

Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura

A lei de proteção da vegetação nativa do Brasil e o desafio para a conservação
da paisagem

Vívian Maria de Faria Nasser Vilela

Tese apresentada para obtenção do título Doutora em
Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2021

Vívian Maria de Faria Nasser Vilela
Bacharel e licenciado em Ciências Biológicas

A lei de proteção da vegetação nativa do Brasil e o desafio para a conservação da paisagem
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientadora
Profa. Dra. **MARIA VICTORIA RAMOS BALLESTER**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2021

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP**

Vilela, Vívian Maria de Faria Nasser

A lei de proteção da vegetação nativa do Brasil e o desafio para a conservação da paisagem / Vívian Maria de Faria Nasser Vilela. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2021.

84 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

1. Legislação ambiental 2. Ecologia da paisagem 3. Reserva legal 4. Bacia do Alto Xingu I. Título

DEDICATÓRIA

À minha mãe, Maria das Graças Faria Nasser Vilela,
a mulher que sempre fortaleceu minhas asas.
Agora, minha memória inconsolável,
dedico.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos a todos que, de alguma forma, participaram dessa caminhada. Em especial preciso de agradecer:

Em primeiro lugar, à minha orientadora Profa. Dra. Maria Victória Ramos Ballester, por todo o aprendizado, apoio e amizade. Foi essencial durante todo o desenvolvimento desse trabalho.

Aos meus amigos do LABGEO, Dr. Rodnei Rizzo, Dra. Andrea Garcia, Ma. Mayra Preto, Dra. Érica Nakai, Dra. Daiana Monteiro, Dra. Juliana Vicentine, Laura Casarin, Ms. Jonas Steinfeld, Ma. Mariana Seide, Dra. Fernanda Reichardt, Rosangela Montani e Luis Senicato, pelo ótimo ambiente de trabalho e ajuda. Em especial à Andrea e ao Rodnei pela ajuda na construção do trabalho, seja ensinando ou programando. À Mayra e a Érica pelo apoio na reta final. Foram essenciais.

Ao comitê de orientação, Dra. Tatiana Francischinelli Rittl, Profa. Dra. Marielos Peña Claros, Dr. Henrique Sawakuchi e Dra. Márcia Nunes Macedo pelas contribuições e acompanhamento.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo. À Universidade de São Paulo, ao Programa de Pós-graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, aos professores e funcionários pela dedicação e aprendizado. Em especial à Mara Casarin por responder minhas dúvidas sempre com prontidão e pelo excelente trabalho realizado e as funcionárias da biblioteca, sempre muito atenciosas, principalmente no momento de entrega da tese.

Ao Instituto Centro de Vida – ICV pela cessão do mapa de uso consolidado na bacia, ao IMAFLORA, nas pessoas do Tomás Carvalho e Vinicius Guidotti pela contribuição com a modelagem do Código Florestal. Ao Amigo MsC. Michel Metran por tirar minhas dúvidas quando precisei. À companhia Planet, por ceder as imagens de satélite *Rapid Eye*.

À minha família que sempre esteve ao meu lado, dando apoio durante os anos de pós-graduação. Preciso citá-los aqui: Bruno, Maria, Maura, Regina, Thiago, Matheus, Mariana, Decinho, Bianca e Adrielly. Em especial ao meu pai que sempre incentivou minhas decisões. Aos sobrinhos Lelê, JB, Rafael, Maria e Bia que enchem nossas vidas de amor. À tia Márcia, Maria Luísa, Athos, Juliana, Diego, Carla, Lívia e Daniel, sempre muito presentes em minha vida.

Às amigas pra vida toda, foi muito bom ter o privilégio de dividir meus dias com vocês novamente. São elas: Tatiana, Débora, Mariana Piva, Marina Colzato e Carmensita. Sempre enriquecendo minha vida também: Ana Flávia, Marta, Cristina, Juliana Neves, Aline, Simone, Mariana Pardi, Rafaela, Marina Duarte, Thaís, Laura Simões, Allan, Nino, Júlia, Cláudia, Cíntia, Ana Paula.

EPÍGRAFE

“Eu gostaria de ser lembrado como um sujeito que amou profundamente o mundo e as pessoas, os bichos, as árvores, as águas, a vida.”

Paulo Freire

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS	14
2. MUDANÇAS NA ESCALA DA PROPRIEDADE RURAL EM UMA PAISAGEM DE TRANSIÇÃO FLORESTA-CERRADO EM UMA FRONTEIRA AGRÍCOLA DO BRASIL	17
RESUMO	17
ABSTRACT	17
ÁREA DE ESTUDO.....	21
BANCO DE DADOS.....	23
CENÁRIOS DE USO DA TERRA NO ALTO XINGU.....	26
RESULTADOS	28
DISTRIBUIÇÃO FUNDIÁRIA	28
DESMATAMENTO E TIPO DE POSSE DA TERRA.....	30
MUDANÇA NA COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM POR TIPO DE POSSE DA TERRA	32
CENÁRIOS.....	35
DISCUSSÃO	38
REFERÊNCIAS	42
APÊNDICE	47
3. IMPLICAÇÕES LEGAIS PARA A CONSERVAÇÃO DA PAISAGEM	48
RESUMO	48
ABSTRACT	48
3.1 INTRODUÇÃO	49
ÁREA DE ESTUDO.....	51
BANCO DE DADOS.....	52
CENÁRIOS DOS PASSIVOS AMBIENTAIS DA LPVN E A SUA DISTRIBUIÇÃO FUNDIÁRIA.....	54
ANÁLISES DA COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM	56
OS PASSIVOS AMBIENTAIS DE ACORDO COM A LEI 12.651/2012 NO ALTO XINGU	56
MUDANÇA NA COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM.....	59
MUDANÇA NA ESTRUTURA DA PAISAGEM.....	61
DISCUSSÃO	67
REFERÊNCIAS	74
APÊNDICE	82
REFERÊNCIAS	84

RESUMO

A lei de proteção da vegetação nativa do Brasil e o desafio para a conservação da paisagem

Mudanças nas paisagens cada vez mais disruptivas provocadas pela crescente demanda global por alimentos, fibras e biocombustíveis, tem preocupado a comunidade internacional. O Brasil é um país estratégico mundialmente para a conservação da biodiversidade e por seus serviços ecossistêmicos. A maior parte da vegetação nativa do Brasil se encontra em propriedades privadas, tornando a Lei de Proteção da Vegetação Nativa nº 12.651/2012 (LPVN) o principal instrumento de regulação do uso da terra no país. O objetivo dessa tese foi entender o papel de um dos principais dispositivos da legislação ambiental, a Reserva Legal, na dinâmica espaço-temporal da cobertura da vegetação nativa e da estrutura e composição da paisagem. Para isso, foram utilizadas técnicas de sensoriamento remoto e SIG em conjunto com a ecologia da paisagem para avaliar os padrões de conformidade legal em duas paisagens com importância global, a floresta Amazônica e o Cerrado, situados na bacia do alto Xingu (Mato Grosso, Brasil), uma fronteira agrícola brasileira. O capítulo 1 avaliou a dinâmica temporal (1985 - 2015) da cobertura da vegetação nativa por tamanho de propriedade rural e o impacto da extinção da Reserva Legal nessas duas paisagens. A menor restrição legal no Cerrado resultou na inversão da matriz da paisagem mais acelerada nesse domínio. As pequenas propriedades e os assentamentos apresentaram as maiores taxas de conversão da vegetação nativa proporcionais ao espaço ocupado. Ainda assim o foco da fiscalização deve ser sobre as propriedades médias e grande devido às suas extensões e dominância da paisagem, e maior disponibilidade para a conversão de novas áreas. No capítulo 2, foi avaliada a dinâmica temporal da composição e configuração da vegetação nativa nas paisagens da Amazônia e do Cerrado, ao longo de 30 anos. Também foi avaliada a conformidade do alto Xingu com a LPVN e o potencial efeito da sua flexibilização considerando o tipo de posse da terra. A obrigatoriedade da RL foi essencial na contenção do avanço da fragmentação nas duas paisagens estudadas. Na sua ausência é provável que a cobertura da vegetação nativa seja inferior a 20%. Os mecanismos de compensação são essenciais para que haja disponibilidade de ativos ambientais na Amazônia. E será fundamental a criação das mesmas para as fitofisionomias do Cerrado, para que os passivos ambientais desse domínio sejam devidamente compensados.

