



LEANDRO HENRIQUE LEITE

**O PAPEL DAS TERRAS PRIVADAS SOBRE A
CONSERVAÇÃO DAS ÁREAS PROTEGIDAS DOS
CERRADOS, A SAVANA NEOTROPICAL**

**LAVRAS-MG
2021**

LEANDRO HENRIQUE LEITE

**O PAPEL DAS TERRAS PRIVADAS SOBRE A CONSERVAÇÃO DAS ÁREAS
PROTEGIDAS DOS CERRADOS, A SAVANA NEOTROPICAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes
Orientador

Profa. Dra. Renata Dias Françoso Brandão
Coorientadora

**LAVRAS-MG
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Leite, Leandro Henrique.

O papel das terras privadas sobre a conservação das áreas protegidas dos cerrados, a savana neotropical / Leandro Henrique Leite. - 2021.

69 p.

Orientador(a): Marco Aurélio Leite Fontes.

Coorientador(a): Renata Dias Françoso.

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Unidades de Conservação. 2. Imóveis Rurais. 3. Desmatamento. I. Fontes, Marco Aurélio Leite. II. Françoso, Renata Dias. III. Título.

LEANDRO HENRIQUE LEITE

**O PAPEL DAS TERRAS PRIVADAS SOBRE A CONSERVAÇÃO DAS ÁREAS
PROTEGIDAS DOS CERRADOS, A SAVANA NEOTROPICAL**

**THE ROLE OF PRIVATE LANDS ON THE CONSERVATION OF PROTECTED
AREAS OF THE CERRADOS, THE NEOTROPICAL SAVANA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 15 de março de 2021.
Dr. Marco Aurélio Leite Fontes UFLA
Dr. Dalmo Arantes de Barros UEMG
Dr. Letícia Maria Vieira UFLA

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes
Orientador

Profa. Dra. Renata Dias Françoso Brandão
Coorientadora

**LAVRAS-MG
2021**

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) para a realização do presente trabalho.

RESUMO

O presente trabalho tem como objetivo verificar a existência de relação entre variáveis intrínsecas a imóveis rurais declarados (proporção de cobertura e número de imóveis), unidades de conservação (área, esfera de gestão, localização, necessidade de desapropriação) e a ocorrência de desmatamentos. Para isto, utilizou-se a manipulação de bancos de dados geográficos públicos para obtenção das variáveis que compõem o estudo. O trabalho abrangeu toda a extensão do Cerrado, um dos *hotspots* mundiais, ameaçado em função da expansão das atividades antrópicas. Os resultados mostram a relevância da forma de posse e domínio da terra no combate ao desmatamento, permitindo a identificação de categorias e localização de unidades de conservação que têm maior potencial de pressão negativa no futuro.

Palavras-chave: Unidade de conservação. Imóveis rurais. Desmatamento. Desapropriação. Gestão.

ABSTRACT

This work aims to verify the existence of a relationship between variables intrinsic to declared rural properties (proportion of coverage and number of properties), conservation units (area, jurisdiction, location, expropriation) and the occurrence of deforestation. For this, the manipulation of public geographic databases was used to obtain the variables that make up the study. The work covered the entire extension of the Cerrado, one of the world's hotspots, threatened due to the expansion of human activities. The results show the relevance of land tenure and dominance in combating deforestation, allowing the identification of categories and the location of conservation units that have the greatest potential for negative pressure in the future.

Keywords: Conservation unit. Rural properties. Deforestation. Expropriation. Management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição das Unidades de Conservação no domínio dos Cerrados.....	31
Figura 2 – Número de UC e respectivas áreas por esfera de gestão.....	36
Figura 3 – Distribuição do número de imóveis rurais, proporção de sobreposição e proporção de supressão da vegetação nativa por UC.....	38
Figura 4 – Número de UC por forma de posse e por categoria e número de IRU correspondentes	38
Figura 5 - Área das UC por forma de posse e categoria, com respectivas áreas de sobreposição por IRU e supressão de vegetação nativa.....	39
Figura 6 – Eliminação das sobreposições com Terras Indígenas e auto-sobreposições entre Unidades de Conservação	55
Figura 7 – Geração dos dados de imóveis rurais e desmatamentos que se sobrepõem a Unidades de Conservação	56

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Modelos Globais testados 34

Quadro S1 - Categorias das Unidades de Conservação brasileiras e sua correspondência à classificação da IUCN, Grupo e forma de posse e domínio permitido..... 57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Número de UC, área (km ²), supressão (%) e área sobreposta (%) por categoria e esfera de gestão após remoção das sobreposições entre UC e terras indígenas ...	37
Tabela S2 - Área e número de UC por categorias de Unidades de Conservação por esfera de gestão.....	57
Tabela S3 - Área e número de UC por categorias de Unidades de Conservação por esfera de gestão.....	58
Tabela S4 - Pesos e prioridades em caso de sobreposição entre UC.....	58
Tabela S5 – Coefficients.....	59
Tabela S6 – Coefficients.....	59
Tabela S7 - Número de IRU por forma de posse e domínio	60
Tabela S8 - Pairwise differences of possession.....	60
Tabela S9 - Analysis of Deviance Table	60
Tabela S10 – Coefficients	61
Tabela S11 - Sobreposição por forma de posse e domínio.....	61
Tabela S12 - Pairwise differences of possession.....	61
Tabela S13 - Analysis of Deviance Table	62
Tabela S14 - Analysis of Deviance Table	62
Tabela S15 - Fixed effects	63
Tabela S16 - Probabilidade de desmatamento por categoria.....	64
Tabela S17 - Analysis of Deviance Table	64
Tabela S18 - Probabilidade de desmatamento por forma de posse e domínio	64
Tabela S19 - Fixed effects	65
Tabela S20 - Analysis of Deviance Table	65
Tabela S21 - Fixed effects	65
Tabela S22 - Desmatamento por forma de posse e domínio	66
Tabela S23 - Pairwise differences of possession.....	66

Tabela S24 - Analysis of Deviance Table	67
Tabela S25 - Fixed effects	68
Tabela S26 - Desmatamento por esfera de gestão	68
Tabela S27 - Pairwise differences of jurisdiction.....	69

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE.....	12
1	INTRODUÇÃO	12
2	REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1	A diversidade do Cerrado brasileiro está sob ameaça.....	14
2.2	A importância das Unidades de Conservação para a conservação do Cerrado	16
2.3	Cadastro Ambiental Rural: o desenvolvimento de uma política pública para o levantamento da situação ambiental de imóveis rurais e seus desdobramentos	19
	REFERÊNCIAS	21
	SEGUNDA PARTE - ARTIGO	26
	ARTIGO 1 - O papel das terras privadas sobre a conservação das áreas protegidas dos Cerrados, a Savana Neotropical.....	26
1	INTRODUÇÃO	28
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
2.1	Área de estudo	31
2.2	Obtenção e processamento dos dados espaciais.....	32
2.3	Análise dos dados.....	33
3	RESULTADOS.....	36
4	DISCUSSÃO	40
5	CONCLUSÕES	45
	REFERÊNCIAS	46
	APÊNDICE A - Fluxograma de processamento dos dados espaciais.....	55
	APÊNDICE B - Informações complementares sobre as Unidades de Conservação e resultados detalhados das análises estatísticas.....	57

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

Os mais diversos ecossistemas dispersos pelo mundo encontram-se ameaçados em decorrência das atividades antrópicas (MYERS *et al.*, 2000, GOLDEN KRONER *et al.*, 2019) e a tendência é que a pressão continue nas próximas décadas em função das demandas por recursos e expansão de atividades agrícolas (BRUM *et al.*, 2019; CÂMARA *et al.*, 2015). No cerrado o cenário atual e as perspectivas não são diferentes (STRASSBURG *et al.*, 2017). Neste contexto de ameaças aos recursos naturais, com expectativa de expansão da pressão em períodos vindouros (MARTINELLI *et al.*, 2014), é imprescindível a adoção de estratégias que tenham como objetivo a mitigação do avanço das externalidades negativas decorrentes das atividades humanas (FRANÇOSO *et al.*, 2015; PAIVA; BRITES; MACHADO, 2015).

Entre as principais estratégias para a conservação dos recursos naturais destaca-se, mas não somente, a criação de espaços especialmente protegidos (MARGULES; PRESSEY, 2000). Uma das possibilidades, no contexto brasileiro, é o estabelecimento de áreas protegidas denominadas unidades de conservação. Por definição, são espaços territoriais com relevantes características naturais, instituídas pelo poder público, com delimitação definida e um regime especial de administração (BRASIL, 2000). Prevista e regulamentada no arcabouço jurídico brasileiro, a criação de unidades de conservação é precedida por estudos técnicos que permitem o conhecimento do contexto da área sob os aspectos social, cultural, econômico e ambiental. Sendo sucedida pela elaboração de um documento técnico-científico denominado plano de manejo, que estabelece o zoneamento e normas de utilização e manejo da unidade. As unidades de conservação podem se enquadrar em diferentes categorias quanto ao grau de restrição à sua utilização e diferentes formas de posse e domínio da terra. A posse e domínio é um fator importante no contexto das unidades de conservação, já que pode levar à necessidade de remoção de populações residentes nessas áreas (BRASIL, 2000, 2002, 2006a). A interseção de propriedades particulares e áreas instituídas como unidades de conservação e a consequente necessidade de expropriação leva ao surgimento de um conflito entre os interesses individuais e coletivos.

Embora a forma de posse e domínio da terra seja um elemento crucial no gerenciamento das unidades de conservação, os resultados das publicações científicas se concentram em identificar a ausência da regularização fundiária como um conflito (NOLTE; AGRAWAL; BARRETO, 2013; CARRANZA *et al.*, 2014b). Não se identificou, até então, estudos que

demonstrem a relação entre atributos inerentes às propriedades rurais, como a cobertura e número de imóveis, e pressões negativas à existência de unidades de conservação. Nesse sentido, o presente trabalho tem a pretensão de contribuir com a dilatação do conhecimento científico acerca do papel das terras privadas declaradas sobre a conservação das áreas protegidas do Cerrado.

Para testar as hipóteses levantadas utilizaram-se diferentes bases de dados públicos contendo informações geográficas, incluindo os limites de unidades de conservação, áreas desmatadas e imóveis rurais declarados. Primeiramente, selecionaram-se somente as categorias de unidades de conservação do Cerrado que têm previsto em legislação a necessidade de desapropriação. Na sequência, estabeleceu-se hierarquia entre as categorias, de forma que, em caso de sobreposição entre duas ou mais unidades, prevalecessem as categorias prioritárias.

O levantamento e organização dos dados geográficos possibilitou a extração de informações que, após análise estatística, permitiram o estabelecimento de relações entre características intrínsecas à ocupação por imóveis rurais declarados (proporção de cobertura e número de imóveis) e às unidades (locação geográfica, categoria, área, idade e esfera de gestão) à ocorrência de desmatamentos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A diversidade do Cerrado brasileiro está sob ameaça

Entre os domínios fitogeográficos brasileiros, o do Cerrado apresenta a terceira maior riqueza de espécies, atrás somente dos domínios amazônico e atlântico. Das 12150 espécies da fauna analisadas para a elaboração da lista de espécies ameaçadas de extinção, 3455 ocorrem nos cerrados. Do total, 288 encontram-se sob o *status* de ameaçada de extinção, sendo 162 não endêmicas e 126 endêmicas (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBIO, 2018). O conhecimento atual sobre a diversidade da flora brasileira reconhece a ocorrência de 42005 espécies, distribuídas entre angiospermas, briófitas, fungos, gimnospermas, samambaias e licófitas, sendo que mais de 30% ocorrem no Cerrado (INSTITUTO DE PESQUISAS JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO - JBRJ, 2019). Somados os representantes de plantas e vertebrados, mais de 4800 espécies são endêmicas do cerrado (STRASSBURG *et al.*, 2017). No dimensionamento e avaliação do risco de extinção de espécies raras do domínio dos cerrados, investigaram-se 578 espécies de 65 famílias consideradas raras, concluindo que 366 espécies raras estão sob ameaça no Cerrado. Dentre as espécies raras, 430 têm registros dentro de Unidades de Conservação (UC), ressaltando a importância dessas áreas para a conservação da biodiversidade. Entre as 63 ameaças identificadas para as espécies avaliadas encontram-se, em ordem decrescente: agricultura e indústria agrícola, fogo e aumento da frequência dos incêndios, pecuária e indústria, entre outras (MARTINELLI *et al.*, 2014).

O domínio dos cerrados é considerado a savana tropical mais biodiversa do mundo (KLINK; MACHADO, 2005), inserindo-se entre os *hotspots* de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000). O conceito de *hotspot* considera principalmente três aspectos em sua definição, sendo eles a elevada biodiversidade, a proporção de espécies endêmicas e a rápida conversão de habitats (MYERS *et al.*, 2000). A primeira proposta de *hotspots* incluiu 10 áreas, sendo somente uma em território brasileiro: a floresta atlântica (MYERS, 1988). Contudo, incluiu-se o Cerrado na terceira proposta ampliando para 25 as regiões no mundo que atendiam aos requisitos para serem definidas como *hotspots* (MYERS *et al.*, 2000). A revisão mais recente expandiu para 35 os *hotspots*. Desse total, oito estão localizadas no continente americano, mantendo-se somente dois no Brasil (MITTERMEIER *et al.*, 2011; STRASSBURG *et al.*, 2017). A biota endêmica do domínio dos cerrados encontra-se ameaçada e os cenários futuros não são otimistas. A previsão é de que o número de espécies endêmicas possa diminuir de maneira

significativa até o ano de 2050, já que até o momento tem-se registro de extinção de 139 espécies de plantas. De acordo com estimativas recentes, de débito de extinção, 657 espécies ainda serão extintas. Para um cenário em que o uso da terra seja mantido como de costume, até o ano de 2050, a estimativa é que a dívida de extinção possa chegar a 1140 espécies (STRASSBURG *et al.*, 2017).

Assim como previsto na conceituação de *hotspots*, o Planejamento Sistemático da Conservação (PSC) tem como prerrogativa a necessidade de definir áreas com alta diversidade como prioritárias para a conservação, considerando-se o avanço das atividades antrópicas sobre os ecossistemas naturais e a limitação de recursos destinados às atividades voltadas para a conservação (MARGULES; PRESSEY, 2000). As UC são fundamentais no estabelecimento de estratégias de conservação em nível regional. Contudo, somente as UC legalmente instituídas não possuem por si só as condições necessárias para manter a biodiversidade. Desta forma, é indispensável a proteção dos habitats externos de maneira a complementar o papel das UC e reduzir as pressões sobre essas (MARGULES; PRESSEY, 2000; MYERS *et al.*, 2000). Neste sentido, o Brasil dispõe de arcabouço jurídico específico acerca da proteção da vegetação nativa (BRASIL, 2000, 2006b, 2012a). No entanto, a revisão da Lei de Proteção da Vegetação Nativa¹ (LPVN) em 2012 introduziu uma série de alterações (para mais detalhes ver a seção 2.3) que não só diminuíram a necessidade de recuperação de áreas, mas também expôs o domínio dos cerrados a uma condição de vulnerabilidade à supressão legal da vegetação nativa (BRASIL, 2012a; GUIDOTTI *et al.*, 2017; SOARES-FILHO *et al.*, 2014). Como consequências das alterações na legislação, o déficit de recuperação da vegetação nativa no domínio dos cerrados chega a 6,1 milhões de hectares (Mha) divididos em Área de Preservação Permanente (APP) (1,9 Mha) e Reserva Legal (RL) (4,2 Mha). Além disso, a vegetação sem proteção legal e, consequentemente, passível de supressão atinge o patamar de 44 Mha, fazendo com que o Cerrado seja o primeiro em um *ranking* de área passível de supressão legal da vegetação nativa (GUIDOTTI *et al.*, 2017).

Há no domínio dos cerrados a possibilidade de supressão legal da vegetação a partir do observado na legislação ambiental brasileira. Entretanto, a supressão já ocorre de maneira sistemática no domínio com taxas superiores às observadas para o domínio amazônico (STRASSBURG *et al.*, 2017). O acompanhamento da supressão da vegetação nativa no domínio dos cerrados é realizado desde o ano de 2001, no âmbito do Programa de Monitoramento da Amazônia e demais biomas, pelo Instituto Espacial de Pesquisas Espaciais

¹ Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.

(INPE). Desde o início do monitoramento até o ano de 2018, 166592 km² de vegetação nativa foram suprimidas no domínio dos cerrados, sendo o período entre os anos de 2003 e 2004 o pico de área suprimida para o período de monitoramento. A partir do pico os índices de supressão oscilaram até o período 2017/2018, com um aumento significativo no período 2013/2014, coincidindo com o período seguinte à aprovação da LPVN. Os estados que mais contribuíram com a supressão da vegetação para o período analisado foram Tocantins, Mato Grosso, Minas Gerais, Goiás e Maranhão (INPE). Entre os citados observa-se a presença de estados com número significativo de espécies ameaçadas (MARTINELLI *et al.*, 2014). Quando se estratifica a contribuição de cada estado com a supressão da vegetação nativa para o período analisado verifica-se, oscilação da supressão com picos nos períodos 2003/2004 e 2013/2014 e com menor valor no período 2011/2012. Entretanto, os estados de Tocantins, Mato Grosso e Minas Gerais apresentam índices de supressão destacadamente superiores nos primeiros períodos e, assim como os demais estados, voltaram a apresentar elevação nos índices de supressão para o período de 2013/2014 (INPE).

