Formação Florestal - FLO								
interior	t2000	1,048.58	769.25	907.47	30.33	4,599.90	4,569.57	56.86424
interior	t2010	1,066.85	786.00	875.61	19.26	4,322.61	4,303.35	58.10305
interior	t2020	1,046.84	768.98	880.20	45.00	4,337.10	4,292.10	56.84486
exterior	t2000	1,768.42	1,657.85	1,354.41	69.30	9,912.60	9,843.30	122.55177
exterior	t2010	1,784.55	1,676.02	1,366.74	50.94	8,859.33	8,808.39	123.89531
exterior	t2020	1,739.24	1,565.07	1,266.48	48.87	7,183.89	7,135.02	115.69337
total	t2000	2,817.01	1,994.42	2,339.37	148.86	11,486.25	11,337.39	147.43156
total	t2010	2,851.40	2,020.24	2,408.22	93.33	10,430.91	10,337.58	149.34016
total	t2020	2,786.08	1,879.72	2,382.30	93.87	8,769.24	8,675.37	138.95319
Formação Savânica - SAV								
interior	t2000	3,490.80	3,366.44	2,303.64	151.02	17,653.50	17,502.48	248.85404
interior	t2010	3,204.91	2,981.30	2,313.18	52.11	16,092.27	16,040.16	220.38384
interior	t2020	2,777.58	2,859.33	1,731.24	23.94	16,782.57	16,758.63	211.36792
exterior	t2000	5,030.84	4,411.62	3,476.61	36.90	19,845.72	19,808.82	326.11628
exterior	t2010	4,860.38	4,239.13	3,399.75	33.12	17,909.55	17,876.43	313.36585
exterior	t2020	4,235.78	4,218.28	2,793.15	23.40	17,655.48	17,632.08	311.82412
total	t2000	8,521.64	5,830.66	6,563.52	439.29	25,485.03	25,045.74	431.01493
total	t2010	8,065.29	5,368.33	6,849.00	297.09	25,578.36	25,281.27	396.83864
total	t2020	7,013.35	5,449.41	5,686.47	320.76	24,357.51	24,036.75	402.83233

Tabela 2: Estatísticas descritivas para Lambda -  $\lambda$ 

Continua.

Intervalos amostrais - 2000 a 2010 e 2010 a 2020, para as três classes de formação vegetal, Pacotes R-Studio; psych (Revelle, W., 2022) - gt (Iannone et al., 2022)

parcela	intervalo	média	desvio-padrão	mediana	mínimo	máximo	amplitude	erro
Formação Campestre - CAM								
Interior	I	1.00	0.36	1.00	0.02	2.63	2.61	0.03
Interior	II	1.25	1.59	0.99	0.06	15.50	15.44	0.12
Exterior	I	1.02	0.31	0.99	0.22	3.15	2.93	0.02
Exterior	II	1.00	0.38	0.98	0.04	2.71	2.67	0.03
Total	I	1.08	0.20	1.06	0.36	2.23	1.87	0.02
Total	II	1.03	0.29	1.00	0.11	2.93	2.82	0.02
Formação Florestal - FLO								
Interior	I	1.03	0.23	1.02	0.51	1.94	1.43	0.02
Interior	II	1.05	0.38	1.00	0.40	3.74	3.35	0.03
Exterior	I	1.02	0.21	1.01	0.37	1.92	1.56	0.02
Exterior	II	1.01	0.23	0.99	0.15	2.16	2.01	0.02
Total	I	1.11	0.29	1.05	0.58	2.10	1.52	0.02
Total	II	1.08	0.20	1.06	0.36	2.23	1.87	0.02



Tabela 2: Estatísticas descritivas para Lambda -  $\lambda$

Intervalos amostrais - 2000 a 2010 e 2010 a 2020, para as três classes de formação vegetal, Pacotes R-Studio; psych (Revelle, W., 2022) - gt (Iannone et al., 2022)

parcela	intervalo								
Formação Savânica - SAV									
Interior	I	0.96	0.18	0.96	0.35	1.80	1.46	0.01	
Interior	II	0.81	0.19	0.83	0.31	1.61	1.31	0.01	
Exterior	I	0.99	0.16	0.96	0.62	1.88	1.26	0.01	
Exterior	II	0.79	0.18	0.82	0.27	1.23	0.96	0.01	
Total	I	0.99	0.41	0.98	0.05	3.99	3.94	0.03	
Total	II	0.77	0.22	0.76	0.24	1.67	1.43	0.02	

Tabela 3: Estatísticas descritivas para Déficits e Excedentes.

Calculo em hectares do Déficit e Excedente de cada paisagem, em relação , Pacotes R-Studio; psych (Revelle, W., 2022) - gt (Iannone et al., 2022)

categoria	média	desvio-padrão	mediana	mínimo	máximo	amplitude	erro-padrão
Déficit Interno - Privado	250.92	647.16	0.00	0.00	3,057.14	3,057.14	47.83971
Déficit Externo - Público	225.99	484.39	0.00	0.00	2,410.63	2,410.63	35.80716
Excedente Interno - Privado	2,380.02	2,996.15	1,347.10	0.00	15,298.02	15,298.02	221.48207
Excedente Externo - Público	3,716.15	4,388.98	2,126.20	0.00	17,896.59	17,896.59	324.44258