Palavras-chave: Legislação ambiental, Ecologia da paisagem, Reserva legal, Bacia do Alto Xingu – MT

ABSTRACT

The Brazilian forest code and the challenges for landscape conservation

Changes in the increasingly disrupted landscapes caused by the growing global demand for food, fiber and biofuels have worried the international community. Brazil is a strategic country worldwide for the conservation of biodiversity and for the provision of ecosystem services. Most of Brazil's native vegetation is found within private properties, making the Native Vegetation Protection Law n° 12.651/2012 (LPVN) the main instrument for land use regulation in the country. The objective of this thesis was to understand the role of one of the main devices of environmental legislation, the Legal Reserve, in the spatio-temporal dynamics of the coverage of native vegetation and the structure and composition of the landscape. For this, I use remote sensing and GIS techniques together with landscape ecology metrics to assess the standards of legal compliance in two globally important landscapes, the Amazonian forest and the Cerrado, located in the upper Xingu basin (Mato Grosso, Brazil), a Brazilian agricultural frontier. Chapter 1 assessed the temporal dynamics (1985 - 2015) of native vegetation coverage by type of property, and the impact of the extinction of the Legal Reserve in these two landscapes. The lower legal restriction in the Cerrado resulted in the reversal of the landscape matrix more accelerated in this domain. Small properties and settlements had the highest conversion rates of native vegetation proportional to the space occupied. Nevertheless, the focus of the inspection should be on medium and large properties due to their size and dominance of the landscape, and greater availability of native vegetation that could be converted. In chapter 2, the temporal dynamics of the composition and configuration of native vegetation in the Amazon and Cerrado landscapes were evaluated over 30 years. The conformity of the upper Xingu with the LPVN and the potential effect of its flexibilization were also evaluated considering the type of land ownership. The obligation of the RL was essential to contain the advance of fragmentation in the two landscapes studied. In its absence it is likely that the native vegetation coverage is less than 20%. The compensation mechanisms is essential for the availability of environmental assets in the Amazon. And it will be fundamental to create them for the Cerrado's phytophysionomies, so that the environmental liabilities of this area are duly compensated.

Keywords: Environmental laws, Landscape ecology, Legal reserves, Alto Xingu – MT

1. INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças no padrão de consumo em escala global juntamente com o desenvolvimento da capacidade tecnológica nos séculos XIX e XX (Lausch e Herzog, 2002), impulsionaram a crescente demanda global por alimentos, fibras e biocombustíveis (Foley et al., 2005), provocando mudanças em nossas paisagens cada vez mais disruptivas. Esses processos levam a crescente necessidade de promover uma melhor gestão dos recursos naturais, incluindo a biodiversidade, o que é objetivo de diversas disciplinas, como a biologia da conservação, da ecologia da paisagem e da ecologia da restauração (Lindenmayer et al., 2008). Em muitas paisagens, a cobertura da vegetação presente em uma área é um dos fatores mais importantes para a manutenção da biodiversidade, além de poder influenciar diversos processos ecológicos, como as taxas de erosão e a perda de nutrientes (Lindenmayer et al., 2008).

Nesse sentido, modelos de alocação da terra, os quais consideram o desenvolvimento de serviços ecossistêmicos para fundamentar políticas públicas, têm um papel importante na avaliação de diferentes cenários para a tomada de decisão (Freitas et al., 2017). É recomendado que a implementação dessas decisões quanto aos esforços de conservação e/ou restauração considere a extensão e configuração da cobertura de vegetação nativa na paisagem (Crouzeilles et al., 2014). Embora a mitigação na escala da paisagem forneça maiores benefícios para a conservação da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos a um menor custo do que aquela no nível da propriedade (Kennedy et al., 2016), não se recomenda que a implementação de ações de conservação e/ou restauração ultrapassem a escala de micro-bacias ou de bacias hidrográficas (Brancalion et al., 2016). Desta forma, a adoção dessas escalas de trabalho, visa assegurar que as perdas na biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos sejam, de fato, compensadas nos locais onde foram perdidos ou degradados (Brancalion et al., 2016).

A maior parte da vegetação nativa do Brasil (54%) se encontra nas propriedades privadas (Sparovek et al., 2015), o que torna a Lei de Proteção da Vegetação Nativa nº 12.651/2012 (LPVN) o principal instrumento de regulação do uso da terra no país. Apesar de não terem ocorrido alterações na definição das Áreas de Preservação Permanente¹ (APPs) hídricas e do percentual da propriedade que deve ser conservada como Reserva Legal² (RL), a promulgação da LPVN reduziu

¹ Reserva Legal: “área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos do art. 12, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa.”

² Área de Preservação Permanente - APP: “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.”

cerca de 42% da obrigatoriedade de recomposição quando comparada com a legislação de 1965 (Lei nº 4.771) (Soares-Filho et al., 2014; Guidotti et al., 2017).

Para terem acesso a diversos mecanismos legais da LPVN que permitem a anistia de grandes áreas desmatadas até 22 de julho de 2008, os proprietários rurais devem aderir ao Cadastro Ambiental Rural (CAR), instrumento chave para a regularização ambiental no país. Trata-se de um banco de dados nacional, onde o proprietário rural, voluntariamente, insere o limite georreferenciado da propriedade, com a delimitação da sua área agrícola e da vegetação nativa (Freitas et al., 2017). Além do CAR, o Decreto nº 7.830/2012 também criou o Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas e Alteradas (PRADA), duas ferramentas inovadoras de controle e incentivo ao cumprimento da LPVN (Brançalion et al., 2016).

Diferentemente do que ocorre com as APPs, a manutenção das funções da Reserva Legal não está vinculada a uma localização geográfica específica (Sparovek et al., 2012). Essa flexibilidade na alocação das Reservas Legais permite a aplicação dos mecanismos de compensação (Sparovek et al., 2012). A compensação do déficit de RL pode ser realizada mediante a aquisição de Cota de Reserva Ambiental (CRA); arrendamento de área sob regime de servidão ambiental ou Reserva Legal; doação ao poder público de área localizada no interior de Unidade de Conservação de domínio público pendente de regularização fundiária ou através do cadastramento de outra área equivalente e excedente à Reserva Legal, em imóvel de mesma titularidade ou adquirida em imóvel de terceiro, com vegetação nativa estabelecida, em regeneração ou recomposição, desde que localizada no mesmo bioma (domínio fitogeográfico³). Este mecanismo legal, que deverá ser implementado nos estados, permite a mitigação dos impactos oriundos do desmatamento em regiões muito distantes do seu local de origem, como em outras bacias hidrográficas localizadas no mesmo domínio.

Apenas o cumprimento da LPVN não garante a conservação da extensa área de vegetação nativa presente nas propriedades rurais. Apenas no domínio do Cerrado, a savana mais vulnerável do mundo (Strassburg et al., 2017), cerca de 40% da vegetação nativa remanescente está legalmente desprotegida, ou seja, excedente de vegetação nativa que pode ser substituído por outros usos da terra (Soares-Filho et al., 2014). Com a supressão dessa vegetação, além da perda de espécies endêmicas (Strassburg et al., 2017), a disponibilidade de água também seria afetada (Vieira et al., 2018). Aproximadamente 72,8% das nascentes intermitentes desprotegidas pela nova legislação (LPVN) encontram-se nas áreas com excedente de vegetação nesse domínio (Vieira et al., 2018), ou seja, fora

³ Domínio fitogeográfico é um conceito baseado em características morfoclimáticas onde predomina um certo tipo de vegetação, com vários tipos vegetacionais. Corresponde à uma área do espaço geográfico com dimensões subcontinentais (Batalha et al., 2011). Nesse trabalho não utilizaremos o termo “bioma”, que é um conceito fisionômico e funcional, e foi erroneamente difundido no Brasil como uma conotação florística (Batalha et al., 2011).

da RL e APPs. Logo, são também de extrema importância políticas públicas que incentivem a conservação da vegetação nativa excedente em terras privadas para evitar uma elevada perda de serviços ecossistêmicos e de biodiversidade (Vieira et al., 2018; Nunes et al., 2016), por exemplo através dos mecanismos de compensação.