Cenários futuros para as mudanças de uso do solo no Brasil apontam tendências de expansão da área destinada para cultivo agrícola de 56 Mha para 92 Mha em 2030 e 114 Mha em 2050, sendo os domínios dos cerrados e atlântico os principais afetados por esta expansão. No domínio dos cerrados a expansão será correspondente a 52% do total, perfazendo um total de 30 Mha, e as principais culturas destinadas a essas áreas serão *commodities* como cana-de-açúcar, soja e milho. As maiores projeções de expansão para o domínio estão previstas para ocorrer fora do perímetro inserido na Amazônia Legal, principalmente nos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí, Bahia e Minas Gerais (CÂMARA *et al.*, 2015).

2.2 A importância das Unidades de Conservação para a conservação do Cerrado

As Unidades de Conservação e Terras Indígenas (TI) brasileiras, correspondem a 25% do território nacional (OLIVEIRA *et al.*, 2017). Embora à primeira vista este número seja expressivo, atenção deve ser dada à sua distribuição pelos ecossistemas que ocorrem no Brasil (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY – UNEP, CBD, 2010). A maior cobertura por UC e TI ocorre na região norte, compreendendo 49% do domínio amazônico (OLIVEIRA *et al.*, 2017). Desta forma, é o único domínio em território brasileiro que atende à meta de 17% estipulada pela Convenção da Diversidade Biológica (UNEP, CBD, 2010; PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018). A representatividade territorial das UC pode, pelo contrário, surpreender quanto ao alcance

desproporcional da proteção atingida, uma vez que no interior das UC podem ser encontrados 44% das espécies e 62% das linhagens filogenéticas identificadas no Brasil (OLIVEIRA *et al.*, 2017).

No Cerrado as UC abrangem cerca de 9% da área do domínio (PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018). Entretanto, somente 6% do Cerrado são UC com vegetação nativa remanescente. A supressão da vegetação relaciona-se com a restrição imposta pela UC, uma vez que as UC menos restritivas apresentam valores de supressão da vegetação nativa significativamente maiores que as mais restritivas; em relação à esfera de gestão, a federal é mais efetiva que a estadual (FRANÇOSO *et al.*, 2015; PAIVA; BRITES; MACHADO, 2015).

A limitada representatividade de fisionomias abertas não se restringe às UC. Quanto à proteção da vegetação nativa por meio das RL, verifica-se a priorização de conservação de fisionomias florestais, uma vez que no domínio amazônico a extensão da RL corresponde a 80% da área do imóvel localizado em florestas, a 35% da área do imóvel no domínio do cerrado inserido na Amazônia legal e a 20% da área do imóvel nas demais regiões (BONANOMI *et al.*, 2019; BRASIL, 2012a; OLIVEIRA *et al.*, 2017; OVERBECK *et al.*, 2015; PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018).

A insuficiente representatividade em extensão territorial (UNEP, CBD, 2010) das UC no domínio dos Cerrados soma-se ao limitado conhecimento sobre a biodiversidade existente nas UC do domínio (OLIVEIRA *et al.*, 2017), evidenciando a ameaça sobre uma porção desconhecida da biodiversidade. Não só as lacunas no conhecimento da biodiversidade, como também a amostragem enviesada são elementos que interferem no planejamento sistemático da conservação (OLIVEIRA *et al.*, 2016; MARGULES; PRESSEY, 2000). Atualmente, do território considerado prioritário para conservação no Cerrado, somente 19,6% se encontra inserido em UC (FONSECA; VENTICINQUE, 2018). Todavia, ao se desconsiderar a categoria Área de Proteção Ambiental (Categoria V - IUCN), categoria com menor nível de restrições (Pacheco; Neves; Fernandes, 2018), o percentual de cobertura de áreas prioritárias por UC é ainda menor (FONSECA; VENTICINQUE, 2018).

A cobertura insuficiente dos domínios por UC não é apenas generalizada (UNEP, CBD, 2010; FONSECA; VENTICINQUE, 2018; PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018), como também está sob constantes ameaças proporcionadas pela legislação (BRASIL, 2000). Entre as ameaças legais às UC estão os eventos de recategorização, redução do tamanho e extinção das áreas (PROTECTED AREAS DOWNGRADING, DOWNSIZING AND DEGAZETTEMENT - PADDD) (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014; GOLDEN KRONER *et al.*, 2019; MASCIA *et al.*, 2014; MASCIA; PAILLER, 2011; PACK *et al.*, 2016; QIN *et al.*, 2019). A

recategorização se refere à redução das restrições às atividades humanas no interior da UC, implicando o aumento de atividades quanto ao número, tipo, intensidade e extensão (MASCIA; PAILLER, 2011). Neste sentido, no Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza do Brasil, a recategorização significa a mudança de uma categoria de proteção integral para uma categoria de uso sustentável (BRASIL, 2000). A redução do tamanho é clara quanto à mudança promovida na UC e desta maneira os eventos de redução implicam na diminuição da extensão territorial legalmente protegida. A extinção de áreas tem como consequência a eliminação da proteção legal existente na totalidade da UC (MASCIA; PAILLER, 2011).

Exemplos de PADDD estão distribuídos pelo mundo, não sendo uma característica dos tempos atuais, haja vista os registros de PADDD no século XIX na Índia (MASCIA; PAILLER, 2011). Contudo, foi a partir do início do século XX que estes eventos se disseminaram para outras partes do mundo, atingindo pelo menos 73 países com 78% dos eventos ocorrendo antes dos anos 2000 (GOLDEN KRONER *et al.*, 2019). No período entre 1892 e 2018 foram 3749 eventos PADDD no mundo, promovendo a redução de 51,9 Mha e revedo um total de 165,9 Mha (GOLDEN KRONER *et al.*, 2019), incluindo UC icônicas como os Parques Nacionais do Iguazu, Virunga, Serengeti, Yosemite e Yellowstone (QIN *et al.*, 2019). Entre os principais motivos estão as atividades em escala industrial ou pressões e reivindicações locais pela posse da terra (GOLDEN KRONER *et al.*, 2019). No Brasil foram identificados 67 eventos PADDD no período compreendido entre 1900 e 2012, sendo o domínio amazônico o mais afetado. Entretanto, no Cerrado foram promulgados 13 eventos, perfazendo um total de 23500 km² afetados. Existem ainda 9 propostas ativas de PADDD para o Cerrado que correspondem a uma redução de 0,6 Mha, além de 6 propostas inativas com área de 0,2 Mha. Desta forma, a área total afetada por PADDD pode atingir mais de 3,2 km² (PACK *et al.*, 2016).

Os eventos de PADDD estão intimamente relacionados ao conflito de interesses entre a utilização de parte ou da totalidade da UC com os objetivos propostos de conservação (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014). Neste sentido, a instalação de usinas hidrelétricas (39%) e o estabelecimento de assentamentos humanos (20%) predominam como conflitos de interesses entre conservação e atividades que dependem do capital natural para seu desenvolvimento (PACK *et al.*, 2016), mas não se limitam a esses. Entre outras atividades geradoras de eventos PADDD identificadas estão o agronegócio, a sobreposição de usos da terra, a interferência política, atividades ligadas ao turismo etc. (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014). O arcabouço jurídico brasileiro que trata das áreas protegidas prevê a realização de eventos PADDD, contudo, embora sejam possíveis, há um rito burocrático para sua efetivação (BRASIL, 2000).

2.3 Cadastro Ambiental Rural: o desenvolvimento de uma política pública para o levantamento da situação ambiental de imóveis rurais e seus desdobramentos

No ano de 2012, a recém promulgada Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) trouxe uma série de medidas controversas, como, por exemplo, a permissão para utilização de áreas sensíveis, anistia para supressão da vegetação nativa anterior a 22 de julho de 2008, introdução da área do imóvel como elemento definidor da faixa de recuperação de APP geradas por cursos d'água, o computo da RL em APP e/ou a desobrigação da recomposição de áreas de RL para pequenos imóveis rurais (BRASIL, 2012a; GUIDOTTI *et al.*, 2017; LAUDARES; SILVA; BORGES, 2014; METZGER *et al.*, 2019; SOARES-FILHO *et al.*, 2014). Embora tenha introduzido uma série de mecanismos de flexibilização e anistias, favorecendo aqueles que tenham cometido irregularidades ambientais e legitimado a utilização de áreas anteriormente restritas, deve-se destacar na criação do Cadastro Ambiental Rural (CAR) um mecanismo com potencial promissor para a adequação ambiental de imóveis rurais (AZEVEDO *et al.*, 2017; BRANCALION *et al.*, 2016; JUNG *et al.*, 2017).

O CAR é um registro público eletrônico com ambição de integrar dados de todos os imóveis rurais inseridos no território nacional através da obrigatoriedade de cadastro; até o momento já foram cadastrados 5367596 imóveis e posses rurais, perfazendo um total de 554854951,77 hectares cadastrados no total (www.car.gov.br/publico/imoveis/index, acesso em 30 out. 2019), o que equivale a 65% do território brasileiro. O cadastro tem por proposta a coleta de informações ambientais das propriedades e posses rurais que deverão compor uma base objetivando possibilitar ações de controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento. Entre as informações necessárias para cadastramento, tem-se dados que proporcionam a identificação dos imóveis ou posses (informações sobre o perímetro do imóvel), do uso e ocupação (área rural consolidada e de uso restrito), de parâmetros ambientais (cursos d'água, nascentes, áreas úmidas, APP, remanescentes de vegetação nativa, RL, áreas de recuperação), dos proprietários ou posseiros (documentos pessoais, endereço, contato) e do vínculo estabelecido com o imóvel (documentos que comprovam a propriedade ou posse) (BRASIL, 2012a).

As informações inseridas na plataforma de cadastramento pelos proprietários e posseiros que aderiram ao CAR oferecem a oportunidade de extrair uma gama ampla de variáveis. Uma série de trabalhos científicos analisaram informações em escala estadual (AZEVEDO *et al.*, 2017; JUNG *et al.*, 2017; L'ROE *et al.*, 2016; RICHARDS; VANWEY,

2016; ROITMAN *et al.*, 2018; STEFANES *et al.*, 2018; TANIWAKI *et al.*, 2018), por domínio (BONANOMI *et al.*, 2019) e em escala nacional (GUIDOTTI *et al.*, 2017; PINTO *et al.*, 2018; SPAROVEK *et al.*, 2019). A abordagem dos estudos abrange temas relevantes como a priorização de conservação em formações florestais em detrimento de campestres e herbáceas (BONANOMI *et al.*, 2019), a relação do tamanho da propriedade na conservação da vegetação nativa (RICHARDS; VANWEY, 2016; STEFANES *et al.*, 2018), o comportamento do desmatamento após a adesão ao cadastro (L'ROE *et al.*, 2016), a motivação a aderir ao cadastro (AZEVEDO *et al.*, 2017), as condições e realizações da implementação do cadastro (ROITMAN *et al.*, 2018), a influência aos meios de subsistência (JUNG *et al.*, 2018), a dimensão e o impacto da Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012a; GUIDOTTI *et al.*, 2017), a qualidade e as consequências dos dados inseridos (TANIWAKI *et al.*, 2018), a estimativa da área cadastrável e as lacunas de cadastramento (PINTO *et al.*, 2018), o impacto da mudança do uso do solo no estoque de carbono acima do solo (FREITAS *et al.*, 2018a) e a posse da terra no Brasil (SPAROVEK *et al.*, 2019).

Embora apresente lacunas na cobertura do território nacional (PINTO *et al.*, 2018) e a qualidade das informações seja questionável quando comparada a dados em escala refinada (FREITAS *et al.*, 2018b; TANIWAKI *et al.*, 2018), o CAR fornece a base de dados mais ampla sobre a intenção de uso e ocupação do solo no Brasil (SPAROVEK *et al.*, 2019). Desta forma, a amplitude de distribuição dos dados, em relação ao território nacional, credencia a utilização das informações espaciais do CAR como meio de identificar a intenção de uso e ocupação em UC no domínio dos cerrados.

REFERÊNCIAS

AZEVEDO, Andrea A. *et al.* Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 114, n. 29, p. 7653-7658, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1604768114>. Acesso em: 1 fev. 2021.

BERNARD, Enrico; PENNA, Luan A. O.; ARAÚJO, Elis. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 28, n. 4, p. 939-950, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12298>. Acesso em: 1 fev. 2021.

BONANOMI, Juliana *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**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 26-31, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.12.002>. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRANCALION, Pedro H. S. *et al.* Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. e1-e16, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. **Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002**. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [2002]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. **Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006**. Regulamenta o art. 21 da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília: Presidência da República, [2006a]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Decreto/D5746.htm#:~:text=DECRETO%20N%C2%BA%205.746%2C%20DE%205,vista%20o%20disposto%20no%20art. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [2006b]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20a%20utiliza%C3%A7%C3%A3o%20e,Atl%C3%A2ntica%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%Aancia. Acesso em: 1 fev. 2021.

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. Brasília: Presidência da República, [2012a]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [2000]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRUM, Fernanda T. *et al.* Forecasting conservation impact to pinpoint spatial priorities in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 240, n. 108283, p. 1-8, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108283>. Acesso em: 1 fev. 2021.

CÂMARA, Gilberto *et al.* **Modelling Land Use Change in Brazil: 2000–2050**. São José dos Campos, Brasília, Laxenburg, Cambridge: NPE, IPEA, IIASA, UNEP-WCMC, 2015. Disponível em: <http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/12115/>. Acesso em: 1 fev. 2021.

CARRANZA, Tharsila *et al.* Mismatches between conservation outcomes and management evaluation in protected areas: A case study in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 173, p. 10-16, 2014b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.03.004>. Acesso em: 1 fev. 2021.

FONSECA, Carlos R.; VENTICINQUE, Eduardo M. Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 61-67, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.03.001>. Acesso em: 1 fev. 2021.

FRANÇOSO, Renata D. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 35-40, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001>. Acesso em: 1 fev. 2021.

FREITAS, Flávio L. M. *et al.* **Nota técnica: Malha fundiária do Brasil, v.1812**. [s. l.]: Atlas - A Geografia da Agropecuária Brasileira, 2018a. Disponível em: https://www.imaflora.org/public/media/biblioteca/1594237486-imaflora_atlasagropecuario_documentacao_malhafundiaria_v1812.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.

FREITAS, Flávio L. M. *et al.* Who owns the Brazilian carbon? **Global Change Biology**, [s. l.], v. 24, n. 5, p. 2129-2142, 2018b. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14011>. Acesso em: 1 fev. 2021.

GOLDEN KRONER, Rachel E. *et al.* The uncertain future of protected lands and waters. **Science**, [s. l.], v. 364, n. 6443, p. 881-886, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aau5525>. Acesso em: 1 fev. 2021.

GUIDOTTI, Vinicius *et al.* Números detalhados do novo código florestal e suas implicações para os PRAs. **Sustentabilidade em Debate**, Piracicaba, n. 5, maio, p. 1-10, 2017. Disponível em: https://www.imaflora.org/public/media/biblioteca/5e4be660e5ac8_sustentabilidade_em_debate_5.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I**. 1. ed. Brasília: ICMBIO, 2018. Disponível em:

https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.

INSTITUTO DE PESQUISAS JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Flora do Brasil 2020**. Rio de Janeiro: JBRJ, [201-]. Disponível em:

<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/PrincipalUC/PrincipalUC.do#CondicaoTaxonCP>. Acesso em: 21 out. 2019.

JUNG, Suhyun *et al.* Brazil's national environmental registry of rural properties: implications for livelihoods. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 136, p. 53-61, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.004>. Acesso em: 1 fev. 2021.

KLINK, Carlos A.; MACHADO, Ricardo B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>. Acesso em: 1 fev. 2021.

L'ROE, Jessica *et al.* Mapping properties to monitor forests: Landholder response to a large environmental registration program in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 57, p. 193-203, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.05.029>. Acesso em: 1 fev. 2021.

LAUDARES, Sarita S. de A.; SILVA, Kmila G. da; BORGES, Luís A. C. Cadastro Ambiental Rural: uma análise da nova ferramenta para regularização ambiental no Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 31, p. 111-122, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v31i0.33743>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MARGULES, Chris R.; PRESSEY, Robert L. Systematic conservation planning. **Nature**, [s. l.], v. 405, n. 6783, p. 243-253, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/35012251>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MARTINELLI, Gustavo *et al.* Avaliações de risco de extinção das plantas raras do Cerrado: resultados, desafios e perspectivas. In: MARTINELLI, Gustavo; MESSINA, Tainan; SANTOS FILHO, Luiz. (Orgs.). **Livro Vermelho da Flora do Brasil: Plantas Raras do Cerrado**. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, CNCFlora, 2014, p. 25-41. Disponível em: <http://dspace.jbrj.gov.br/jspui/handle/doc/27>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MASCIA, Michael B. *et al.* Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900-2010. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 169, p. 355-361, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.021>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MASCIA, Michael B.; PAILLER, Sharon. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications. **Conservation Letters**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 9-20, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00147.x>. Acesso em: 1 fev. 2021.