O controle do desmatamento depende também da manutenção e ampliação de mecanismos de monitoramento remoto complementares às políticas públicas de proteção e restauração da vegetação nativa (Alix-Garcia et al., 2017), como o monitoramento por satélite, tais como o projeto PRODES, que monitora o desmatamento da floresta amazônica e o sistema DETER, que detecta o desmatamento em tempo quase real na Amazônia e no Cerrado (Sparovek et al., 2016). Outros sistemas de monitoramento independentes são o Sistema de Alerta de Desmatamento (SAD) na Amazônia desenvolvido pelo Imazon (Instituto Nacional de Pesquisa) e o MapBiomas Alerta, que faz o cruzamento entre os dados de alerta de desmatamento já gerados com as áreas do CAR, do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), e outros limites geográficos, como Terras Indígenas, domínios, estados e bacias hidrográficas, além do histórico de cobertura e uso da terra no Brasil do MapBiomas (Coleção 3.1), podendo estimar a proporção da ilegalidade do desmatamento.

A RL é um dos principais instrumentos legais para proteger os remanescentes da vegetação nativa brasileira e impedir a sua conversão em uso agropastoril nas propriedades privadas (Sparovek et al., 2012). As funções ecossistêmicas desempenhadas pela vegetação nativa e a sua biodiversidade na forma de RL representa ativos para o desenvolvimento do Brasil, e não passivos, principalmente nas atuais mudanças nas condições ambientais globais (Metzger et al., 2019). A sua conversão resultaria na perda de uma ampla gama de serviços ecossistêmicos providos por essas florestas e savanas. Os prejuízos seriam desde a escala da propriedade (polinização, controle de pragas) e da bacia hidrográfica (ciclagem de nutrientes e água), até a escala global (regulação climática) (Soares-Filho et al., 2014). Os remanescentes de vegetação nativa protegidos como RLs também têm a função de garantir recursos mínimos para a manutenção da biodiversidade em paisagens produtivas (Lira et al., 2012, Oliveira et al., 2017), aumentando também a sua conectividade (Tambosi et al., 2014) e contribuindo para a manutenção de comunidades com maior integridade na sua composição (Banks-Leite et al., 2014, Ochoa-Quintero et al., 2015).

Assim, estudos sobre o impacto da legislação ambiental no controle da conversão da vegetação nativa, ajudam a elucidar aspectos importantes da conservação da paisagem, como a extensão e a configuração da vegetação nativa em diferentes cenários de implementação de políticas públicas.

Nesse contexto, as perguntas de pesquisa foram:

- **Pergunta 1:** Como a principal legislação ambiental brasileira (LPVN) impacta a dinâmica espaço-temporal da cobertura, composição e estrutura da vegetação nativa na paisagem?
- **Pergunta 2:** Qual é o impacto na composição e configuração da paisagem da extinção da exigência de RL nessas paisagens?

Para responder essas perguntas construímos a seguinte hipótese: a restrição legal à mudança do uso da terra em propriedades privadas preserva em parte a dinâmica espaço-temporal da cobertura da vegetação nativa, a estrutura e composição da paisagem. Então, essa tese tem como objetivo geral entender o papel da LPVN e de um dos seus principais dispositivos, a Reserva Legal, na dinâmica espaço-temporal da cobertura da vegetação nativa e da estrutura e composição da paisagem ao longo de 30 anos (1985 a 2015) e em diferentes cenários. Para isso, foram utilizadas técnicas de sensoriamento remoto e SIG em conjunto com a ecologia da paisagem para avaliar os padrões de conformidade legal em duas paisagens com importância global, a floresta Amazônica e o Cerrado situados em uma fronteira agrícola brasileira (Mato Grosso, Brasil). Os mecanismos legais da LPVN que permitiram a anistia de grandes áreas ilegalmente desmatadas até 22 de julho de 2008 que serão tratados nesse trabalho são descritos à seguir:

(I) Artigo 13-I: “reduzir, exclusivamente para fins de regularização, mediante recomposição, regeneração ou compensação da Reserva Legal de imóveis com área rural consolidada, situados em área de floresta localizada na Amazônia Legal⁴, para até 50% (cinquenta por cento) da propriedade, excluídas as áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos e os corredores ecológicos”;

(II) Artigo 15: “será admitido o cômputo das Áreas de Preservação Permanente no cálculo do percentual da Reserva Legal do imóvel”;

(III) Artigo 61-A: “Nas Áreas de Preservação Permanente, é autorizada, exclusivamente, a continuidade das atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas rurais consolidadas até 22 de julho de 2008.” Conhecido como a “regra da escadinha”, uma vez que a extensão da área obrigatória a recomposição das respectivas faixas marginais varia com o tamanho das propriedades, em módulos fiscais e

(IV) Artigo 67: “Nos imóveis rurais que detinham, em 22 de julho de 2008, área de até 4 (quatro) módulos fiscais e que possuam remanescente de vegetação nativa em percentuais inferiores

⁴ Amazônia Legal: “área de atuação da Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia - SUDAM delimitada no Art. 2º da Lei Complementar n. 124, de 03.01.2007. A região é composta por 52 municípios de Rondônia, 22 municípios do Acre, 62 do Amazonas, 15 de Roraima, 144 do Pará, 16 do Amapá, 139 do Tocantins, 141 do Mato Grosso, bem como, por 181 Municípios do Estado do Maranhão situados ao oeste do Meridiano 44º, dos quais, 21 deles, estão parcialmente integrados à Amazônia Legal. Possui uma superfície aproximada de 5.015.067,749 km², correspondente a cerca de 58,9% do território brasileiro.”

ao previsto no art. 12, a Reserva Legal será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente em 22 de julho de 2008, vedadas novas conversões para uso alternativo do solo.”

Para responder essas questões, foram desenvolvidos dois capítulos principais:

- Capítulo 2: Mudanças na escala da propriedade rural em uma paisagem de transição floresta-cerrado em uma fronteira agrícola do Brasil. Esse capítulo avaliou a dinâmica espaço-temporal (1985 - 2015) da cobertura da vegetação nativa por tamanho da propriedade rural e o impacto da extinção da Reserva Legal nas paisagens da Amazônia e do Cerrado.

- Capítulo 3: Implicações legais para a conservação da paisagem. Nesse capítulo, foi avaliada a dinâmica temporal da composição e configuração da paisagem com foco na vegetação nativa nas paisagens da Amazônia e do Cerrado, ao longo de 30 anos. Também foi avaliada a conformidade do alto Xingu com a LPVN e o potencial efeito da sua flexibilização considerando o tipo de posse da terra.

REFERÊNCIAS

- Alix-Garcia, J., Rausch, L.L., L'Roe, J., Gibbs, H.K., Munger, J., 2017. Avoided Deforestation Linked to Environmental Registration of Properties in the Brazilian Amazon. *Conserv. Lett.* <https://doi.org/10.1111/conl.12414>
- Batalha, M.A., 2011. O cerrado não é um bioma, *Biota Neotrop.*
- Brancalion, P.H.S., Garcia, L.C., Loyola, R., Rodrigues, R.R., Pillar, V.D., Lewinsohn, T.M., 2016. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Nat. Conserv.* 14, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>
- Crouzeilles, R., Prevedello, J.A., Figueiredo, M. de S.L., Lorini, M.L., Grelle, C.E.V., 2014. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? *Landsc. Ecol.* 29, 479–489. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9978-6>
- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* (80-.). 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Freitas, F.L.M. de, Sparovek, G., Mörtberg, U., Silveira, S., Klug, I., Berndes, G., 2017. Offsetting legal deficits of native vegetation among Brazilian landholders: Effects on nature protection and socioeconomic development. *Land use policy* 68, 189–199. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2017.07.014>
- Guidotti, V., Freitas, F.L.M., Sparovek, G., Pinto, L.F.G., Hamamura, C., Carvalho, T., Cerignoni, F., 2017. Números detalhados do novo Código Florestal e suas implicações para o PRAs. *Sustentabilidade em Debate* 5, 1–10. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23229.87526>
- Kennedy, C.M., Miteva, D.A., Baumgarten, L., Hawthorne, P.L., Sochi, K., Polasky, S., Oakleaf, J.R., Uhlhorn, E.M., Kiesecker, J., 2016. Bigger is better: Improved nature conservation and economic returns from landscape-level mitigation. *Sci. Adv.* 2, e1501021–e1501021. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501021>
- Lausch, A., Herzog, F. 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecol. Indic.* 2, 3–15. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00053-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00053-5)
- Lindenmayer, D.B., Fischer, J., Felton, A., Crane, M., Michael, D., Macgregor, C., Montague-Drake, R., Manning, A., Hobbs, R.J., 2008. Novel ecosystems resulting from landscape transformation create dilemmas for modern conservation practice. *Conserv. Lett.* 1, 129–135. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00021.x>
- Lira, P.K., Tambosi, L.R., Ewers, R.M., Metzger, J.P., 2012. Land-use and land-coverchange in Atlantic Forest landscapes. *For. Ecol. Manag.* 278, 80–89, <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.008>
- Metzger, J. P., Bustamante, M. M. C., Ferreira, J., Fernandes, G. W., Libran-Embid, R., Pillar, V. D., ... Overbeck, G. E. 2019. Why Brazil needs its legal reserves. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(3), 91– 103. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>
- Nunes, S., Gardner, T., Barlow, J., Martins, H., Salomão, R., & Souza, C., Jr. (2016). Compensating for past deforestation: Assessing the legal forest surplus and deficit of the state of Pará, eastern

- Amazonia. Land Use Policy, 57, 749–758.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.022>
- Ochoa-Quintero, J.M., Gardner, T.A., Rosa, I., de Barros Ferraz, S.F., Sutherland, W.J., 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontierlandscapes. *Conserv. Biol.* 29, 440–451, <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12446>.
- Soares-Filho, B., Rajao, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A., 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* (80-.).
<https://doi.org/10.1126/science.1246663>
- Sparovek, G.; et al. 2012. The revision of the Brazilian forest act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science and Policy*, New York, v. 16, p. 65-72.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.008>
- Sparovek, G., Antoniazzi, L.B., Barretto, A., Barros, A.C., Benevides, M., Berndes, G., do Prado Braga, E., Calmon, M., Groke, P.H., de Avelar Marques, F.N., Nogueira, M.P., Guedes Pinto, L.F., Precioso, V., 2016. Sustainable bioproducts in Brazil: disputes and agreements on a common ground agenda for agriculture and nature protection. *Biofuels, Bioprod. Biorefining* 10, 204–221. <https://doi.org/10.1002/bbb.1636>
- Sparovek, G., Barretto, A.G. de O.P., Matsumoto, M., Berndes, G., 2015. Effects of Governance on Availability of Land for Agriculture and Conservation in Brazil. *Environ. Sci. Technol.* 49, 10285–10293. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01300>
- Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A.E., Oliveira Filho, F.J.B., Scaramuzza, C.A. de M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B., Balmford, A., 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.*
<https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Tambosi, L.R., Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restor. Ecol.* 22, 169–177, <http://dx.doi.org/10.1111/rec.1204>
- Vieira, R.R.S., Ribeiro, B.R., Resende, F.M., Brum, F.T., Machado, N., Sales, L.P., Macedo, L., Soares-Filho, B., Loyola, R., 2018. Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. *Divers. Distrib.* 24, 434–438.
<https://doi.org/10.1111/ddi.12700>

2. MUDANÇAS NA ESCALA DA PROPRIEDADE RURAL EM UMA PAISAGEM DE TRANSIÇÃO FLORESTA-CERRADO EM UMA FRONTEIRA AGRÍCOLA DO BRASIL

RESUMO

A vegetação nativa brasileira tem importância global pela ampla gama de serviços ecossistêmicos prestados, tais como a conservação dos recursos hídricos, regulação climática, polinização e regulação de pragas e doenças. Apesar de o Brasil ter umas das melhores legislações ambientais do mundo, as expansões das fronteiras agrícolas na Amazônia e no Cerrado ainda apresentam a geração de passivos ambientais significativos. Nós avaliamos a dinâmica espaço-temporal (1985 - 2015) da cobertura da vegetação nativa por tamanho da propriedade rural e o impacto da extinção da Reserva Legal nas paisagens da Amazônia e do Cerrado no Alto Xingu - MT. Identificar o perfil das propriedades rurais com maior relevância para a conversão da vegetação nativa. E avaliar como as políticas públicas voltadas para guiar o uso sustentável da vegetação nativa influenciam a sua conservação em uma escala regional. Aproximadamente metade da área convertida nas duas paisagens, Amazônia e Cerrado, ocorreu nas grandes propriedades. Mas proporcionalmente à área que ocupam, a conversão da vegetação nativa foi mais extensa nas pequenas propriedades e nos assentamentos. A menor área a ser protegida nas propriedades rurais localizadas no Cerrado resultou na inversão da matriz da paisagem mais acelerada nesse domínio. A manutenção da RL torna-se imprescindível para a manutenção da cobertura da vegetação nativa em paisagens agrícolas. Os cenários avaliados mostraram o impacto do risco da sua extinção na inversão total da matriz nas duas paisagens estudadas. Nós concluímos que a legislação ambiental no Brasil, apesar das suas dificuldades de implementação e fiscalização, é de extrema importância para a conservação da vegetação nativa. Em paisagens com alta concentração fundiária, a fiscalização deve ter prioridade nas grandes e médias propriedades, onde há maior disponibilidade para a conversão de novas áreas.

Palavras-chave: Amazônia; Cerrado; Alto Xingu; Política de uso da terra

ABSTRACT

The Brazilian native vegetation has global importance for the wide range of ecosystem services provided, such as conservation of water resources, climate regulation, pollination and regulation of pests and diseases. Although Brazil has some of the best environmental legislation in the world, the expansion of agricultural frontiers in the Amazon and Cerrado still presents the generation of significant environmental liabilities. We evaluated the spatio-temporal dynamics (1985 - 2015) of the coverage of native vegetation by size of the farms and the impact of the extinction of the Legal Reserve on the landscapes of the Amazon and the Cerrado in Alto Xingu - MT. Identify the profile of farms most relevant to the conversion of native vegetation. And assess how public policies aimed at guiding the sustainable use of native vegetation influence its conservation on a regional scale. Approximately half of

the area converted in the two landscapes, Amazon and Cerrado, occurred on large properties. But proportionally to the area they occupy, the conversion of native vegetation was more extensive on small properties and settlements. The smaller area to be protected on the rural properties located in the Cerrado resulted in the reversal of the matrix of the most accelerated landscape in this domain. The maintenance of the RL becomes essential for the maintenance of native vegetation coverage in agricultural landscapes. The evaluated scenarios showed the impact of eliminating the RL as being the total inversion of the matrix in the two landscapes studied. We concluded that environmental legislation in Brazil, despite its difficulties in implementation and enforcement, is extremely important for the conservation of native vegetation. In landscapes with high land concentration, enforcement should have priority in large and medium-sized properties, where there is greater availability for the conversion of new areas.

Keywords: Amazon; Cerrado; Alto Xingu; Land use policy

2.1 INTRODUÇÃO

A conservação da vegetação nativa é fundamental para evitar a perda dos serviços prestados pelos ecossistemas naturais e a biodiversidade, bem como auxiliar na mitigação dos impactos causados pelas mudanças climáticas (Canadell e Raupach, 2008). Portanto, a crescente demanda global por alimentos, fibras e energia que têm resultado em uma rápida conversão de ecossistemas naturais para a produção agrícola (Foley et al., 2005) recebe cada vez mais atenção. Apesar da interdependência entre manejo de sistemas produtivos e serviços ecossistêmicos, principalmente nos países tropicais, se observam grandes conflitos quanto ao uso sustentável da terra. Nos trópicos, a agropecuária ainda é uma das principais causas do desmatamento em larga escala, resultando na conversão de grandes extensões de terras com florestas e savanas em áreas agrícolas (Gibbs et al., 2010; Hansen et al., 2010).