METZGER, Jean P. *et al.* Why Brazil needs its legal reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 17, n. 3, p. 91-103, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MITTERMEIER, Russell A. *et al.* Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, Frank E.; HABEL, Jan C. (Eds). **Biodiversity Hotspots**. Berlin: Springer, 2011, p. 3-22. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1. Acesso em: 1 fev. 2021.

MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [s. l.], v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/35002501>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MYERS, Norman. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. **Environmentalist**, [s. l.], v. 8, n. 3, p. 187-208, 1988. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF02240252>. Acesso em: 1 fev. 2021.

NOLTE, Christoph; AGRAWAL, Arun; BARRETO, Paulo. Setting priorities to avoid deforestation in Amazon protected areas: are we choosing the right indicators?. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 1-7, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015039>. Acesso em: 1 fev. 2021.

OLIVEIRA, Ubirajara *et al.* Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 1-9, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08707-2>. Acesso em: 1 fev. 2021.

OLIVEIRA, Ubirajara *et al.* The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. **Diversity and Distributions**, [s. l.], v. 22, n. 12, p. 1232-1244, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ddi.12489>. Acesso em: 1 fev. 2021.

OVERBECK, Gerhard E. *et al.* Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, [s. l.], v. 21, n. 12, p. 1455-1460, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>. Acesso em: 1 fev. 2021.

PACHECO, André A.; NEVES, Ana Carolina O.; FERNANDES, G. Wilson. Uneven conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological Diversity. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 43-48, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.12.001>. Acesso em: 1 fev. 2021.

PACK, Shalynn M. *et al.* Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in the Amazon. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 197, p. 32-39, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.004>. Acesso em: 1 fev. 2021.

PAIVA, Rodrigo J. O.; BRITES, Ricardo S.; MACHADO, Ricardo B. The role of protected areas in the avoidance of anthropogenic conversion in a high pressure region: a matching method analysis in the core region of the Brazilian Cerrado. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 10, n. 7, p. 1-24, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132582>. Acesso em: 1 fev. 2021.

PINTO, Luís F. G. *et al.* Código Florestal: a abrangência e os vazios do CAR - quanto e quem falta. **Sustentabilidade em Debate**, Piracicaba, n. 8, ago., p. 1-15, 2018. Disponível em: https://www.imaflora.org/public/media/biblioteca/5b7ea062689cd_sustentabilidade_codigo_fl

orestal.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.

QIN, Siyu *et al.* Protected area downgrading, downsizing, and degazettement as a threat to iconic protected areas. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 33, n. 6, p. 1275-1285, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.13365>. Acesso em: 1 fev. 2021.

RICHARDS, Peter D.; VANWEY, Leah. Farm-scale distribution of deforestation and remaining forest cover in Mato Grosso. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 418-425, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nclimate2854>. Acesso em: 1 fev. 2021.

ROITMAN, Iris *et al.* Rural Environmental Registry: An innovative model for land-use and environmental policies. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 76, p. 95-102, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.037>. Acesso em: 1 fev. 2021.

SOARES-FILHO, Britaldo *et al.* Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, [s. l.], v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1246663>. Acesso em: 1 fev. 2021.

SPAROVEK, Gerd *et al.* Who owns Brazilian lands? **Land Use Policy**, [s. l.], v. 87, p. 1-3, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104062>. Acesso em: 1 fev. 2021.

STEFANES, Mauricio *et al.* Property size drives differences in forest code compliance in the Brazilian Cerrado. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 75, p. 43-49, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.022>. Acesso em: 1 fev. 2021.

STRASSBURG, Bernardo B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 1-3, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>. Acesso em: 1 fev. 2021.

TANIWAKI, Ricardo H. *et al.* The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 49-53, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.007>. Acesso em: 1 fev. 2021.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. In: UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Report of the Tenth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity**. Montreal: UNEP/CBD, 2011, p. 111-123. Disponível em: <https://www.cbd.int/meetings/COP-10>. Acesso em: 1 fev. 2021.

SEGUNDA PARTE - ARTIGO

**ARTIGO 1 - O papel das terras privadas sobre a conservação das áreas protegidas dos
Cerrados, a Savana Neotropical**

LEANDRO HENRIQUE LEITE¹
RENATA DIAS FRANÇOSON²
VINÍCIUS DE ANDRADE MAIA¹
CLÉBER RODRIGO DE SOUZA¹
MARCO AURÉLIO LEITE FONTES²

¹ Discente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal UFLA

² Docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal UFLA

RESUMO

No contexto atual de exploração dos recursos naturais e perspectivas futuras nada animadoras sobre o avanço das atividades antrópicas sobre áreas naturais, as unidades de conservação surgem como uma das estratégias efetivas para a manutenção da biodiversidade existente nessas regiões. No âmbito da gestão de áreas especialmente protegidas, um atributo de relevante importância é a forma de posse e domínio da terra. Embora a posse e domínio da terra sejam identificados como origem de conflitos em unidades de conservação, pouco se sabe sobre a relação entre a cobertura por imóveis rurais e as pressões negativas sofridas por estas unidades. Primeiramente, criou-se uma hierarquia entre as categorias de unidades de conservação, com objetivo de remover as sobreposições existentes. Posteriormente, se avaliou a relação entre a cobertura de imóveis rurais declarados sobre as unidades de conservação e o desmatamento no bioma cerrado. Os resultados mostram que 95% da área das UC com maior restrição à utilização estão sobrepostas por imóveis rurais, que não há relação entre a proporção de cobertura por imóveis rurais e o número de imóveis rurais sobrepostos com o desmatamento já ocorrido. Contudo, verificou-se que o número de imóveis rurais e a proporção de cobertura por imóveis rurais são significativos para explicar a probabilidade de supressão futura da vegetação. Dessa forma, verifica-se que a regularização fundiária é uma importante estratégia para a manutenção da vegetação nativa em UC.

Palavras-chave: Unidade de conservação. Imóveis rurais. Desmatamento. Desapropriação. Gestão.

1 INTRODUÇÃO

O Cerrado é considerado a savana tropical mais biodiversa do mundo (KLINK; MACHADO, 2005), inserindo-se entre os *hotspots* globais para conservação da biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000). A região apresenta altos níveis de endemismo (mais de 4800 espécies endêmicas), e a terceira maior riqueza de espécies do país, atrás da Amazônia e do bioma Atlântico (STRASSBURG *et al.*, 2017). Além disso, a região contribui com importantes serviços ecossistêmicos como estoque e estocagem de carbono e manutenção de importantes cursos hídricos (MIRANDA *et al.*, 2014; HUNKE *et al.*, 2015). Entretanto, a biota dos Cerrados encontra-se em perigo devido ao acelerado processo de modificação da cobertura do solo na região pela remoção da vegetação nativa; foram 28 Mha entre 1985 e 2019 (SOUZA JR., 2020). Além disso, as perspectivas para o futuro não são otimistas já que sua biodiversidade e serviços ecossistêmicos associados estão sob ameaça (MARTINELLI *et al.*, 2014; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBIO, 2018; INSTITUTO DE PESQUISAS JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO - JBRJ, 2019). Devido às atividades antrópicas, como agricultura, pecuária, industrialização, além do aumento da frequência dos incêndios, o número de espécies raras e endêmicas deve diminuir de maneira significativa até o ano de 2050 (MARTINELLI *et al.*, 2014; STRASSBURG *et al.*, 2017). Nesse cenário de expansão de atividades antrópicas e consequente supressão ilegal da vegetação nativa (RAJÃO *et al.*, 2020) e redução da biodiversidade, as unidades de conservação (UC) tem um papel central na conservação dos ecossistemas. Essas áreas se apresentam como locais que não apenas abrigam grande parte de biodiversidade (GRAY *et al.*, 2016; OLIVEIRA *et al.*, 2017), mas também como áreas que resistem (FRANÇOSO *et al.*, 2015) e que, possivelmente, resistirão às pressões negativas que culminam na redução da vegetação nativa (BRUM *et al.*, 2019).

As estratégias de conservação no Brasil apresentam uma clara priorização de formações florestais em detrimento das formações campestres (BONANOMI *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2017; OVERBECK *et al.*, 2015; PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018). Verifica-se isso ao observar acordos como a moratória da soja (GIBBS *et al.*, 2015), a legislação brasileira (BRASIL, 2006a; 2012b) e a própria distribuição das UC e Terras Indígenas (TI) entre os biomas. A moratória da soja trata-se de um acordo voluntário de desmatamento zero na cadeia de suprimentos da soja, onde os compradores dessa *commodity* se comprometem a não realizarem transações com proprietários de imóveis vinculados ao desmatamento na Amazônia (GIBBS *et al.*, 2015). A legislação brasileira prioriza ecossistemas florestais através de

legislação específica para o bioma Mata Atlântica (BRASIL, 2006b) e da reserva legal de 80% da área do imóvel no bioma amazônico, sendo que para outros biomas o valor chega a 20% (BRASIL, 2012a). As UC e TI correspondem a 25% do território nacional (OLIVEIRA *et al.*, 2017). Porém, a maior cobertura por UC e TI ocorre na região norte do Brasil, onde é majoritariamente florestal (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY – UNEP, CBD, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2017).

Nos Cerrados, as UC abrangem cerca de 9% da área do bioma (PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018). Entretanto, somente 6,5% dos cerrados são UC com vegetação nativa remanescente, indicando a supressão da vegetação (FRANÇOSO *et al.*, 2015). Já em biomas florestais os valores de cobertura, em termos relativos, por UC são superiores aos dos Cerrados, ou seja, 25% na Amazônia e 10% na Mata Atlântica (PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018). A Amazônia o único bioma a atender a meta estipulada pela Convenção da Diversidade Biológica (UNEP, CBD, 2010). A insuficiente representatividade em extensão territorial (FONSECA; VENTICINQUE, 2018) das UC no Cerrado somada ao limitado conhecimento sobre a biodiversidade existente nas UC e à supressão da vegetação, evidenciam a ameaça sobre uma porção desconhecida da sua biodiversidade (OLIVEIRA *et al.*, 2017).

A proporção de supressão da vegetação em UC nos Cerrados parece variar em função do grau de restrição imposta pela UC, uma vez que as menos restritivas apresentam valores de supressão da vegetação nativa significativamente maiores que as mais restritivas, bem como em função da esfera de gestão sendo menor nas UC federais (CARRANZA *et al.*, 2014a; FRANÇOSO *et al.*, 2015). Outra variável importante identificada é a necessidade de desapropriação, em que em UC onde é necessária a regularização fundiária é mais efetiva em conter a supressão da vegetação (FRANÇOSO *et al.*, 2015; PAIVA, BRITES; MACHADO, 2015). Entretanto, verificou-se que poucos estudos abordaram a supressão da vegetação nativa em UC sob a ótica das formas de posse e domínio da terra e que estes estudos foram limitados a um curto intervalo de tempo. Não se identificou estudos que consideram a proporção de cobertura por imóveis rurais declarados bem como o número de imóveis declarados como variáveis explanatórias para a proporção de supressão de vegetação.

No Brasil as UC se dividem em dois grupos, Proteção Integral (PI) e de Uso Sustentável (US), sendo o primeiro com maiores restrições ao uso (Quadro S1). Os grupos se dividem em 12 categorias, sendo 5 de PI e 7 de US, onde a posse e domínio da terra pode variar em função do objetivo da UC. A posse e domínio se divide em três formas: pública, particular ou mista. Na primeira as terras inseridas em UC devem ser declaradas como de interesse público e

desapropriadas pelo poder público; na segunda as terras podem permanecer sob posse e domínio privado, devendo respeitar as restrições dispostas em legislação; na terceira existem duas possibilidades: em UC de US é permitido a posse e domínio privado (SU-mista), sem necessidade de desapropriação; em UC de PI com a permissão de posse e domínio privado (PI-mista) os detentores das terras devem promover atividades compatíveis com o objetivo da UC, caso contrário, a terra deve ser declarada de interesse público e desapropriada (BRASIL, 2000; 2002; 2006a).

Apesar de não haver no Brasil uma base de dados fundiários integrada com alta confiabilidade e elevada cobertura territorial (SPAROVEK *et al.*, 2019) que proporcione informações sobre a sobreposição de áreas privadas com UC, deve-se destacar a criação do Cadastro Ambiental Rural (CAR) pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) (BRASIL, 2012a; 2012b; 2014). Embora apresente lacunas na cobertura do território nacional (PINTO *et al.*, 2018) e a qualidade das informações seja questionável quando comparada a dados em escala refinada (FREITAS *et al.*, 2018a; TANIWAKI *et al.*, 2018), o CAR é um mecanismo promissor para a redução do desmatamento, a identificação de irregularidades ambientais e a regularização ambiental (AZEVEDO *et al.*, 2017; BRANCALION *et al.*, 2016; JUNG *et al.*, 2017). As informações necessárias para o cadastramento oferecem a oportunidade de extração de uma gama ampla de informações fundiárias, hídricas e ambientais com informação geográfica associada, possibilitando a inferência sobre uma diversidade igualmente ampla de temas em diferentes escalas espaciais (*e.g.* ALIX-GARCIA *et al.*, 2017; AZEVEDO *et al.*, 2017; BENATTI; FISCHER, 2018; BONANOMI *et al.*, 2019; COSTA *et al.*, 2018; FREITAS *et al.*, 2018a; FREITAS *et al.*, 2018b; GUIDOTTI *et al.*, 2016; JUNG *et al.*, 2017; L'ROE *et al.*, 2016; PINTO *et al.*, 2018; RAJÃO *et al.*, 2020; RASMUSSEN *et al.*, 2017; RICHARDS; VANWEY, 2016; ROITMAN *et al.*, 2018; SOTERRONI *et al.*, 2018; SPAROVEK *et al.*, 2019; TANIWAKI *et al.*, 2018). A amplitude da coleta e das informações obtidas é algo inédito no Brasil, fornecendo aos órgãos responsáveis pela gestão ambiental uma vantagem operacional e de planejamento até então inexistentes.

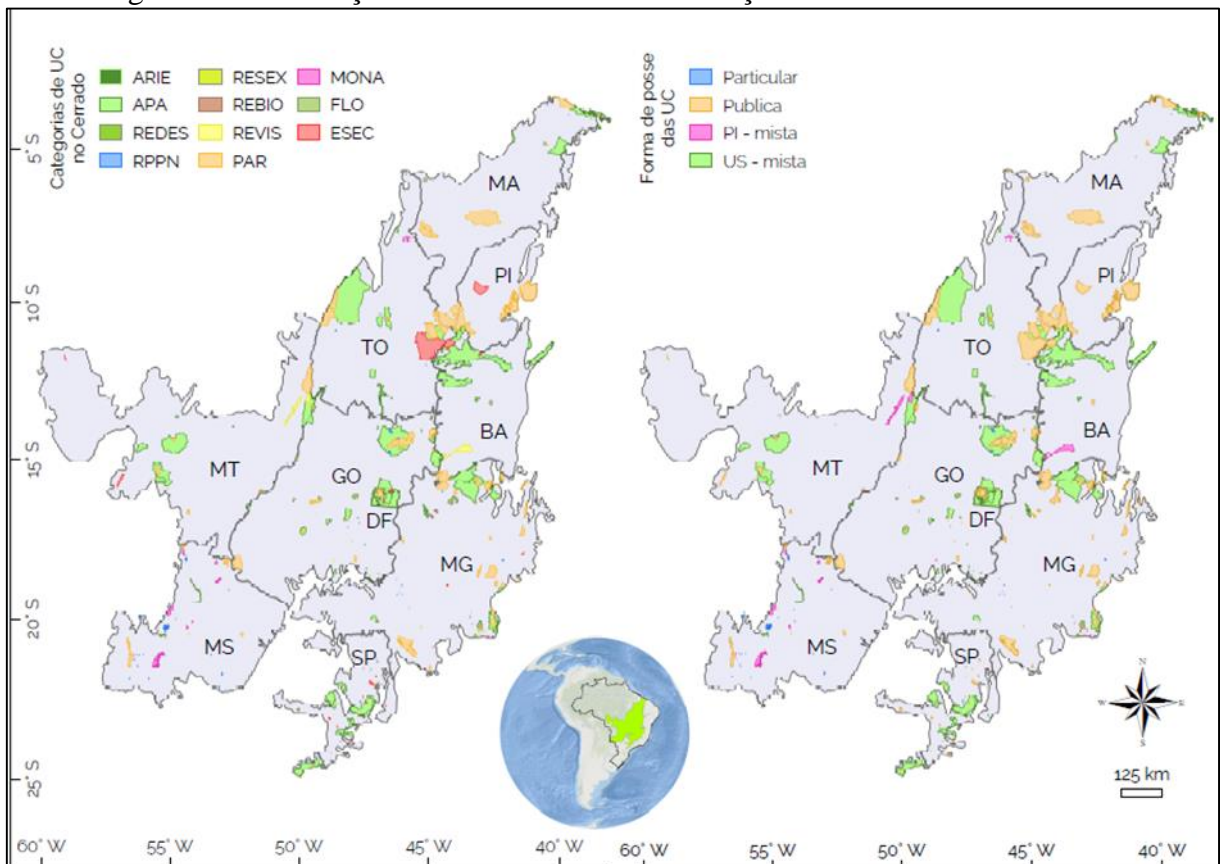
A criação de UC é uma importante estratégia para a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos no bioma Cerrado, sendo a forma de posse e domínio da terra um importante aspecto da gestão destas áreas. Dessa forma, analisou-se os padrões de sobreposição entre UC na região e propriedades rurais, mensuradas através da percepção dos proprietários no CAR quanto à área dos imóveis. Assim, avaliou-se a variação: 1) da área das UC; 2) do número de imóveis rurais declarados; 3) da sobreposição das UC por imóveis rurais; 4) da supressão da vegetação nativa; e a 5) probabilidade de supressão da vegetação nas UC.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O presente estudo compreende 338 unidades de conservação na natureza (UC) legalmente instituídas pelo poder público nas esferas federal, estadual e municipal, totalizando mais de 234.000 km² (Tabela S2). As UC se distribuem pelo bioma Cerrado, considerado a savana tropical mais biodiversa do mundo (KLINK; MACHADO, 2005) e um dos *hotspots* de biodiversidade (MYERS et al., 2000). O bioma abrange mais de 2.000.000 km², correspondendo a aproximadamente 24% do território brasileiro (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2004). Com ampla distribuição latitudinal e longitudinal, compreende os seguintes estados brasileiros: Bahia (BA), Goiás (GO), Maranhão (MA), Mato Grosso (MT), Mato Grosso do Sul (MS), Minas Gerais (MG), Paraná (PR), Piauí (PI), São Paulo (SP) e Tocantins (TO) (Figura 1).

Figura 1 - Distribuição das Unidades de Conservação no domínio dos Cerrados



Fonte: Do Autor

2.2 Obtenção e processamento dos dados espaciais

Para a elaboração da base de dados geográficos contendo os limites das UC foram utilizadas duas fontes de dados: os servidores de mapas do Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais <<https://bit.ly/2IibjtO>> e do Ministério do Meio Ambiente do Brasil <<https://bit.ly/2NclE2P>>. A integração dos dados teve como objetivo construir uma base com o maior número possível de informações sobre as UC brasileiras. Os dados espaciais referentes às Terras Indígenas (TI) são disponibilizados pela Fundação Nacional do Índio (FUNAI) <<https://bit.ly/2NKRtQy>>.

Os dados públicos envolvendo a supressão da vegetação nativa foram gerados pelo Programa de Monitoramento de Biomas desenvolvido pelo INPE. O monitoramento teve início no ano 2001 com os levantamentos sendo realizados a cada dois anos até 2012. A partir de 2013 até 2019 o monitoramento da supressão passou a ser realizado anualmente. Como os dados do levantamento de 2001 captam a supressão não somente desse ano, mas também, a anterior a esse ano, optou-se por utilizar a série de 2002 a 2019. Para mais informações sobre a metodologia de identificação de áreas antropizadas, acessar <<http://cerrado.obt.inpe.br/>> (INPE). Para quantificação da supressão de vegetação por UC considerou-se somente as ocorrências no ano e anos subsequentes à criação de cada UC.

Os dados autodeclarados no CAR estão disponíveis publicamente para acesso em <www.car.gov.br>, sendo possível a realização do *download* dos arquivos individuais correspondentes aos municípios de interesse. Para o presente trabalho utilizou-se dados de todos os municípios abrangidos por UC no bioma Cerrado, totalizando 461 municípios. Os dados utilizados foram inseridos até as datas de referência que variam entre 2 e 7 de setembro de 2019 (Tabela S3). Excluímos da base de dados do CAR aqueles imóveis que tinham como *status* “cancelado”, remanescendo, desta forma, somente os imóveis sob análise.

Com o intuito de remover as sobreposições entre as categorias de UC eliminando a possibilidade de superestimação das informações geradas, elaborou-se uma hierarquia de priorização a partir dos objetivos de conservação e da posse e domínio da terra características de cada categoria atribuindo pesos a cada um. Desta forma, as categorias que apresentam, conjuntamente, maiores restrições às interferências humanas e forma posse e domínio público da terra tiveram prioridade no cômputo de suas áreas, sobre as categorias com menor restrição ou com forma de posse e domínio mista (pública e privada) (Tabela S4).

Em casos onde houve sobreposição com TI sob os *status* “homologada” ou “regularizada” (BRASIL, 1996) foram excluídas as áreas correspondentes às UC, de forma que

as TI sob os *status* mencionados sempre têm prioridade em função dos direitos originários (BRASIL, 1988) e da Convenção nº 169 da Organização Internacional do Trabalho (BRASIL, 2004; INTERNATIONAL LABOUR ORGANIZATION - ILO, 1989), da qual o Brasil é signatário.

Após a remoção das informações que não se adequavam aos critérios de inclusão e do cálculo e a definição de pesos referentes ao grau de restrição e forma de posse e domínio da terra, promovemos a padronização espacial de todos os dados ao convertê-los para o sistema de projeção *South America Albers Equal Area Conic* (Figura 6). (UC1) Para remover as áreas sobrepostas entre UC e TI utilizou-se a ferramenta *erase*. (UC2) Em seguida, utilizou-se a ferramenta *intersect* para identificar as auto-sobreposições entre as UC. (UC3) Utilizou-se *erase* para remover as áreas sobrepostas das UC, gerando um arquivo sem sobreposições e auto-sobreposições. Entretanto, este arquivo estava incompleto, necessitando das áreas com maior prioridade. (UC4) Para a identificação das áreas com maior prioridade removeu-se as áreas com menor prioridade originado em (UC2). O arquivo gerado em (UC4) também estava incompleto, mas era complementar a (UC3). (UC5) Desta forma, utilizou-se a ferramenta *merge e dissolve* para unir (UC3) e (UC4). Em (UC5) tem-se o arquivo final com a área ocupada por cada UC sem sobreposição com TI e sem auto-sobreposições.

Para o cálculo das variáveis relacionadas aos imóveis rurais declarados (I1) utilizou-se *intersect* entre imóveis declarados e (UC5) (Figura 7). O arquivo resultante apresenta a área total sobreposta por imóveis, incluindo as auto-sobreposições entre estes. Para remoção das auto-sobreposições e contabilização da área real sobreposta por imóveis declaradas em cada UC (I2) utilizou-se *dissolve*, o que permitiu também a contabilização do número de imóveis declarados. Para calcular as variáveis relacionadas ao desmatamento utilizou-se (D1) *intersect* entre área desmatada e (UC5). O arquivo resultante apresenta o total desmatado por UC por ano. Excluímos da base de dados, para cada UC, as áreas desmatadas anteriores à sua respectiva criação.

Finalmente, unimos as planilhas de (I1), (I2) e (D1) para a junção de todas as variáveis em uma única tabela.

2.3 Análise dos dados

Para compreender os efeitos dos dados atemporais (número de imóveis rurais – n IR, área média das propriedades, latitude, longitude, área de UC sem sobreposição e sobreposição com TI, categoria, grupo, esfera e forma de posse e domínio) das propriedades em sobreposição,

utilizou-se modelos de mínimos quadrados generalizados (GLS) para dar conta da autocorrelação espacial encontrada nos resíduos dos modelos lineares, que foram ajustados anteriormente (Quadro 1). Modelos com as seguintes estruturas de correlação foram ajustados através de máxima verossimilhança restrita (REML): linear, exponencial, gaussiana, esférica e quadrática racional. Em seguida, foi selecionada a estrutura de correlação que fornece ao modelo um AICc inferior (critério de informação de Akaike de segunda ordem). Para os dados de contagem (número de propriedades rurais), a família de Poisson ou outras famílias de dados de contagem não foram utilizadas por não fornecerem um bom ajuste aos modelos. Portanto, por uma questão de simplicidade, transformou-se a resposta e usou-se a família gaussiana. A família beta não foi usada para as respostas de proporção devido à presença de zeros e porque o beta não forneceu um bom ajuste para esses modelos.

A modelagem de desmatamento foi dividida em duas partes e, neste ponto, as interações do ano com categoria e jurisdição foram incluídas no modelo global. Primeiro, modelou-se a probabilidade de ocorrência de desmatamento, ou seja, presença e ausência. Fizemos isso por meio do modelo binomial de efeitos mistos. Em segundo lugar, usou-se apenas observações diferentes de zero e modelou-se o desmatamento com um modelo gaussiano de efeitos mistos. Novamente, a família beta não forneceu um bom ajuste. Assim, a família gaussiana foi utilizada. Os efeitos aleatórios da UC foram contabilizados devido às medidas repetidas na mesma UC ao longo do tempo.

Quando necessário, aplicou-se raiz cúbica ou transformações logarítmicas nas variáveis de resposta para atingir a normalidade. Verificou-se a normalidade dos resíduos por meio da inspeção de resíduos e sua independência espacial por meio do teste de Moran I.

Quadro 1 - Modelos Globais testados

Modelos	
MG1	Log(UC_area)~idade+lat+long+categoria+esfera
MG2	N_IR^(1/3)~idade+UC_area+lat+long+categoria+esfera
MG3	Sobreposição~idade+UC_area+lat+long+categoria+esfera
MG4	Log(UC_area)~idade+lat+long+categoria+posse
MG5	N_IR^(1/3)~idade+UC_area+lat+long+posse
MG6	Sobreposição~idade+UC_area+lat+long+posse
MG7	Sup_VN_prob~idade+UC_area+N_IR+lat+long+sobreposição+ano*(categoria+esfera)
MG8	Log(Sup_VN)~idade+UC_area+N_IR+lat+long+sobreposição+ano*(categoria+esfera)
MG9	Sup_VN_prob~idade+UC_area+N_IR+lat+long+sobreposição+ano*(posse)
MG10	Log(Sup_VN)~idade+UC_area+N_IR+lat+long+sobreposição+ano*(posse)

Fonte: Do Autor

Nos modelos selecionados (reajustados com máxima verossimilhança) testou-se a significância dos parâmetros por meio da análise de variância (Anova) tipo II para GLS e Qui-quadrado de Wald tipo III para os modelos mistos. Em seguida, reformulou-se os modelos sem preditores não significativos. Obtivemos a comparação pareada entre os níveis dos fatores por meio das médias dos mínimos quadrados nos modelos finais.

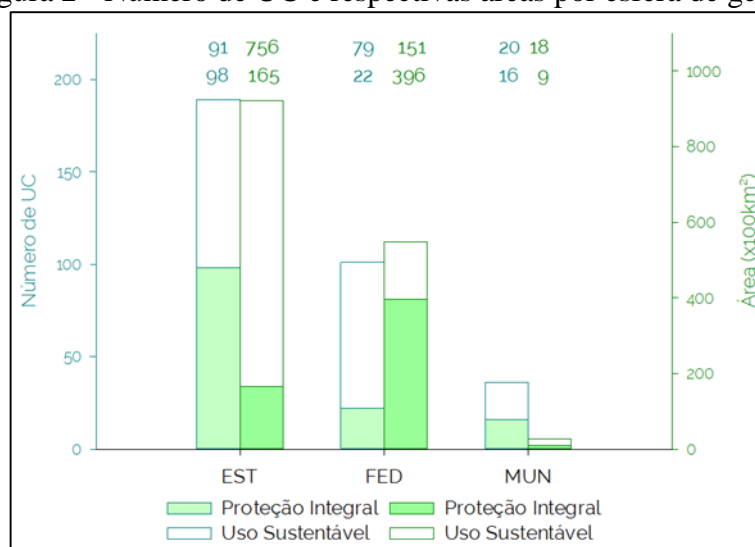
Todas as análises foram realizadas no ambiente R (R CORE TEAM, [201-]). Os modelos GLS foram ajustados com pacote nlme (PINHEIRO *et al.*, [201-]), modelos de efeitos mistos por meio do pacote lme4 (BATES *et al.*, 2015), graus de liberdade dos modelos mistos foram obtidos por meio do pacote lmerTest (KUZNETSOVA; BROCKHOFF; CHRISTENSEN, 2017), o teste de Moran I foi testado através do pacote ncf (BJORNSTAD, [201-]), Anova com pacote do car (FOX; WEISBERG, 2019) e o contraste de pares de mínimos quadrados com o pacote emmeans (LENTH, [201-]).

3 RESULTADOS

Após a remoção das UC que não se enquadraram nos critérios de inclusão, das auto-sobreposições, das sobreposições com TI e das áreas externas ao Cerrado, as UC analisadas totalizam 326, compreendendo 189 estaduais, 101 federais e 36 municipais. Correspondem a uma área de 149.552,86 km² ou 7,3% da área do bioma (Figura 2; Tabela 1). Com a inclusão das áreas das nove UC excluídas devido à ausência de data de criação, o percentual de cobertura do bioma sobe para 7,4%.

A área das UC varia significativamente em função da esfera de gestão. Aquelas criadas e geridas pelo órgão federal são as que apresentam maior extensão, seguidas pelas estaduais e municipais (Tabela 1). As UC mais antigas ou aquelas localizadas a oeste apresentam maiores extensões (Tabela S5). Embora as UC federais sejam maiores, as estaduais são aquelas que apresentam maior cobertura em extensão territorial (Figura 2), quando observou-se sob a forma de posse e domínio verificou-se também a diferença entre o número e a área das UC (Tabela 1).

Figura 2 - Número de UC e respectivas áreas por esfera de gestão



Fonte: Do Autor

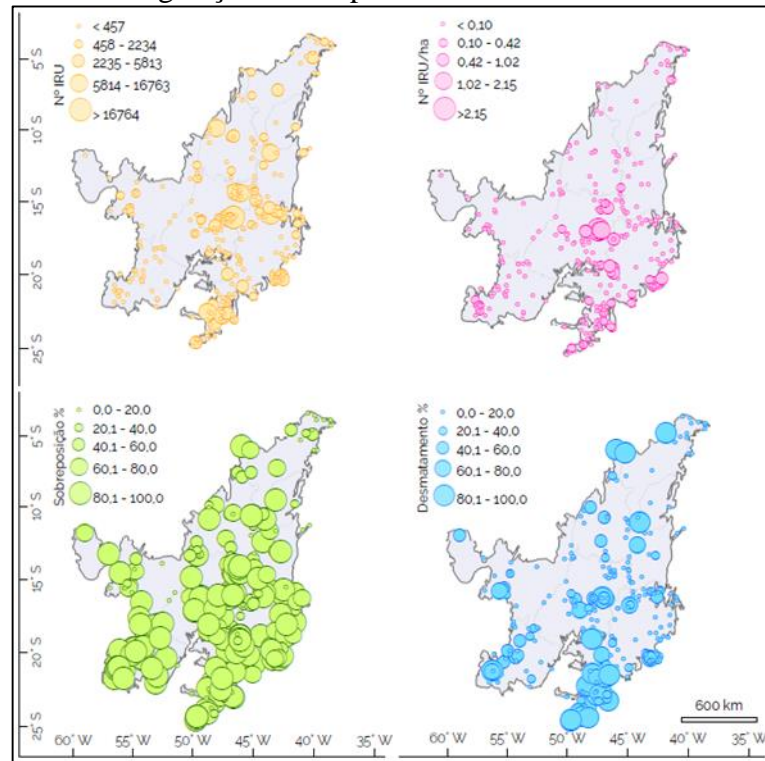
Foram cadastrados, até as datas de referência, mais de 240000 imóveis rurais sobrepostos a UC. Sendo que, quase 30000 imóveis (~12,5%) estão sobrepostos a UC cuja forma de posse e domínio devem ser públicos. Com isso tem-se, em média, mais de 200 imóveis cadastrados para cada UC de posse pública (Figura 3; 4). Verificou-se que o maior número de imóveis rurais que se sobrepõem às UC ocorre sobre aquelas geridas pelo órgão federal, seguidas pelas estaduais e municipais.