No Brasil, a expansão agropecuária tem provocado uma extensa perda de ecossistemas naturais e impactos negativos sobre os recursos hídricos, o solo e a biodiversidade (Silva e Bates, 2009; Ballester et al., 2013; Deegan et al., 2011; Levy et al., 2018) . Além de conter um dos maiores estoques de carbono do mundo (Hansen et al., 2013; Zarin et al., 2016) e abrigar mais de 10% das espécies conhecidas, muitas das quais endêmicas e/ou ameaçadas de extinção (Lewinsohn e Prado, 2005), a vegetação nativa brasileira é responsável por uma ampla gama de serviços ecossistêmicos, tais como a conservação dos recursos hídricos, regulação climática, polinização e regulação de pragas e doenças (Pascual et al., 2017). Mesmo com a sua importância para o provimento de serviços ecossistêmicos, o país ocupa o primeiro lugar no ranking mundial de perda líquida de florestas (FAO, 2020), com uma perda anual de 1,5 mil km² entre 2010 e 2020 (FAO, 2020). O

país perdeu cerca de 11% (565 mil km²) de sua cobertura florestal remanescente desde o ano 2000 (GFW, 2020).

Dos cerca de 5,2 Mkm² ainda cobertos por vegetação nativa no Brasil, 54% encontram-se nas propriedades privadas (Sparovek et al., 2015). Portanto, a conservação desta vegetação em paisagens agrícolas é fundamental para a redução das taxas de desmatamento e o cumprimento dos compromissos internacionais assumidos pelo país para mitigar as mudanças climáticas globais (Rajão e Soares-Filho, 2015). A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (12.651/2012) pode ser considerada o principal instrumento de adequação do uso da terra no país, uma vez que tem o intuito de regular a exploração, conservação e recuperação da vegetação nativa presente nas propriedades rurais particulares (Brancalion et al., 2016).

Essa legislação requer que as propriedades privadas mantenham áreas com cobertura de vegetação nativa, as denominadas Reservas Legais (RLs) e as Áreas de Preservação Permanente (APPs). A RL é constituída por um ou mais fragmentos, que devem somar um percentual determinado da área da propriedade definido de acordo com a região e o tipo de vegetação no qual ela se insere. E têm como objetivo principal garantir a conservação da biodiversidade, o uso sustentável de recursos naturais e a fornecimento de serviços ecossistêmicos em terras privadas. Na Amazônia Legal, as propriedades em área de fitofisionomia de floresta devem manter 80% de sua área protegida como RL, enquanto nas localizadas no cerrado este valor é 35%, caindo para 20% em regiões de campos gerais. Já as APPs são destinadas a proteger ecossistemas sensíveis, como as áreas de declives íngremes e as faixas de vegetação ao longo dos corpos de água, cuja largura dependerá do tipo de corpo de água e, no caso dos sistemas fluviais, da sua largura (BRASIL, 2012).

A principal modificação introduzida pela LPVN foi a redução das exigências de recomposição da RL e das APPs, eximindo da necessidade de restauração de grande parte dessas áreas desmatadas irregularmente antes de 22 de julho de 2008 (Freitas et al., 2017). Tais medidas reduziram o débito ambiental a ser restaurado para 21 ± 1 Mha, menos da metade requerido pela legislação de 1965, sendo 78% referente à RL e 22% à APP ripária. Os domínios mais afetados com essas reduções foram a Amazônia, a Mata Atlântica e o Cerrado (Soares-Filho et al., 2014).

Mesmo após as controversas alterações na legislação ambiental brasileira em 2012 terem anistiado 42% do déficit ambiental quando comparada com a legislação de 1965 (Guidotti et al., 2017; Soares-Filho et al., 2014), 29% da vegetação nativa remanescente do país são protegidos como RL (ou 167 Mha) (Guidotti et al., 2017). A RL garante uma ampla gama de serviços ecossistêmicos providos por florestas e savanas (MEA, 2005), que vão desde a escala da

propriedade (polinização, controle de pragas) e da bacia hidrográfica (ciclagem de nutrientes e água), até a escala global (regulação climática) (Soares-Filho et al., 2014).

A Amazônia brasileira se transformou em um importante laboratório para entender a política de desmatamento com enfoque para a conservação em propriedades privadas (Richards e VanWey, 2016; Siqueira et al., 2015). Nesta região, embora tenha sido observado crescimento econômico associado à expansão do agronegócio, como o da produção de soja (VanWey et al., 2013; Weinhold et al., 2013), há uma intensificação das vulnerabilidades ambientais e socioeconômicas (Andrade et al., 2013; Sabino, 2013; Lindoso et al., 2010; Costa, 2005). Tais como, exclusão de direito e acesso a comunidades tradicionais com a chegada de uma economia de capital em áreas onde antes eram de subsistência e troca de produtos, resultando em um deslocamento populacional e êxodo rural. Além disso, a expansão das fronteiras agrícolas na última década resultou na perda significativa de vegetação nativa, particularmente no Cerrado (Garcia et al., 2019). Apenas no Estado do Mato Grosso a perda foi de 5.000 km² de área de floresta desmatada, os quais estiveram associados ao aumento da área plantada com essa cultura (Morton et al., 2006).

Diferentes estudos têm mostrado uma relação positiva de regulações públicas e do mercado sobre a redução do desmatamento. Isto sugere que, a manutenção e ampliação de políticas públicas complementares (Alix-Garcia et al., 2017), como o monitoramento por satélite (Assunção et al., 2017; Assunção e Rocha, 2019) e restrições à crédito e mercado para regiões envolvidas com desmatamento ilegal (Assunção et al., 2013; Gibbs et al., 2016, 2015) são ações importantes para o controle do desmatamento. Por outro lado, o Brasil possui extensas áreas de pastagens degradadas e subutilizadas (Sparovek et al., 2015), com um potencial de aumento de 50% da sua produtividade sem a conversão de novas vegetação nativa (Foley et al., 2011; Strassburg et al., 2014).

Uma estratégia para se tomar decisões, cientificamente embasadas, para a formulação de políticas públicas mais adequadas para a regulamentação do uso da terra, é a construção de cenários com base em proposições legislativas e a discussão do efeito desses cenários no uso sustentável da terra (Freitas et al., 2017). Nesse contexto, utilizamos o alto da bacia do Rio Xingu, região nordeste do Mato Grosso, como área de estudo para criar cenários frente a políticas públicas existentes e em proposição que tratam sobre a regulamentação do uso sustentável da terra. As perguntas deste estudo foram: (1) Qual é o perfil das propriedades rurais com maior relevância para a conversão da vegetação nativa? (2) Como as políticas públicas voltadas para guiar o uso sustentável da vegetação nativa influenciam a sua conservação em uma escala regional? Para responder a estas perguntas, avaliou-se a dinâmica temporal da cobertura da vegetação nativa em duas paisagens do alto Xingu,

por tamanho de propriedade rural ao longo dos últimos 30 anos (1985 a 2015), bem como diferentes cenários sob o impacto da extinção da exigência de RL.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O denominado Alto Xingu compõe um dos principais tributários do Rio Amazonas, drenando uma área de 169.602 km², localizado entre as longitudes 51° O - 55,5° O, na porção das cabeceiras da bacia de drenagem do Rio Xingu, no Estado do Mato Grosso, Brasil, na região sul do “arco do desmatamento” da Amazônia brasileira (Figura 1). A temperatura média na região varia entre 18 e 36 °C, com uma precipitação média anual de 1900 mm.ano⁻¹ (Hayhoe et al., 2011). A bacia abriga uma área de ecótono entre a Floresta Tropical Úmida e o Cerrado, com uma grande variedade de fisionomias, que abrangem desde a Floresta Estacional Perenifólia até campos Cerrado (Ivanauskas et al., 2008; Velasquez et al., 2010).