Tabela 1 - Número de UC, área (km²), supressão (%) e área sobreposta (%) por categoria e esfera de gestão após remoção das sobreposições entre UC e terras indígenas

Grupo	Posse e dom.	Categoria	Estadual				Federal				Municipal				Total			
			N	km ²	%Sup.	%Sobr.	N	km ²	%Sup.	%Sobr.	N	km ²	%Sup.	%Sobr.	N	km ²	%Sup.	%Sobr.
FP	Publico	ESEC	25	484	16.3	35.8	5	8743	1.0	39.7	-	-	-	-	30	9227	1.8	39.5
	Misto	MONA	12	319	12.5	58.2	-	-	-	0.0	5	762	4.3	77.4	17	1081	6.7	71.7
	Publico	PAR	50	14407	2.1	53.3	15	29511	1.9	40.9	11	142	0.4	81.4	76	44060	2.0	45.1
	Publico	REBIO	7	75	33.9	48.8	1	34	3.1	58.4	-	-	-	-	8	109	24.2	51.8
	Misto	REVIS	5	1191	6.7	40.0	1	1280	2.1	76.7	-	-	-	-	6	2472	4.3	59.0
			Total (FP)	99	16476	3.2	51.9	22	39569	1.7	41.8	16	904	3.7	78.0	137	56949	2.2
SU	Misto	APA	50	74584	32.2	71.6	11	13337	20.7	76.8	17	1843	26.7	73.2	78	89764	30.4	72.4
	Misto	ARIE	11	66	30.3	47.7	3	23	4.0	97.9	3	3	2.3	75.1	17	91	23.0	60.9
	Publico	FLO	7	299	18.0	17.3	7	286	52.2	70.1	-	-	-	-	14	585	34.7	43.1
	Publico	REDES	1	588	5.6	99.7	1	97	0.2	67.0	-	-	-	-	2	685	4.8	95.1
	Publico	RESEX	-	-	-	-	7	988	21.3	44.2	-	-	-	-	7	988	21.3	44.2
	Particular	RPPN	21	89	6.5	98.6	50	402	5.4	96.8	-	-	-	-	71	491	5.6	97.2
			Total (SU)	90	75626	31.9	71.6	79	15133	20.8	75.0	20	1846	26.7	73.2	189	92604	30.0
		Total	189	92101.99	26.8	68.1	101	54701.5	7.0	51.0	36	2749	19.1	74.8	326	149552.9	19.4	62.0

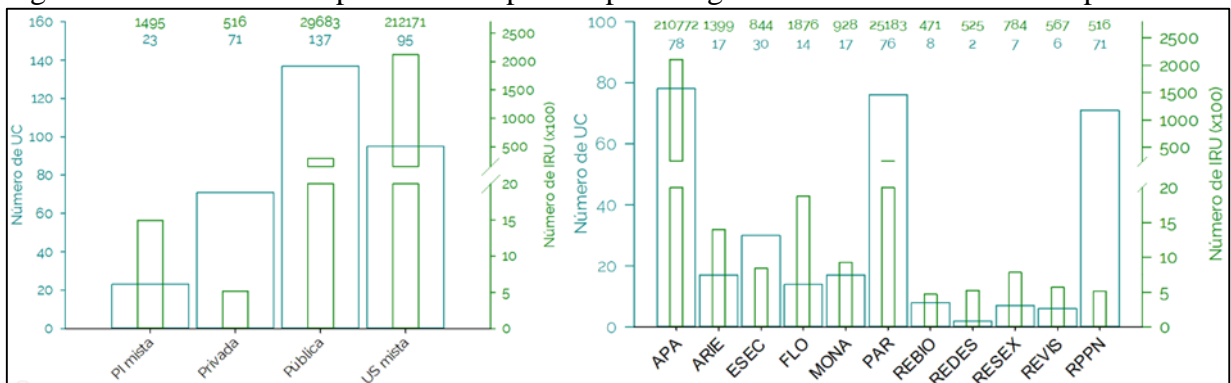
Fonte: Do Autor

Figura 3 - Distribuição do número de imóveis rurais, proporção de sobreposição e proporção de supressão da vegetação nativa por UC



Fonte: Do Autor

Figura 4 - Número de UC por forma de posse e por categoria e número de IRU correspondentes



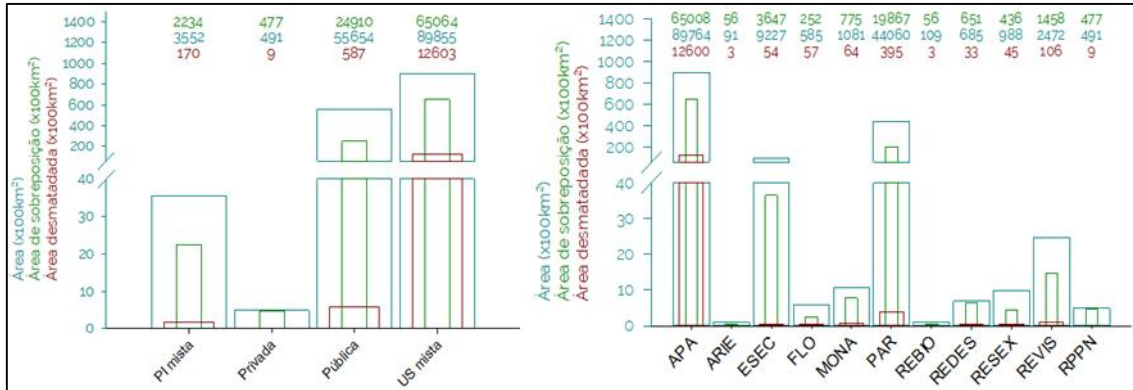
Fonte: Do Autor

As UC mais antigas, maiores ou aquelas localizadas geograficamente mais ao sul são as que apresentam maior número de sobreposições com imóveis rurais (Figura 5; Tabela S6). Em relação à posse e domínio, observou-se que o maior número de sobreposições às UC ocorre nas UC de posse SU-mistas, seguidas de PI-mistas, públicas e privadas (Figura 3; Tabelas S7; S8).

Quanto à proporção das UC sobrepostas por imóveis, verificou-se que 62% da área de todas as UC estão interseccionadas por imóveis declarados (Tabela 1). Ao observar as UC com forma de posse pública, verificou-se que em 44,8% da área total também há ocorrência de imóveis declarados, sendo que 95% dessa sobreposição ocorre sobre as UC que pertencem às

categorias mais restritivas quanto à utilização dos recursos (Figura 4; 5).

Figura 5 - Área das UC por forma de posse e categoria, com respectivas áreas de sobreposição por IRU e supressão de vegetação nativa



Fonte: Do Autor

Não houve efeito da esfera de gestão sobre a proporção da área da UC sobreposta por imóveis declarados. Por outro lado, quanto maior a área ou mais ao sul, tem-se maior proporção da UC sobreposta por imóveis declarados (Tabelas S9; S10). Ao analisar a forma de posse, verificou-se que a maior sobreposição ocorre nas UC com forma de posse privada, seguidas pelas PI-mistas, SU-mistas e públicas (Figura 5; Tabelas S11; S12).

A probabilidade de supressão da vegetação é maior em UC com maior área total, onde há maior sobreposição, maior número de imóveis rurais declarados e mais ao norte (Tabelas S13; S14; S15). Além disso, verificou-se que a menor probabilidade de supressão de vegetação ocorre em UC cuja forma de posse é privada (Tabela S16; S17), seguida de públicas, PI-mista e SU-mista (Tabela S18), e com a interação entre ano e forma de posse (Tabelas S17; S19). A esfera de gestão não teve influência sobre a probabilidade de supressão de vegetação (Tabela S13).

Ao analisar a proporção de supressão de vegetação, verificou-se que UC mais novas apresentam maior proporção de área suprimida e as supressões mais antigas foram maiores que os mais recentes (Tabelas S20; S21). Ao considerar os efeitos das variáveis categóricas, as UC com forma de posse pública apresentaram menor proporção de supressão, seguida por PI-mistas, SU-mistas e privada (Figura 4; Tabela S22; S23). A interação entre ano e forma de posse foi significativa (Tabelas S20; S21), assim como a esfera de gestão para proporção de supressão (Tabelas S24; S25). As UC federais apresentaram menor proporção de supressão (Tabela S26; S27) seguidas das estaduais e municipais.

4 DISCUSSÃO

Após a eliminação da sobreposição entre as UC, TI e a contabilização somente das áreas inseridas no bioma Cerrado verificou-se que nossos dados diferem de outros trabalhos, 7,3% contra 9,6%, 8,7% e 8,6% (FRANÇOSO *et al.*, 2015; PACHECO, NEVES; FERNANDES, 2018; VIEIRA *et al.*, 2019). Essa diferença pode ser em função da contabilização das sobreposições entre as UC ou contabilização das áreas sobrepostas a TI. Em ambos os casos há superestimativa das áreas cobertas somente por UC ou onde não haja sobreposição com uma forma prioritária de gestão. As sobreposições entre unidades de conservação de categorias com restrição similares ou mesmo diferentes, além das sobreposições com formas prioritárias de gestão do território, como TI, nos fornece mais um exemplo de como é conflituosa a delimitação da esfera de gestão de diferentes órgãos (REYDON; FERNANDES; TELLES, 2015; SPAROVEK *et al.*, 2019).

É imprudente afirmar que os limites declarados no CAR correspondem à realidade fundiária do Brasil, até porque essa não é sua finalidade (BRASIL, 2012b). Os dados podem subestimar a real presença de posses e propriedades privadas no interior das UC já que o prazo para o término do cadastramento foi prorrogado seguidas vezes e por fim revogado (BRASIL, 2019). Além disso, é razoável assumir que haja um número considerável de imóveis que não foram cadastrados por motivos diversos e complexos de inferir (PINTO *et al.*, 2018). Por outro lado, pode haver superestimativa de áreas privadas no interior de UC, considerando-se que a ocorrência de cadastros equivocados não deve ser descartada. Outros aspectos relevantes quanto à nebulosidade da questão fundiária podem ser observados a partir do cadastramento de imóveis cujas áreas são compatíveis com programas de colonização e reassentamento (L'ROE *et al.*, 2016) e o número de sobreposições que ocorrem entre as próprias áreas declaradas (SPAROVEK *et al.*, 2019).

A relação existente entre a latitude, o número de imóveis e a proporção de cobertura de UC por estes imóveis pode estar ligado ao sentido de ocupação dos Cerrados. Tendo início a partir da década de 1940, seguida pela construção da nova capital Brasília na década de 1950 e posteriormente com o avanço do cultivo de *commodities*, que teve seu início nas regiões sudeste e sul avançando para norte e oeste nos estados de Goiás, Mato Grosso do Sul e Mato Grosso (KLINK; MOREIRA, 2002; DIAS *et al.*, 2016; SANO, 2019; ZALLES *et al.*, 2019; ALENCAR *et al.*, 2020). O maior número de imóveis pode estar relacionado às sucessivas divisões em função de direitos hereditários, além dos fracionamentos devido aos desmembramentos de glebas. Esses são processos que podem ocorrer futuramente nas regiões

mais ao norte dos Cerrados a partir do fluxo de ocupação que se desenha no momento atual, embora o que pareça estar ocorrendo seja a concentração da posse de terras (LAPOLA *et al.*, 2014; REYDON; FERNANDES; TELLES, 2015). A partir desses cenários de ocupação já estabelecida ao sul e início de ocupação ao norte (ALENCAR *et al.*, 2020), com intuito de produção em larga escala (CÂMARA *et al.*, 2015), podemos especular diferentes possibilidades sob o aspecto da regularização fundiária das UC nesses diferentes contextos.

Ao sul, onde o processo de ocupação encontra-se estabelecido e há menor cobertura de vegetação nativa (CÂMARA *et al.*, 2015; ALENCAR *et al.*, 2020; LAPOLA *et al.*, 2014), o custo da proteção pode ser mais elevado devido à maior receita bruta total para pecuária e agricultura (VENTER *et al.*, 2018), além da maior proporção de cobertura por imóveis rurais. Nas UC ao norte, onde há menor cobertura por imóveis rurais, o processo de desapropriação pode ser menos oneroso, embora não menos problemático. Isso se deve a fatores como a aptidão para expansão agrícola (STRASSBURG *et al.*, 2017), a identificação de supressão ilegal relacionada à produção agropecuária (RAJÃO *et al.*, 2020) e cenários projetando a expansão das áreas de cultivo (CÂMARA *et al.*, 2015; MOLOTOKS *et al.*, 2018; BRUM *et al.*, 2019; RESENDE *et al.*, 2019). Os conflitos são inerentes à existência de UC (AYLING; KELLY, 1997). Entretanto, o esclarecimento de que estes conflitos são diferentes permitirá identificar maneiras distintas na promoção do planejamento desses diferentes contextos, assim como vislumbrar oportunidades no âmbito na conservação.

A identificação que as UC de posse e domínio privado não apresentem diferença significativa nas proporções de supressão das US-mistas é algo que deve ser considerado grave. Embora ambas estejam inseridas no grupo de uso sustentável, a primeira apresenta maior restrição à conversão ao uso alternativo do solo que a segunda (BRASIL, 2000). Outro aspecto relevante é que as UC privadas devem ser criadas voluntariamente e têm sua proteção gravada com perpetuidade, independentemente da transferência da posse da terra. As UC com forma de posse e domínio PI-mistas também não diferem significativamente de outras categorias com considerável proporção de área suprimida. Deve-se observar que nessas áreas a conversão de áreas naturais é antagônica aos objetivos de criação, uma vez que só é permitido o desenvolvimento de atividades que não envolvam consumo, coleta e danos aos recursos naturais (BRASIL, 2000). A vantagem inicial para criação dessas áreas (criar uma UC de proteção integral e não ser necessário desapropriar) pode adicionar um conflito posteriormente à sua criação, já que, constatada a supressão, deve-se desapropriar as áreas particulares inseridas nessas categorias. A menor proporção de supressão da vegetação em UC que necessitam de desapropriação era esperado conforme observado em outros trabalhos (*e.g.* FRANÇOSO *et al.*,

2015), mostrando que essas UC são as mais efetivas na conservação da cobertura por vegetação nativa. Da área coberta por UC de posse pública, 96% se inserem em categorias mais restritivas. Sendo assim, era esperado que não houvesse supressão de vegetação nativa nestas áreas em função das restrições impostas pela legislação brasileira (BRASIL, 2000). Nossos resultados indicam, com isso, a ineficiência da consolidação territorial no contexto do Cerrado.

A abertura de novas fronteiras agrícolas e a consequente expansão dessas atividades (e.g. região do MATOPIBA) pode levar a novas formas de relação com a terra, onde as áreas com maior aptidão agrícola e possibilidade de mecanização devido ao relevo serão ocupadas pelo cultivo extensivo de *commodities* e as formas tradicionais de produção poderão ser deslocadas para as margens destas extensas áreas (ELOY *et al.*, 2016). Contudo, áreas marginais àquelas com maior aptidão agrícola são justamente as que apresentam maior possibilidade de ocorrência de UC (VENTER *et al.*, 2018; JOPPA; PFAFF, 2009). Desta forma, a expansão agrícola age não somente (ou necessariamente) de forma direta na supressão de vegetação em UC, mas também como um *driver* de mudanças nas relações com a terra que poderão desencadear alterações no uso do fogo e a supressão da vegetação nessas áreas (ELOY *et al.*, 2016). Nossos resultados apontam que a maior probabilidade de supressão da vegetação é justamente em UC ao norte, região caracterizada pela expansão agrícola (DIAS *et al.*, 2016), seguindo o sentido de supressão dos Cerrados (ALENCAR *et al.*, 2020), e nas UC com maior proporção de cobertura por imóveis rurais.

As disputas envolvendo a posse da terra são relevantes sob o aspecto do avanço da supressão de vegetação no bioma Amazônico (NOLTE; AGRAWAL; BARRETO, 2013), enquanto para os Cerrados não se identificou a mesma relação (CARRANZA *et al.*, 2014b) contrariando nossos achados. Embora as áreas protegidas sejam, atualmente, mais eficientes na contenção da supressão de vegetação quando comparadas ao seu entorno (FRANÇOSO *et al.*, 2015; PAIVA, BRITES; MACHADO, 2015) e essa função se projete no futuro (BRUM *et al.*, 2019), é importante ressaltar que os cenários futuros indicam que parte da supressão de vegetação ocorrerá em UC que são restritivas a essa conversão para uso alternativo do solo. A redução de grandes áreas contínuas de vegetação nativa faz com que haja um distanciamento entre as UC de proteção integral e os objetivos que levaram à sua criação (BRASIL, 2000), ameaçando uma grande diversidade de espécies e linhagens filogenéticas (OLIVEIRA *et al.*, 2017), além do comprometimento de serviços ecossistêmicos importantes como estocagem de carbono (FREITAS *et al.*, 2018b; NOOJIPADY *et al.*, 2017; MOLOTOKS *et al.*, 2018), regulação climática, regulação do ciclo hidrológico e do suprimento de água, formação do solo, ciclagem de nutrientes, recursos genéticos (VOLENEC; DOBSON, 2020).

O planejamento da conservação dos Cerrados deve incluir a expansão da rede de UC em função das metas de conservação assumidas pelo Brasil (UNEP, CBD, 2010) e da ameaça crescente ao bioma (STRASSBURG *et al.*, 2017; GUIDOTTI *et al.*, 2017; MOLOTOKS *et al.*, 2018). Deve-se, preferencialmente, dar prioridade à criação de UC federais que tenham como objetivo maior restrição em relação à utilização da biodiversidade e que tenham forma de posse pública. Outro aspecto que deve ser fortemente levado em consideração é a regularização fundiária das UC como parte da consolidação territorial dessas (BRASIL, 2000). Como alternativa para minimizar a necessidade de desapropriação, pode-se averiguar previamente a existência de áreas públicas não destinadas (SPAROVEK *et al.*, 2019) inseridas em áreas prioritárias para a conservação dos Cerrados (FONSECA; VENTICINQUE, 2018; MONTEIRO *et al.*, 2017), onde inexistam áreas declaradas ou utilização alternativa do solo (PINTO *et al.*, 2018). Essa alternativa pode ser priorizada durante o planejamento da conservação (MARGULES; PRESSEY, 2000), visando expandir a cobertura por UC, potencializar os objetivos propostos para essas áreas e minimizar os conflitos existentes em decorrência da sua criação.