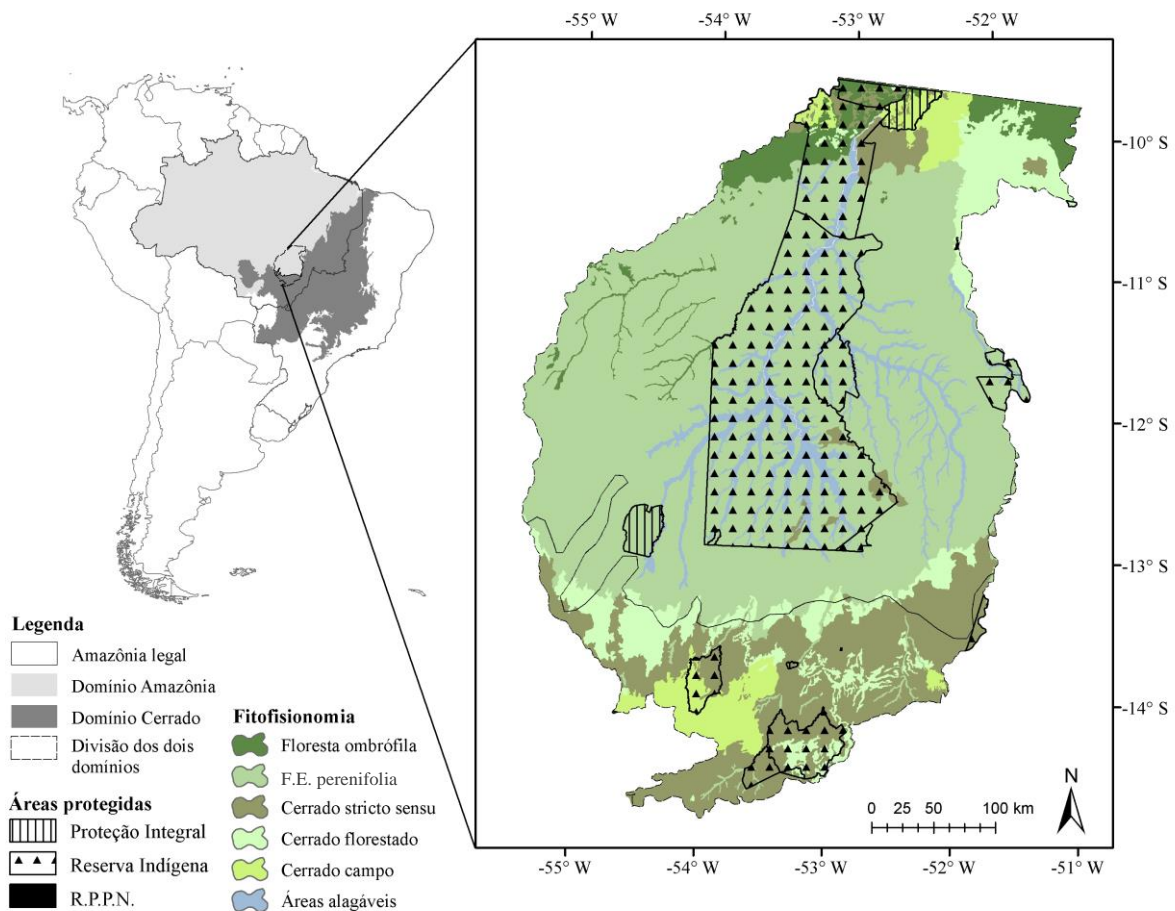


Fig. 1. Localização da Bacia do Alto Xingu no Brasil, na Amazônia Legal Brasileira e no estado do Mato Grosso, uma região de ecótono entre os domínios Amazônia e Cerrado; com as suas diversas fitofisionomias (IBGE, 2019) e os limites das Unidades de Conservação e Terras Indígenas (MMA, 2015) contidos nos limites da área de estudo.

A topografia relativamente plana e os solos com boa estrutura física favorecem a expansão do agronegócio, com culturas como a da soja, milho e algodão expandindo acentuadamente a partir da década de 2000.

Aproximadamente 1.062 km² são destinados às Unidades de Conservação, sendo três de proteção integral e duas reservas particulares do patrimônio natural. Um total de 13 terras indígenas, com cerca de 16 etnias, além de outras comunidades tradicionais (Velasquez et al., 2010) habitam a região, resultando em uma extensa diversidade sociocultural e ambiental.

No final da década de 1970 foi iniciado o processo de colonização da região, no qual o setor privado, através das chamadas colonizadoras (cooperativas e empresas privadas), obteve do governo federal grandes extensões de terras a preços irrisórios. Após serem loteadas e receberem bem feitorias básicas, estas terras foram vendidas a migrantes provenientes, principalmente, da

região sul do Brasil. Contudo, a região apresenta um perfil de concentração fundiária, como ocorre na fronteira agrícola brasileira (Ballester et al., 2020).

A bacia abrange 1,6% das terras agrícolas do Brasil, desempenhando um papel importante nos mercados de commodities nacionais e internacionais. Cerca de 2% da soja do mundo e 9% da soja do Brasil são cultivados na região, enquanto 0,4% do rebanho bovino do mundo e 3,0% do Brasil são criados na área (FAO, 2019; IBGE, 2017). Em uma década (2005 – 2015), a expansão da fronteira agrícola nesta região, foi responsável pela conversão de cerca de 8.200 km² de Cerrado e 4.300 km² de Floresta tropical úmida (Garcia et al., 2019). O ABRX abriga as nascentes deste sistema fluvial, importante tributário do rio Amazonas, cujas águas drenam esta região majoritariamente coberta por soja e pasto para o interior da Terra Indígena do Parque Nacional do Xingu. Esta situação aumenta a importância e a necessidade do trabalho conjunto com os proprietários rurais para assegurar a preservação desses remanescentes (Richards e VanWey, 2016).

A expansão da fronteira agrícola ainda é o principal processo de mudança da terra na porção de Cerrado da bacia (Garcia et al., 2019). Apenas no período de 2010 a 2015, essa formação savânica sofreu uma redução de 20% da sua área, enquanto as formações florestais amazônicas perderam 2% (Garcia et al., 2019). Esta última, por sua vez, tem experimentado a intensificação da agricultura (Garcia et al., 2019). Essas diferenças nos processos que afetam a produção nos dois domínios, intensificação na Amazônia e expansão no Cerrado, mostra a influência de regulações do mercado e governamentais que tem como foco a proteção da floresta Amazônia (Garcia et al., 2019).

Banco de dados

Para avaliar a dinâmica temporal da composição, dominância, e estrutura da paisagem no alto da bacia do Rio Xingu, usamos uma série histórica de mapas de uso e cobertura da terra. Esta série histórica foi desenvolvida pela classificação hierárquica e híbrida de imagens dos satélites Landsat e Modis, representando as mudanças da cobertura e uso da terra entre 1985 e 2015, em intervalos de 5 anos (Garcia et al., 2019), com resolução espacial de 30 m. Os autores apresentam os resultados de três níveis de classificação, dos quais escolhemos o de maior acurácia (93,2%) representando cinco classes: vegetação nativa, agropastoril, superfície de água, queimadas e áreas de incerteza (Figura 2). Detalhes sobre a classificação podem ser encontrados em Garcia e colaboradores (2019).

Para avaliar o impacto das políticas públicas nacionais na região, a área de estudo foi dividida em duas paisagens, Amazônia ao Norte e Cerrado ao Sul (Figura 2). Essa divisão foi gerada

pela fusão dos mapas do limite entre os dois domínios (MMA, 2020), das fitofisionomias (MMA, 2020) e de uso e cobertura da terra em 2015 (Garcia et al., 2019) (Figura 2).

O mapa da situação fundiária da área de estudo foi derivado da fusão de diversas bases de dados governamentais: a) limites das propriedades rurais declaradas no cadastro ambiental rural (CAR) (SEMA-MT, 2016), b) assentamentos rurais (INCRA, 2016), c) terras indígenas e das unidades de conservação (MMA, 2015). Para a área de estudo não coberta por esses dados, foi utilizada a malha fundiária produzida a partir de dados governamentais e modelados por Freitas et al., 2017. Devido à alta sobreposição entre os diversos bancos de dados utilizados, foi necessário realizar uma série de correções manuais desses limites. Todos estes dados foram georreferenciados, tendo como referência o mosaico de imagens de satélite de alta resolução da Bacia do Alto Xingu (resolução espacial de 5 x 5 metros), derivado de 380 cenas de Rapid Eye obtidas junto ao Ministério do Meio Ambiente - MMA (<http://geocatalogo.mma.gov.br>).

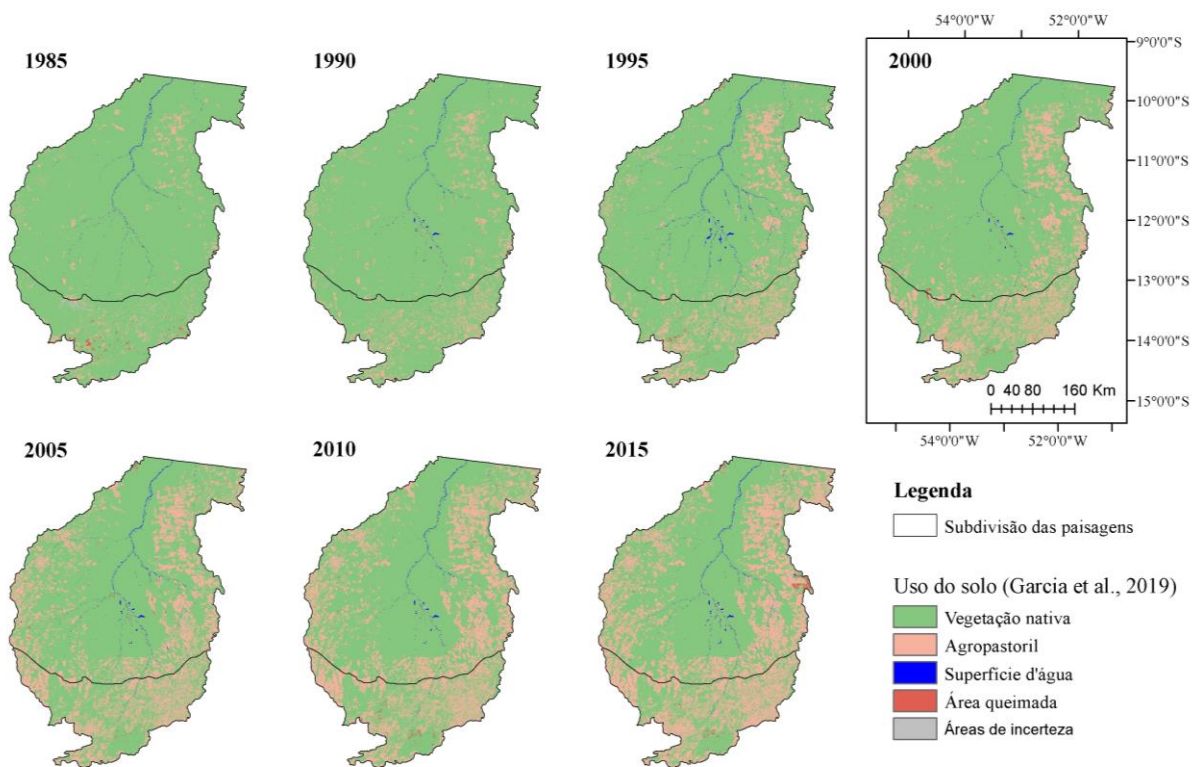


Fig. 2. Série histórica dos mapas de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2015, em intervalos de 5 anos (Garcia et al., 2019), com a subdivisão das duas paisagens de estudo, Amazônia ao Norte e Cerrado ao Sul.

Finalmente, o mapa da situação fundiária foi classificado de acordo com o tipo de posse da terra nas seguintes categorias: 1) terras públicas, abrangendo Terras Indígenas e Unidades de

Conservação (três de proteção integral e duas reservas particulares do patrimônio natural - RPPN); 2) terras privadas: incluindo assentamentos da reforma agrária, propriedades pequenas ($MF \leq 4$), médias ($4 < MF \leq 15$) e grandes ($> 15 MF$). O módulo fiscal (MF) é uma medida agrária, em hectares, cujo valor é fixado pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) para cada município (Lei nº 8.629/1993), representando a área mínima viável economicamente de uma propriedade rural. Uma vez que a bacia do Alto Xingu abrange 35 municípios com tamanhos de módulos fiscais variando entre 60 e 100 ha, cada propriedade teve este valor associado de acordo com a sua localização. Em nossas análises assumimos que os limites das propriedades são constantes ao longo do tempo, uma vez que não temos informações quanto às suas alterações.

Os limites das Reservas Legais já declaradas, excluindo as Áreas de Preservação Permanente incorporadas à RL, foram obtidos junto à Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA-MT, 2018). Uma vez que estes dados são auto-declarados, foi necessária realizar a correção da sua topologia, reduzindo a sobreposição de dados.

Para a delimitação das Áreas de Preservação permanente ao longo dos corpos hídricos, foi utilizada a rede de drenagem resultante da combinação de dados disponibilizados pela Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) e Secretaria de Estado de Planejamento e Gestão do Mato Grosso (SEPLAN-MT) (Preto et al., em preparação). Os cursos d'água foram classificados conforme a Lei nº 12.651 (Brasil, 2012) em: ≤ 10 m, 10 - 50 m, 50 - 200 m, 200 - 600 m e > 600 m. As APPs hídricas foram delimitadas de acordo com essas mesmas classes. Apenas as APPs hídricas foram consideradas.

Tabela 1. Banco de dados utilizados para o cálculo das métricas da paisagem e para a construção dos cenários

Nome	Descrição	Fonte
Reserva Legal (RL)	Limites das Reservas Legais declaradas	SiCAR; SEMA-MT, 2018
Malha Fundiária	Limites das propriedades rurais e assentamentos	SiCAR; Freitas e colaboradores (2018)
Assentamentos	Localização dos assentamentos rurais	INCRA, 2016
Áreas protegidas	Unidades de conservação e Terras indígenas	MMA, 2015
Mapas de uso e cobertura do solo	Série histórica de mapas de uso e cobertura do solo (1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2015). Landsat (resolução 30 m)	Garcia et al., 2019
Rede de drenagem	Rede hidrográfica, incluindo nascentes. 1:10.000 (FBDS) e 1:100.000 (SEPLAN-MT)	FBDS; SEPLAN-MT; SiCAR (Preto et al., em preparação)

Nome	Descrição	Fonte
Domínios	Limites dos domínios brasileiros (Amazônia e Cerrado)	MMA, 2015
Uso agrícola consolidado	Áreas no interior dos imóveis rurais com ocupação antrópica anterior a 22 de julho de 2008 (1:25.000)	ICV, 2017

FBDS – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável; ICV - Instituto Centro de Vida; INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária; MMA – Ministério do Meio Ambiente; SEMA-MT – Secretaria de Estado de Meio Ambiente – Mato Grosso; SEPLAN-MT – Secretaria de Estado de Planejamento e Gestão do Mato Grosso; SiCAR - Sistema de Cadastro Ambiental

Cenários de uso da terra no alto Xingu

Para avaliar o impacto da legislação ambiental na composição da paisagem, utilizamos dois cenários considerando as restrições legais impostas para o uso do solo nas propriedades rurais. Os cenários foram construídos a partir do mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2015 (Garcia et al., 2019), alterando algumas classes de acordo com os limites da RL declarada, das APPs ripárias e do uso agrícola consolidado na bacia, produzido pelo Instituto Centro de Vida (ICV, 2017).

O primeiro cenário (C1) teve como objetivo avaliar a importância da RL na composição da paisagem. Na construção do C1 o uso do solo dentro dos limites da RL declarada e das áreas de uso consolidado foi substituído por áreas agropastoris, quando a classe de uso do solo era de vegetação nativa. Fora desses limites, o uso do solo foi mantido como o mapeado em 2015.

O segundo cenário (C2) representa uma paisagem onde a conservação de vegetação nativa está presente apenas nas Terras Indígenas, Unidades de Conservação e APPs hídricas, enquanto a paisagem agrícola é utilizada intensivamente. O uso da terra foi alterado para agropastoril, quando classificado em vegetação nativa, fora dos limites das áreas protegidas: APP hídrica, áreas em Unidades de Conservação e Terras Indígenas. Quando o uso era agropastoril dentro das APPs hídricas, foi alterado para vegetação nativa em toda a sua extensão.