A promoção da supressão da vegetação nativa não pode ser atribuída somente a um fator, como a presença de propriedades e posses rurais no interior das UC. Embora devam ser consideradas as especificidades de cada local ou região (BUSCH *et al.*, 2017), outros fatores como expansão agrícola, extração de madeira, desenvolvimento de infraestrutura (estradas, pontes, redes de comunicação), barragens para hidrelétricas, mineração, pressões econômicas, corrupção (LIM *et al.*, 2017) podem compor uma complexa equação que tem como produtos a redução da biodiversidade (QUEIROZ *et al.*, 2017; STRASSBURG *et al.*, 2017), o comprometimento de serviços ambientais (FREITAS *et al.*, 2018b; VOLNEC; DOBSON, 2020) e, conseqüentemente, dos direitos coletivos previstos constitucionalmente (BRASIL, 1988). Além disso, também pode atuar na promoção de eventos de recategorização, redução ou extinção de UC (MASCIA; PAILLER, 2011; BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014; PACK *et al.*, 2016; GOLDEN KRONER *et al.*, 2019), contribuindo para o distanciamento das metas de conservação acordadas pelo Brasil (UNEP, CBD, 2010). Nossos resultados auxiliam na compreensão dos fatores que influenciam na supressão da vegetação nativa em UC dos Cerrados. Demonstram que, embora não reduza a supressão por completo, as UC cuja posse e domínio são públicos são importantes na manutenção da vegetação nativa e que a regularização fundiária deve ser priorizada no escopo do planejamento da conservação. Em suma, o aprofundamento sobre as causas e os meios de amenizar conflitos são necessários para a conservação do que podem ser os últimos ecossistemas representativos da savana mais

biodiversa do mundo.

5 CONCLUSÕES

Este estudo apresenta a primeira avaliação do papel dos imóveis rurais sobre o desmatamento das UC em toda a extensão do Cerrado. Confirma o papel da regularização fundiária, prevista na legislação, como uma importante estratégia para a manutenção da vegetação nativa nestas áreas protegidas. Demonstra que a esfera de gestão e a forma de posse e domínio da terra são relevantes quanto à eficiência em conter a supressão da vegetação nativa.

Embora não tenha sido identificada relação significativa entre a proporção de supressão da vegetação e os imóveis rurais (número de imóveis rurais e a proporção de cobertura das UC pelos imóveis) como esperado, estas mesmas variáveis são significativas para explicar a probabilidade futura de supressão da vegetação nativa nas UC. Indicando que os dados referentes aos imóveis declarados no CAR, inseridos em UC, são significantes enquanto preditor de desmatamento.

REFERÊNCIAS

- ALENCAR, Ane *et al.* Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth Engine platform. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 1-23, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs12060924>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- ALIX-GARCIA, Jennifer *et al.* Avoided deforestation linked to environmental registration of properties in the Brazilian Amazon. **Conservation Letters**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 1-20, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/conl.12414>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- AYLING, Ron D.; KELLY, Kimberly. Dealing with conflict: natural resources and dispute resolution. **The Commonwealth Forestry Review**, [s. l.], v. 76, n. 3, p. 182-185, 1997. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/42608590>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- AZEVEDO, Andrea A. *et al.* Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 114, n. 29, p. 7653-7658, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1604768114>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- BATES, Douglas *et al.* Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, [s. l.], v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- BENATTI, Jose H.; FISCHER, Luly R. da C. New trends in land tenure and environmental regularisation laws in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 11-19, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1162-0>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- BERNARD, Enrico; PENNA, Luan A. O.; ARAÚJO, Elis. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 28, n. 4, p. 939-950, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12298>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- BJORNSTAD, Ottar. N. **ncf**: Spatial Covariance Functions. [s. l.]: Comprehensive R Archive Network, [201-]. R package version 1.2-8. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=ncf>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- BONANOMI, Juliana *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**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 26-31, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.12.002>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- BRANCALION, Pedro H. S. *et al.* Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. e1-e16, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília: Presidência da República, [1988]. Disponível em:

http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. Decreto nº 1.775, de 8 de janeiro de 1996. Dispõe sobre o procedimento administrativo de demarcação das terras indígenas e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [1996]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d1775.htm#:~:text=D1775&text=DECRETO%20No%201.775%2C%20DE,que%20lhe%20confere%20o%20art. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. Decreto nº 5.051, de 19 de abril de 2004. Promulga a Convenção nº 169 da Organização Internacional do Trabalho - OIT sobre Povos Indígenas e Tribais. Brasília: Presidência da República, [2004]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d5051.htm#:~:text=Artigo%203%20o-,1.,homens%20e%20mulheres%20desses%20povos. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Regulamenta o art. 21 da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília: Presidência da República, [2006a]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Decreto/D5746.htm#:~:text=DECRETO%20N%C2%BA%205.746%2C%20DE%205,vista%20o%20disposto%20no%20art. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [2012b]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Decreto/D7830.htm#:~:text=DECRETO%20N%C2%BA%207.830%2C%20DE%2017%20DE%20OUTUBRO%20DE%202012&text=Disp%C3%B5e%20sobre%20o%20Sistema%20de,2012%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%AAs. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. Decreto nº 8.235, de 5 de maio de 2014. Estabelece normas gerais complementares aos Programas de Regularização Ambiental dos Estados e do Distrito Federal, de que trata o Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012, institui o Programa Mais Ambiente Brasil, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [2014]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2014/Decreto/D8235.htm#:~:text=DECRETO%20N%C2%BA%208.235%2C%20DE%205,Brasil%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%AAs. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [2006b]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20a%20utiliza%C3%A7%C3%A3o%20e,Atl%C3%A2ntica%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%AAs. Acesso em: 1 fev. 2021.

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. Brasília: Presidência da República, [2012a]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [2000]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRASIL. **Medida Provisória nº 884, de 14 de junho de 2019**. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [2019]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2019/Mpv/mpv884.htm#:~:text=MEDIDA%20PROVIS%C3%93RIA%20N%C2%BA%20884%2C%20DE%2014%20DE%20JUNHO%20DE%202019&text=Altera%20a%20Lei%20n%C2%BA%2012.651,que%20lhe%20confere%20o%20art. Acesso em: 1 fev. 2021.

BRUM, Fernanda T. *et al.* Forecasting conservation impact to pinpoint spatial priorities in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 240, n. 108283, p. 1-8, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108283>. Acesso em: 1 fev. 2021.

BUSCH, Jonah; FERRETTI-GALLON, Kalifi. What drives deforestation and what stops it? A meta-analysis. **Review of Environmental Economics and Policy**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 3-23, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/reep/rew013>. Acesso em: 1 fev. 2021.

CÂMARA, Gilberto *et al.* **Modelling Land Use Change in Brazil: 2000–2050**. São José dos Campos, Brasília, Laxenburg, Cambridge: NPE, IPEA, IIASA, UNEP-WCMC, 2015. Disponível em: <http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/12115/>. Acesso em: 1 fev. 2021.

CARRANZA, Tharsila *et al.* Mismatches between conservation outcomes and management evaluation in protected areas: A case study in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 173, p. 10-16, 2014b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.03.004>. Acesso em: 1 fev. 2021.

CARRANZA, Tharsila *et al.* Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: the Brazilian Cerrado. **Conservation Letters**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 216-223, 2014a. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/conl.12049>. Acesso em: 1 fev. 2021.

COSTA, Marcelo A. *et al.* Epidemiologically inspired approaches to land-use policy evaluation: The influence of the Rural Environmental Registry (CAR) on deforestation in the Brazilian Amazon. **Elementa: Science of the Anthropocene**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 1-17, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1525/elementa.260>. Acesso em: 1 fev. 2021.

DIAS, Lívia C. P. *et al.* Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 22, n. 8, p. 2887-2903, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13314>. Acesso em: 1 fev. 2021.

ELOY, Ludivine *et al.* On the margins of soy farms: traditional populations and selective

environmental policies in the Brazilian Cerrado. **The Journal of Peasant Studies**, [s. l.], v. 43, n. 2, p. 494-516, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03066150.2015.1013099>. Acesso em: 1 fev. 2021.

FONSECA, Carlos R.; VENTICINQUE, Eduardo M. Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 61-67, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.03.001>. Acesso em: 1 fev. 2021.

FOX, John; WEISBERG, Sanford. **An R Companion to Applied Regression**. 3. ed. Thousand Oaks: Sage, 2019. Disponível em: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>. Acesso em: 1 fev. 2021.

FRANÇOSO, Renata D. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 35-40, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001>. Acesso em: 1 fev. 2021.

FREITAS, Flávio L. M. *et al.* **Nota técnica: Malha fundiária do Brasil, v.1812**. [s. l.]: Atlas - A Geografia da Agropecuária Brasileira, 2018a. Disponível em: https://www.imaflora.org/public/media/biblioteca/1594237486-imaflora_atlasagropecuaria_documentacao_malhafundiaria_v1812.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.

FREITAS, Flávio L. M. *et al.* Who owns the Brazilian carbon? **Global Change Biology**, [s. l.], v. 24, n. 5, p. 2129-2142, 2018b. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14011>. Acesso em: 1 fev. 2021.

GIBBS, Holly K. *et al.* Brazil's soy moratorium. **Science**, [s. l.], v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>. Acesso em: 1 fev. 2021.

GOLDEN KRONER, Rachel E. *et al.* The uncertain future of protected lands and waters. **Science**, [s. l.], v. 364, n. 6443, p. 881-886, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aau5525>. Acesso em: 1 fev. 2021.

GRAY, Claudia L. *et al.* Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. **Nature Communications**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 1-7, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>. Acesso em: 1 fev. 2021.

GUIDOTTI, Vinicius *et al.* Código Florestal: contribuições para a regulamentação dos programas de regularização ambiental (PRA). **Sustentabilidade em Debate**, Piracicaba, n. 4, set., p. 1-12, 2016. Disponível em: https://www.imaflora.org/public/media/biblioteca/580f735938735_Sustentabilidadeemdebate4codigoflorestalCONTRIBUIcoESPARAAREGULAMENTAcaODOSPROGRAMASDEREGULARIZAcAOAMBIENTALPRAouturo2016.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.

GUIDOTTI, Vinicius *et al.* Números detalhados do novo código florestal e suas implicações para os PRAs. **Sustentabilidade em Debate**, Piracicaba, n. 5, maio, p. 1-10, 2017. Disponível em: https://www.imaflora.org/public/media/biblioteca/5e4be660e5ac8_sustentabilidade_em_debate_5.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.

HUNKE, Philip *et al.* The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. **Ecohydrology**, [s. l.], v. 8, n. 6, p. 1154-1180, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1573>. Acesso em: 1 fev. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de Biomas do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. Escala 1:5.000.000. Disponível em: https://dados.gov.br/dataset/cren_biomass_5000. Acesso em: 1 fev. 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. v. I. 1. ed. Brasília: ICMBio/MMA, 2018. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.

INSTITUTO DE PESQUISAS JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Flora do Brasil 2020**. Rio de Janeiro: JBRJ, [201-]. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/PrincipalUC/PrincipalUC.do#CondicaoTaxonCP>. Acesso em: 21 out. 2019.

INTERNATIONAL LABOUR ORGANIZATION. **Convenção nº 169, de 27 de junho de 1989**. Indigenous and Tribal Peoples Convention, 1989. Geneva: ILO, 1989. Disponível em: https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0::NO::P12100_ILO_CODE:C169. Acesso em: 1 fev. 2021.

JOPPA, Lucas N.; PFAFF, Alexander. High and far: biases in the location of protected areas. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 4, n. 12, p. 1-6, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008273>. Acesso em: 1 fev. 2021.

JUNG, Suhyun *et al.* Brazil's national environmental registry of rural properties: implications for livelihoods. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 136, p. 53-61, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.004>. Acesso em: 1 fev. 2021.

KLINK, Carlos A.; MACHADO, Ricardo B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>. Acesso em: 1 fev. 2021.

KLINK, Carlos A.; MOREIRA, Adriana G. Past and current human occupation, and land use. *In*: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002, p. 69-88.

KUZNETSOVA, Alexandra; BROCKHOFF, Per B.; CHRISTENSEN, Rune H. B. lmerTest package: tests in linear mixed effects models. **Journal of Statistical Software**, [s. l.], v. 82, n. 13, p. 1-26, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18637/jss.v082.i13>. Acesso em: 1 fev. 2021.

L'ROE, Jessica *et al.* Mapping properties to monitor forests: Landholder response to a large environmental registration program in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 57, p. 193-203, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.05.029>. Acesso em: 1 fev. 2021.

LAPOLA, David M. *et al.* Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 27-35, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>. Acesso em: 1 fev. 2021.

LENTH, Russell V. **Emmeans**: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. [s. l.]: Comprehensive R Archive Network, [201-]. R package version 1.4.3.01. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>. Acesso em: 1 fev. 2021.

LIM, Cheng L. *et al.* Untangling the proximate causes and underlying drivers of deforestation and forest degradation in Myanmar. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 31, n. 6, p. 1362-1372, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12984>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MARGULES, Chris R.; PRESSEY, Robert L. Systematic conservation planning. **Nature**, [s. l.], v. 405, n. 6783, p. 243-253, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/35012251>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MARTINELLI, Gustavo *et al.* Avaliações de risco de extinção das plantas raras do Cerrado: resultados, desafios e perspectivas. In: MARTINELLI, Gustavo; MESSINA, Tainan; SANTOS FILHO, Luiz. (Orgs.). **Livro Vermelho da Flora do Brasil**: Plantas Raras do Cerrado. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, CNCFlora, 2014, p. 25-41. Disponível em: <http://dspace.jbrj.gov.br/jspui/handle/doc/27>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MASCIA, Michael B.; PAILLER, Sharon. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications. **Conservation Letters**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 9-20, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00147.x>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MIRANDA, Sabrina do C. *et al.* Regional variations in biomass distribution in Brazilian savanna woodland. **Biotropica**, [s. l.], v. 46, n. 2, p. 125-138, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12095>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MOLOTOKS, Amy *et al.* Global projections of future cropland expansion to 2050 and direct impacts on biodiversity and carbon storage. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 24, n. 12, p. 5895-5908, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14459>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MONTEIRO, Maria E. C. *et al.* Cenários de preservação com a aplicação do novo Código Florestal: estudo em uma Bacia Hidrográfica na Serra da Mantiqueira. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 18, n. 64, p. 185-198, 2017. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/40926>. Acesso em: 1 fev. 2021.

MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [s. l.], v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/35002501>. Acesso em: 1 fev. 2021.

NOLTE, Christoph; AGRAWAL, Arun; BARRETO, Paulo. Setting priorities to avoid deforestation in Amazon protected areas: are we choosing the right indicators?. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 1-7, 2013. Disponível em:

<https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015039>. Acesso em: 1 fev. 2021.

NOOJIPADY, Praveen *et al.* Forest carbon emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 1-11, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5986>. Acesso em: 1 fev. 2021.

OLIVEIRA, Ubirajara *et al.* Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 1-9, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08707-2>. Acesso em: 1 fev. 2021.

OVERBECK, Gerhard E. *et al.* Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, [s. l.], v. 21, n. 12, p. 1455-1460, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>. Acesso em: 1 fev. 2021.

PACHECO, André A.; NEVES, Ana Carolina O.; FERNANDES, G. Wilson. Uneven conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological Diversity. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 43-48, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.12.001>. Acesso em: 1 fev. 2021.

PACK, Shalynn M. *et al.* Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in the Amazon. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 197, p. 32-39, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.004>. Acesso em: 1 fev. 2021.

PAIVA, Rodrigo J. O.; BRITES, Ricardo S.; MACHADO, Ricardo B. The role of protected areas in the avoidance of anthropogenic conversion in a high pressure region: a matching method analysis in the core region of the Brazilian Cerrado. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 10, n. 7, p. 1-24, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132582>. Acesso em: 1 fev. 2021.

PINHEIRO, José *et al.* **nlme**: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. [s. l.]: Comprehensive R Archive Network, [201-]. R package version 3.1-143. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>. Acesso em: 1 fev. 2021.

PINTO, Luís F. G. *et al.* Código Florestal: a abrangência e os vazios do CAR - quanto e quem falta. **Sustentabilidade em Debate**, Piracicaba, n. 8, ago., p. 1-15, 2018. Disponível em: https://www.imaflora.org/public/media/biblioteca/5b7ea062689cd_sustentabilidade_codigo_florestal.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.

QUEIROZ, Antônio C. M. de *et al.* Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, [s. l.], v. 29, n. 6, p. 2017-2034, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1379-8>. Acesso em: 1 fev. 2021.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, [201-]. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 1 fev. 2021.

RAJÃO, Raoni *et al.* The rotten apples of Brazil's agribusiness. **Science**, [s. l.], v. 369, n. 6501, p. 246-248, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aba6646>. Acesso em: 1 fev. 2021.

- RASMUSSEN, Laura V. *et al.* Understanding smallholders' intended deforestation behavior in the Brazilian Cerrado following environmental registry. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 12, n. 9, p. 1-8, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7ee5>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- RESENDE, Fernando M. *et al.* Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 234, p. 90-99, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.009>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- REYDON, Bastiaan P.; FERNANDES, Vitor B.; TELLES, Tiago S. Land tenure in Brazil: the question of regulation and governance. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 42, p. 509-516, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.09.007>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- RICHARDS, Peter D.; VANWEY, Leah. Farm-scale distribution of deforestation and remaining forest cover in Mato Grosso. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 418-425, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nclimate2854>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- ROITMAN, Iris *et al.* Rural Environmental Registry: An innovative model for land-use and environmental policies. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 76, p. 95-102, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.037>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- SANO, Edson E. Land Use Expansion in the Brazilian Cerrado. In: HOSONO, A.; HAMAGUCHI, N.; BOJANIC, A. (Eds.). **Innovation with Spatial Impact: Sustainable Development of the Brazilian Cerrado**. Singapore: Springer, 2019, p. 137-162.
- SOUZA JR., Carlos M. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 12, n. 17, p. 1-27, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- SOTERRONI, Aline C. *et al.* Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 13, n. 7, p. 1-12, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaccbb>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- SPAROVEK, Gerd *et al.* Who owns Brazilian lands? **Land Use Policy**, [s. l.], v. 87, p. 1-3, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104062>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- STRASSBURG, Bernardo B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 1-3, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- TANIWAKI, Ricardo H. *et al.* The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 49-53, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.007>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. In: UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, CONVENTION ON

BIOLOGICAL DIVERSITY. **Report of the Tenth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity**. Montreal: UNEP/CBD, 2011, p. 111-123. Disponível em: <https://www.cbd.int/meetings/COP-10>. Acesso em: 1 fev. 2021.

VENTER, Oscar *et al.* Bias in protected-area location and its effects on long-term aspirations of biodiversity conventions. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 127-134, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12970>. Acesso em: 1 fev. 2021.

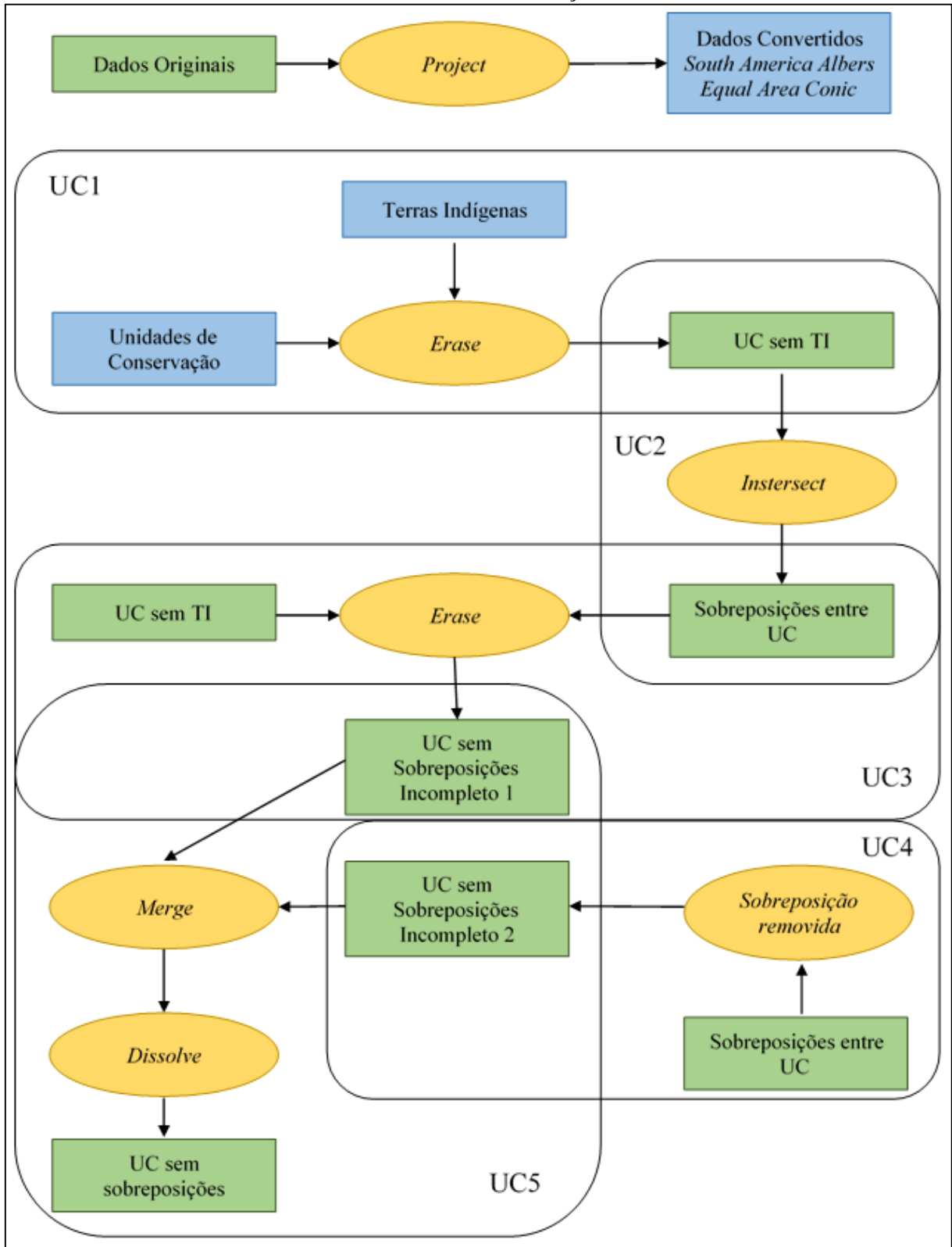
VIEIRA, Raísa R. S.; PRESSEY, Robert L.; LOYOLA, Rafael. The residual nature of protected areas in Brazil. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 233, p. 152-161, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.010>. Acesso em: 1 fev. 2021.

VOLENEC, Zoe M.; DOBSON, Andrew P. Conservation value of small reserves. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 66-79, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.13308>. Acesso em: 1 fev. 2021.

ZALLES, Viviana *et al.* Near doubling of Brazil's intensive row crop area since 2000. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 116, n. 2, p. 428-435, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1810301115>. Acesso em: 1 fev. 2021.

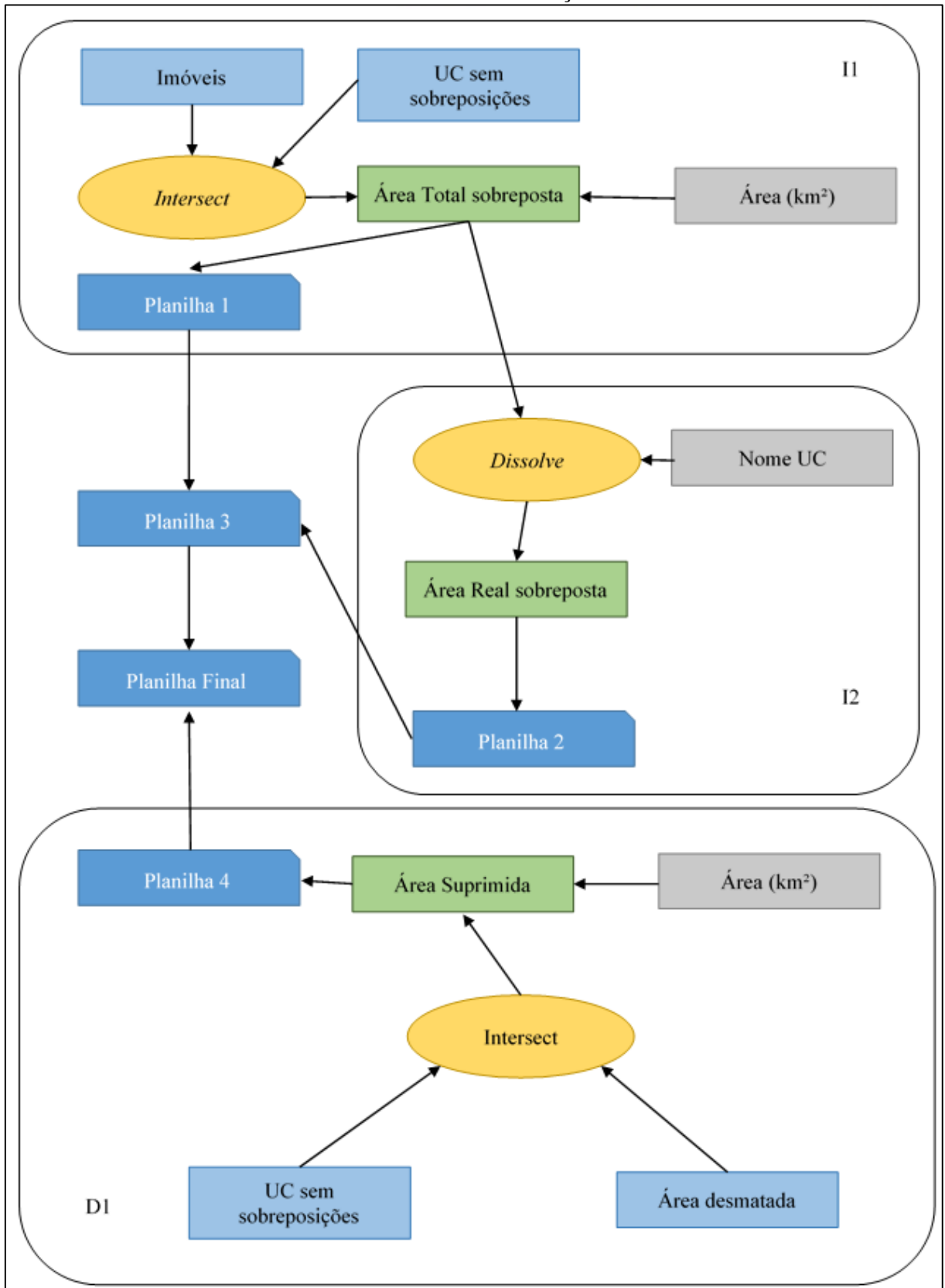
APÊNDICE A - Fluxograma de processamento dos dados espaciais

Figura 6 – Eliminação das sobreposições com Terras Indígenas e auto-sobreposições entre Unidades de Conservação.



Fonte: Do Autor

Figura 7 – Geração dos dados de imóveis rurais e desmatamentos que se sobrepõem a Unidades de Conservação.



Fonte: Do Autor

APÊNDICE B - Tabelas

Quadro S1 - Categorias das Unidades de Conservação brasileiras e sua correspondência à classificação da IUCN, Grupo e forma de posse e domínio permitido

Categorias IUCN	Categorias SNUC	Grupo SNUC	Posse e domínio
Ia	Estação Ecológica (ESEC) Reserva Biológica (REBIO)	Proteção Integral (PI)	Públicos ¹
II	Parque (PAR)		Públicos ¹
III	Monumento Natural (MONA) Refúgio de Vida Silvestre (REVIS)		Mistos ²
IV	Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN)	Uso Sustentável (US)	Particulares
	Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE)		Mistos ³
V	Área de Proteção Ambiental (APA)		Mistos ³
VI	Floresta (FLO) Reserva de Desenvolvimento Sustentável (REDES) Reserva Extrativista (RESEX)		Públicos ¹

¹ Devem ser desapropriadas.

² Podem conter áreas privadas, devendo ser desapropriadas em caso de haver usos incompatíveis com os objetivos de criação.

³ Podem conter áreas públicas e privadas.

Fonte: Do Autor

Tabela S2 - Área e número de UC por categorias de Unidades de Conservação por esfera de gestão

Categoria	Esfera						Total	
	Estadual		Federal		Municipal		N	km²
APA	50	125082.46	11	34518.00	17	2414.58	78	162015.04
ARIE	13	75.74	3	34.29	4	3.17	20	113.20
ESEC	25	512.91	5	10932.87	0	0.00	30	11445.78
FLO	7	308.80	7	292.81	0	0.00	14	601.61
MONA	12	318.90	0	0.00	9	1258.58	21	1577.48
PAR	50	15327.44	15	36120.53	11	171.91	76	51619.88
REVIS	5	1211.98	1	1280.47	0	0.00	6	2492.45
REBIO	10	244.75	1	34.12	0	0.00	11	278.86
REDES	1	587.80	1	381.76	0	0.00	2	969.56
RESEX	0	0.00	7	3129.07	0	0.00	7	3129.07
RPPN	23	106.52	50	412.04	0	0.00	73	518.55
Total (km²)	196	143777.28	101	87135.96	41	3848.24	338	234761.49

Fonte: Do Autor

Tabela S3 - Número de municípios sobrepostos por UC no domínio dos cerrados por UF

UF	Nº de municípios	Área (km ²)	Cobertura do UF	Data referência
BA	19	135082	24%	02/09/2019
DF	1	5780	100%	03/09/2019
GO	77	137732	40%	03/09/2019
MA	40	94559	28%	03/09/2019
MG	105	157981	27%	04/09/2019
MS	31	182010	51%	04/09/2019
MT	29	273760	30%	04/09/2019
PA	3	27752	2%	05/09/2019
PI	26	58602	23%	06/09/2019
PR	7	11897	6%	06/09/2019
SP	82	49090	20%	07/09/2019
TO	41	135825	49%	07/09/2019
Total	461	1270069	24%	-

Fonte: Do Autor

Embora todas as categorias apresentem papéis complementares e fundamental importância para a conservação da biodiversidade e o regramento da utilização de recursos naturais, estabelecemos um ranking de priorização tomando como premissa a limitação da utilização dos recursos. Tivemos como objetivo a maximização das áreas com a maior restrição à utilização e, conseqüentemente, a maior proteção legal.

Tabela S4 - Pesos e prioridades em caso de sobreposição entre UC

Categorias IUCN	Categorias SNUC	Grupo SNUC	Posse e domínio	Peso			Prioridade*
				Categoria	Posse	Total	
Ia	ESEC	PI	Público	1000	1000	2000	1
	REBIO	PI	Público	1000	1000	2000	
II	PAR	PI	Público	900	1000	1900	2
	MONA	PI	PI-mista	800	900	1700	
III	REVIS	PI	PI-mista	800	900	1700	3
	RPPN	US	Privada	900	700	1600	
IV	FLO	US	Público	500	1000	1500	4
	REDES	US	Público	500	1000	1500	
VI	RESEX	US	Público	500	1000	1500	5
	ARIE	US	US-mista	400	700	1100	
V	APA	US	US-mista	400	700	1100	6

* Em caso de sobreposição entre as UC com a mesma prioridade, prevaleceu aquela criada a mais tempo

Fonte: Do Autor

Tabela S5 - Coefficients

	Value	Std.Error	t-value	p-value
(Intercept)	10.644204	0.4603319	23.122892	0
categoryARIE	-5.725715	0.5931771	-9.652624	0
categoryESEC	-3.698736	0.5112961	-7.23404	0
categoryFLO	-3.908022	0.6592147	-5.928299	0
categoryMONA	-3.557097	0.6038791	-5.890413	0
categoryPAR	-1.878288	0.3480661	-5.396355	0
categoryREBIO	-3.594342	0.8124797	-4.423916	0
categoryREDES	-1.009882	1.5602731	-0.647247	0.5179
categoryRESEX	-1.491738	0.9452008	-1.578224	0.1155
categoryREVIS	-0.867443	0.9035896	-0.959996	0.3378
categoryRPPN	-6.556311	-0.4606275	14.233433	0
jurisdictionFED	1.005923	0.3344645	3.007564	0.0028
jurisdictionMUN	-1.659123	0.446867	-3.712789	0.0002
age	0.323232	0.1618235	1.997433	0.0466
long	-0.498044	0.1671144	-2.98026	0.0031

R²=50.97199

Fonte: Do Autor

Tabela S6 - Coefficients

	Value	Std.Error	t-value	p-value
(Intercept)	10.071211	0.4124917	24.415551	0
categoryARIE	-8.813155	0.7588216	-11.614265	0
categoryESEC	-8.553354	0.7351007	-11.635621	0
categoryFLO	-7.91139	0.9265241	-8.538785	0
categoryMONA	-6.315996	0.6412649	-9.849278	0
categoryPAR	-6.149096	0.4925337	-12.484619	0
categoryREBIO	-8.456302	1.0091371	-8.379735	0
categoryREDES	-3.925094	2.3682318	-1.657394	0.0985
categoryRESEX	-5.223059	1.3815408	-3.780604	0.0002
categoryREVIS	-5.470367	1.3376138	-4.089646	0.0001
categoryRPPN	-8.493055	0.6558505	-12.94968	0
jurisdictionFED	1.425578	0.4583966	3.109922	0.002
jurisdictionMUN	-1.658766	0.6756188	-2.455181	0.0146
age	0.44635	0.2178079	2.049283	0.0413
UC_area	1.966282	0.2006316	9.800461	0
lat	-0.91816	0.2353755	-3.90083	0.0001

R² = 61.38081

Fonte: Do Autor

Tabela S7 - Número de IRU por forma de posse e domínio

Possession	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
SU_mix	8.3	0.394	298	7.52	9.08
FP_mix	3.81	0.705	228	2.42	5.19
pub	3.56	0.335	297	2.9	4.22
priv	2.79	0.511	298	1.78	3.79

Degrees-of-freedom method: satterthwaite

Results are given on the (not the response) scale

Confidence level used: 0.95

Fonte: Do Autor

Tabela S8 - Pairwise differences of possession

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
SU_mix - priv	5.512	0.635	316	8.682	<.0001
SU_mix - pub	4.737	0.502	322	9.429	<.0001
SU_mix - FP_mix	4.493	0.791	243	5.677	<.0001
FP_mix - priv	1.019	0.825	242	1.235	0.6052
FP_mix - pub	0.243	0.757	203	0.321	0.9885
priv - pub	-0.776	0.623	315	-1.245	0.5987

Note: contrasts are still on the scale

Degrees-of-freedom method: satterthwaite

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 4 estimates

Fonte: Do Autor

Tabela S9 - Analysis of Deviance Table

	Df	Chisq	Pr(>Chisq)	
category	10	50.0457	2.62e-07	***
jurisdiction	2	0.3785	0.82759	
age	1	0.4061	0.52393	
UC_area	1	5.0553	0.02455	*
lat	1	16.8519	4.04e-05	***
long	1	1.3076	0.25282	

Response: overlapping

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Generalized least squares fit by maximum likelihood

Model: overlapping ~ category + UC_area + lat

Data: data_n_t

AIC BIC logLik

3184.182 3244.773 -1576.091

Correlation Structure: Rational quadratic spatial correlation

Formula: ~long + lat

Parameter estimate(s):

range nugget

0.03204650 0.09893903

Fonte: Do Autor

Tabela S10 - Coefficients

	Value	Std.Error	t-value	p-value
(Intercept)	62.78045	3.819799	16.435538	0
categoryARIE	-2.05234	9.018261	-0.227576	0.8201
categoryESEC	-35.6493	7.209335	-4.944881	0
categoryFLO	-32.52446	9.397076	-3.461126	0.0006
categoryMONA	3.26406	8.360372	0.39042	0.6965
categoryPAR	-19.58176	5.212606	-3.756617	0.0002
categoryREBIO	-2.91533	11.81074	-0.246837	0.8052
categoryREDES	23.00926	23.229512	0.990518	0.3227
categoryRESEX	8.12365	13.411045	0.605743	0.5451
categoryREVIS	5.89903	13.69095	0.430871	0.6669
categoryRPPN	18.97708	5.8757	3.229756	0.0014
UC_area	4.72782	1.945287	2.430395	0.0156
lat	-9.87879	2.126626	-4.645286	0

R²=27.28283

Fonte: Do Autor

Tabela S11 - Sobreposição por forma de posse e domínio

Possession	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
priv	82.4	4.49	291	73.6	91.3
FP_mix	66.6	6.58	226	53.7	79.6
SU_mix	61.6	3.59	289	54.5	68.7
pub	41.4	2.88	287	35.7	47

Degrees-of-freedom method: satterthwaite

Confidence level used: 0.95

Fonte: Do Autor

Tabela S12 - Pairwise differences of possession

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
SU_mix - FP_mix	-5.05	7.41	228	-0.681	0.9043
SU_mix - priv	-20.85	5.76	311	-3.62	0.0019
SU_mix - pub	20.22	4.41	305	4.587	<.0001
FP_mix - priv	-15.8	7.72	233	-2.046	0.1742
FP_mix - pub	25.26	6.92	185	3.65	0.0019
priv - pub	41.06	5.24	314	7.832	<.0001

Degrees-of-freedom method: satterthwaite

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 4 estimates

Fonte: Do Autor

Tabela S13 - Analysis of Deviance Table

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
(Intercept)	50.2406	1	1.36e-12	***
age	0.2005	1	0.654283	
UC_area	17.0978	1	3.55e-05	***
IRU_number	14.0474	1	0.0001783	***
lat	29.4347	1	5.78e-08	***
long	0.9911	1	0.3194796	
overlapping	13.5735	1	0.0002294	***
year	36.1878	1	1.79e-09	***
category	99.8952	10	< 2.2e-16	***
jurisdiction	1.319	2	0.5171067	
year:category	22.3251	10	0.0135315	*
year:jurisdiction	1.637	2	0.4410887	

Response: deforestation_probability

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Fonte: Do Autor

Tabela S14 - Analysis of Deviance Table

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
(Intercept)	58.949	1	1.62e-14	***
UC_area	20.599	1	5.66e-06	***
IRU_number	14.556	1	0.000136	***
lat	30.724	1	2.97e-08	***
overlapping	13.577	1	0.000229	***
year	36.186	1	1.79e-09	***
category	125.173	10	< 2.2e-16	***
year:category	22.859	10	0.011278	*

Response: deforestation_probability

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Generalized linear mixed model fit by maximum likelihood (Laplace Approximation)

Family: binomial (logit)

Formula: deforestationbin ~ UC_area + IRU_number + lat + overlapping + year*(category) + (1 | nome)

Data: data_tbin

AIC BIC logLik deviance df.resid

2265.3 2432.1 -1105.7 2211.3 3531

Scaled residuals:

Min 1Q Median 3Q Max

-6.3970 -0.2756 -0.0845 0.1570 10.7680

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

nome (Intercept) 2.89 1.7

Number of obs: 3558, groups: nome, 324

Fonte: Do Autor

Tabela S15 - Fixed effects

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	2.4881	0.3241	7.678	1.62e-14	***
UC_area	1.3744	0.3028	4.539	0.00000566	***
IRU_number	2.2065	0.5783	3.815	0.000136	***
lat	0.8804	0.1588	5.543	2.97e-08	***
overlapping	0.5253	0.1426	3.685	0.000229	***
year	-1.2403	0.2062	-6.015	1.79e-09	***
categoryARIE	-4.4392	0.6795	-6.533	6.44e-11	***
categoryESEC	-3.2535	0.5563	-5.848	4.97e-09	***
categoryFLO	-2.9156	0.6637	-4.393	0.0000112	***
categoryMONA	-3.0199	0.6405	-4.715	0.00000241	***
categoryPAR	-2.4368	0.4253	-5.729	1.01e-08	***
categoryREBIO	-3.971	0.8166	-4.863	0.00000116	***
categoryREDES	-0.8425	1.7447	-0.483	0.629185	
categoryRESEX	-2.0961	0.879	-2.385	0.017097	*
categoryREVIS	-1.5952	0.8805	-1.812	0.070036	.
categoryRPPN	-5.6199	0.5318	-10.567	< 2e-16	***
year:categoryARIE	0.4958	0.3348	1.481	0.138672	
year:categoryESEC	0.4746	0.2628	1.806	0.070893	.
year:categoryFLO	0.2138	0.3131	0.683	0.494651	
year:categoryMONA	-0.2096	0.3916	-0.535	0.592416	
year:categoryPAR	0.1054	0.2334	0.452	0.65157	
year:categoryREBIO	0.7685	0.3523	2.181	0.029165	*
year:categoryREDES	-2.6549	1.911	-1.389	0.164758	
year:categoryRESEX	0.6554	0.417	1.572	0.115976	
year:categoryREVIS	0.4525	0.4828	0.937	0.348634	
year:categoryRPPN	-0.4864	0.3185	-1.527	0.126743	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R²m R²c

theoretical 0.7837396 0.8848669

delta 0.7647168 0.8633896

Fonte: Do Autor

Tabela S16 - Probabilidade de desmatamento por categoria

category	lsmean	SE	df	asymp.LCL	asymp.UCL
APA	2.4886	0.324	Inf	1.853	3.1238
ARIE	-1.9506	0.591	Inf	-3.11	-0.7915
ESEC	0.7649	0.433	Inf	-1.614	0.084
FLO	-0.427	0.572	Inf	-1.548	0.6943
MONA	-0.5313	0.543	Inf	-1.595	0.532
PAR	0.0518	0.259	Inf	-0.456	0.5598
REBIO	-1.4824	0.744	Inf	-2.94	-0.0246
REDES	1.6462	1.714	Inf	-1.713	5.0055
RESEX	0.3925	0.83	Inf	-1.235	2.0198
REVIS	0.8934	0.816	Inf	-0.706	2.493
RPPN	-3.1313	0.398	Inf	-3.912	-2.3509

Results are given on the logit (not the response) scale.
Confidence level used: 0.95

Fonte: Do Autor

Tabela S17 - Analysis of Deviance Table

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
UC_area	21.5032	1	3.53e-06	***
IRU_number	28.3891	1	9.92e-08	***
lat	44.5257	1	2.51e-11	***
overlapping	8.4215	1	0.003708	**
year	230.7367	1	< 2.2e-16	***
possession	62.5845	3	1.65e-13	***
year:possession	10.4242	3	0.015284	*

Response: deforestation_probability

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Fonte: Do Autor

Tabela S18 - Probabilidade de desmatamento por forma de posse e domínio

possession	lsmean	SE	df	asymp.LCL	asymp.UCL
SU_mix	1.4354	0.293	Inf	0.862	2.009
FP_mix	0.2478	0.52	Inf	-0.772	1.267
priv	-2.832	0.434	Inf	-3.683	-1.981
pub	-0.0366	0.247	Inf	-0.52	0.447

Results are given on the logit (not the response) scale.
Confidence level used: 0.95

Fonte: Do Autor

Tabela S19 - Fixed effects

	Estimate	Std. Error	z	value	Pr(> z)
(Intercept)	1.43476	0.29282	4.9	9.59e-07	***
UC_area	1.54351	0.33286	4.637	3.53e-06	***
IRU_number	3.53971	0.66434	5.328	9.92e-08	***
lat	1.06522	0.15964	6.673	2.51e-11	***
overlapping	0.43922	0.15135	2.902	0.00371	**
year	-0.91917	0.14506	-6.336	2.35e-10	***
possessionFP_mix	1.1876	0.59073	-2.01	0.04439	*
possessionpriv	-4.26747	0.51909	-8.221	< 2e-16	***
possessionpub	-1.47202	0.38054	-3.868	0.00011	***
year:possessionFP_mix	-0.3756	0.31323	-1.199	0.23049	
year:possessionpriv	-0.86621	0.29276	-2.959	0.00309	**
year:possessionpub	-0.07185	0.16429	-0.437	0.66185	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Fonte: Do Autor

Tabela S20 - Analysis of Deviance Table

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
(Intercept)	1398.8221	1	< 2.2e-16	***
age	4.6456	1	0.03113	*
UC_area	1.2915	1	0.25578	
IRU_number	0.6344	1	0.42574	
lat	0.2401	1	0.62412	
long	0.0057	1	0.9396	
overlapping	0.5473	1	0.45944	
year	393.4945	1	< 2.2e-16	***
possession	58.1058	3	1.49e-12	***
year:possession	3.432	3	0.32969	

Response: log(deforestation)

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Fonte: Do Autor

Tabela S21 - Fixed effects

	Estimate	Std. Err	df	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-5.78919	0.14024	162.11139	-41.282	< 2e-16 ***
age	-0.27858	0.10573	234.49301	-2.635	0.00898 **
year	-0.85593	0.03316	1316.20812	-25.815	< 2e-16 ***
possessionFP_mix	-0.21321	0.36269	214.76671	-0.588	0.55725
possessionpriv	0.08364	0.34633	340.04113	0.242	0.8093
possessionpub	-1.50193	0.19358	175.36441	-7.759	6.77e-13 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Fonte: Do Autor

Tabela S22 - Desmatamento por forma de posse e domínio

possession	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
SU_mix	-5.55	0.143	184	-5.83	-5.26
FP_mix	-5.76	0.341	252	-6.43	-5.09
priv	-5.46	0.322	426	-6.1	-4.83
pub	-7.05	0.131	224	-7.31	-6.79

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Results are given on the log (not the response) scale.

Confidence level used: 0.95

Fonte: Do Autor

Tabela S23 - Pairwise differences of possession

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
SU_mix - FP_mix	0.2132	0.367	242	0.581	0.9378
SU_mix - priv	-0.0836	0.35	373	-0.239	0.9952
SU_mix - pub	1.5019	0.196	199	7.659	<.0001
FP_mix - priv	-0.2969	0.462	322	-0.642	0.9182
FP_mix - pub	1.2887	0.37	247	3.487	0.0032
priv - pub	1.5856	0.351	378	4.512	0.0001

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Results are given on the log (not the response) scale.

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 4 estimates

Fonte: Do Autor

Tabela S24 - Analysis of Deviance Table

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
(Intercept)	1339.2761	1	< 2.2e-16	***
age	1.5789	1	0.208919	
UC_area	0.2505	1	0.616709	
IRU_number	0.0107	1	0.917781	
lat	1.8096	1	0.178555	
long	0.1272	1	0.721389	
overlapping	0.2852	1	0.593304	
year	340.0433	1	< 2.2e-16	***
category	89.9281	10	5.54e-15	***
jurisdiction	11.9705	2	0.002516	**
year:category	20.1205	10	0.028133	*
year:jurisdiction	2.1717	2	0.337612	

Response: log(deforestation)

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Linear mixed model fit by maximum likelihood . t-tests use Satterthwaite's method
[‘lmerModLmerTest’]

Formula: log(deforestation) ~ year * (category) + jurisdiction + (1 | nome)

Data: data_t3

AIC BIC logLik deviance df.resid
5211.8 5349.3 -2579.9 5159.8 1439

Scaled residuals:

Min 1Q Median 3Q Max
-4.3447 -0.4717 0.0876 0.5913 3.3786

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.
nome (Intercept) 1.063 1.031
Residual 1.580 1.257

Number of obs: 1465, groups: nome, 227

Fonte: Do Autor

Tabela S25 - Fixed effects

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	-5.71872	0.14535	150.52611	-39.345	< 2e-16	***
year	-0.88758	0.04483	1257.16366	-19.798	< 2e-16	***
categoryARIE	0.65281	0.50191	340.31799	1.301	0.194261	
categoryESEC	-1.17618	0.33625	297.36424	-3.498	0.00054	***
categoryFLO	-0.51231	0.45321	224.10593	-1.13	0.259507	
categoryMONA	0.05469	0.45114	269.79724	0.121	0.903609	
categoryPAR	-1.78596	0.20814	175.53837	-8.58	4.87e-15	***
categoryREBIO	0.237	0.60234	260.26879	0.393	0.694304	
categoryREDES	-0.72184	0.88869	218.43066	-0.812	0.417532	
categoryRESEX	0.07785	0.50872	158.2741	0.153	0.878576	
categoryREVIS	-0.77412	0.52835	194.58629	-1.465	0.144484	
categoryRPPN	0.80871	0.38742	441.78735	2.087	0.03742	*
jurisdictionFED	-0.78268	0.20152	180.04902	-3.884	0.000144	***
jurisdictionMUN	0.46064	0.33383	269.03095	1.38	0.168768	
year:categoryARIE	0.23385	0.29446	1371.76646	0.794	0.427234	
year:categoryESEC	0.41764	0.1677	1454.38675	2.49	0.012869	*
year:categoryFLO	0.229	0.17649	1315.99396	1.298	0.194672	
year:categoryMONA	-0.0314	0.21055	1464.80513	-0.149	0.881457	
year:categoryPAR	-0.02086	0.07797	1316.22167	-0.268	0.789052	
year:categoryREBIO	1.06028	0.31356	1411.75791	3.381	0.000741	***
year:categoryREDES	-0.07337	0.54195	1383.58615	-0.135	0.892332	
year:categoryRESEX	0.21696	0.19831	1322.79266	1.094	0.274138	
year:categoryREVIS	-0.17492	0.20222	1284.82762	-0.865	0.387209	
year:categoryRPPN	0.35997	0.24701	1033.37519	1.457	0.145323	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Fonte: Do Autor

Tabela S26 - Desmatamento por esfera de gestão

Jurisdiction	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
STA	-5.8	0.164	260	-6.12	-5.48
FED	-6.58	0.197	237	-6.97	-6.19
MUN	-5.34	0.352	300	-6.03	-4.65

Results are averaged over the levels of: category

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Results are given on the log (not the response) scale.

Confidence level used: 0.95

Fonte: Do Autor

Tabela S27 - Pairwise differences of jurisdiction

Contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
STA - FED	0.783	0.209	216	3.744	0.0007
STA - MUN	-0.461	0.344	310	-1.338	0.3754
FED - MUN	-1.243	0.383	287	-3.25	0.0037

Results are averaged over the levels of: category

Degrees-of-freedom method: kenward-roger

Results are given on the log (not the response) scale.

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 3 estimates

Fonte: Do Autor