Tabela 2. Alterações realizadas nas classes do mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2015 (Garcia et al., 2019) para a construção dos cenários. A classe de uso do solo foi alterada para vegetação nativa (+), agropastoril (-) e mantido o uso do solo em 2015 (0).

Cenários	Áreas não protegidas		Áreas protegidas			
	Uso Consolidado	Restante da bacia	RL	APP	UC	TI
Uso do solo alterado: (+) substituição por vegetação nativa, (-) por agropastoril e (0) sem alteração.						
C1	-	0	-	0	0	0
C2	-	-	-	+	0	0

RESULTADOS

Distribuição fundiária

O mapa fundiário cobriu 158.533 km² ou 92,6% do Alto Xingu, restando menos de 10% da bacia sem situação indefinida. No total, as grandes propriedades (> 15 MF) abrangem aproximadamente metade da área da bacia, ou 83.192 km², enquanto 11% (17.931 km²) correspondem às propriedades médias (4 < MF ≤ 15), 6% (9.350 km²) são de pequenas propriedades (MF ≤ 4) e os assentamentos contabilizam apenas 3%, ou 5.672 km². Aproximadamente, um quinto (25%) do Alto Xingu é destinado às áreas protegidas, ou 41.913 km², sendo a maior parte de Terras Indígenas cobrindo 24% da bacia (40.850,8 km²), com as Unidades de Conservação abrangendo apenas 1%, ou 1.062 km². O mesmo perfil de distribuição fundiária foi encontrado nos dois domínios estudados. Porém, uma menor porcentagem de área destinada à conservação ocorre no Cerrado (Figura 3, Tabela 2 - Apêndice I). Na Amazônia, sem contabilizarmos as suas áreas protegidas, as propriedades grandes e médias abrangem uma área de 65% e 14%, respectivamente.

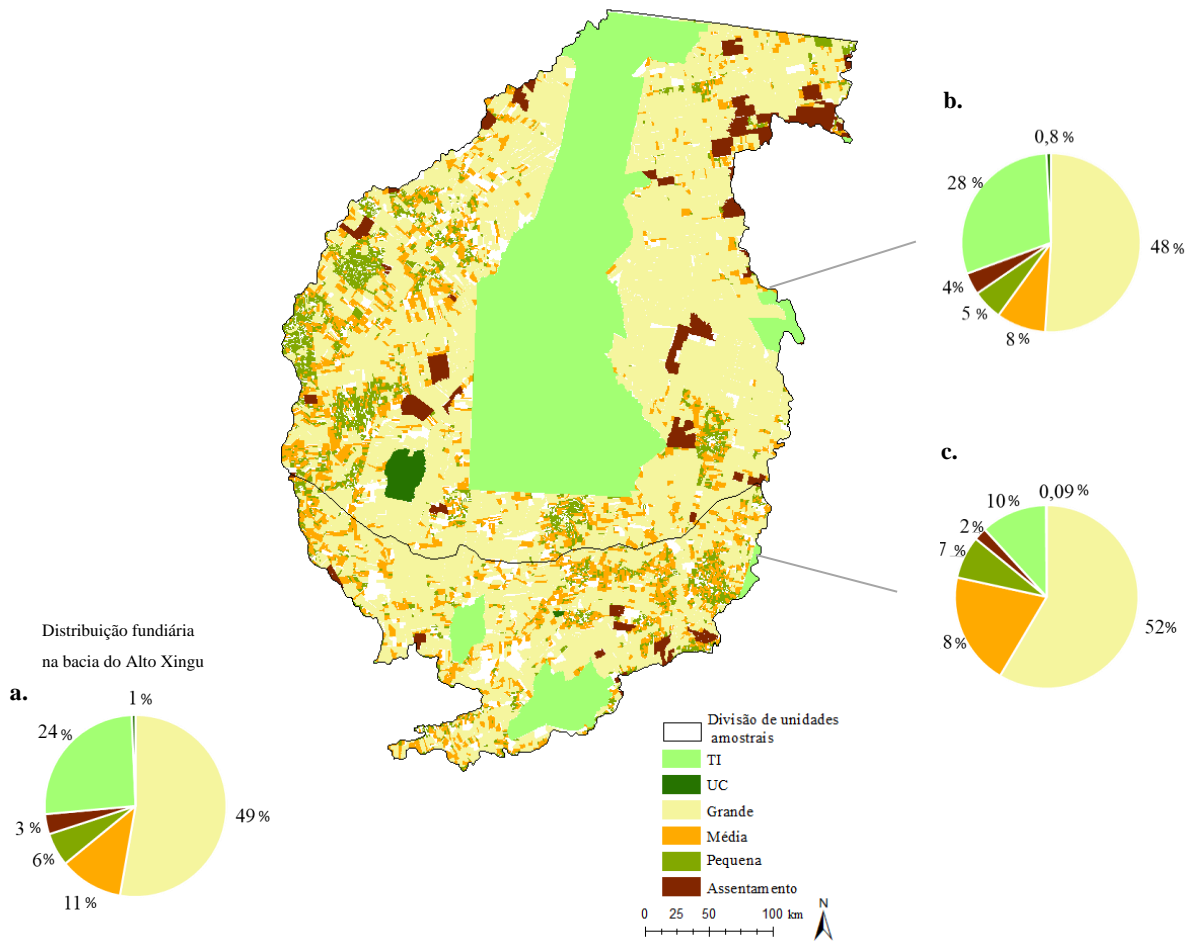


Fig. 3. Distribuição espacial da malha fundiária na Bacia do Alto Xingu – MT e porcentagem da área coberta por tamanho de propriedade na bacia (a), na Amazônia (b) e no Cerrado (c). Para as análises, a área de estudo foi dividida em duas paisagens (limite em preto), Amazônia ao Norte e Cerrado ao Sul. Essa divisão foi baseada na linha que separa os dois domínios (MMA, 2015), o mapa das fitofisionomias do IBGE (2019) e os mapas de uso e cobertura da terra produzidos por classificação digital de imagens de satélites (Garcia et al., 2019).

A relação entre o número de propriedades em cada categoria com a respectiva área média mostra claramente uma elevada concentração fundiária nas duas paisagens presentes no alto Xingu. As 1.364 grandes propriedades na Amazônia possuem uma área média de 46 km^2 ($\pm 72 \text{ km}^2$) enquanto no Cerrado este número é de 549, com uma área média de 37 km^2 ($\pm 52 \text{ km}^2$). As propriedades médias representam um número semelhante às grandes propriedades nas duas paisagens, porém com a área média em torno de cinco vezes menor que essa categoria. As 4.884 pequenas propriedades na Amazônia apresentaram uma área média de apenas $1,4 \text{ km}^2$ ($\pm 2 \text{ km}^2$). No Cerrado, o número de propriedades dessa categoria foi de 1.664, com uma média de $1,6 \text{ km}^2$ ($\pm 1 \text{ km}^2$) por propriedade. Os assentamentos são mais frequentes (40) e com uma maior área média (123 km^2 , $\pm 129 \text{ km}^2$) na Amazônia. No Cerrado são apenas 11 assentamentos com 71 km^2 de área

média ($\pm 80 \text{ km}^2$). A área média dos assentamentos corresponde aos assentamentos como um todo, sem considerar a sua divisão em lotes, por isso apresentam uma área média elevada.

Desmatamento e tipo de posse da terra

Durante as três décadas estudadas, o pico do desmatamento na Amazônia ocorreu entre os anos de 2000 e 2005 considerando todos os tipos de posse da terra (Figura 4). Nas grandes propriedades, a perda de vegetação nativa teve uma média de aproximadamente $583 \text{ km}^2.\text{ano}^{-1}$, totalizando 17.482 km^2 de vegetação nativa suprimida nas mesmas. Uma perda em menor extensão de vegetação nativa foi encontrada nas demais categorias: em média $139 \text{ km}^2.\text{ano}^{-1}$, ou um total de 4.159 km^2 nas propriedades médias, $116 \text{ km}^2.\text{ano}^{-1}$ (totalizando 3.466 km^2) nas pequenas, enquanto os assentamentos foram responsáveis pela conversão de $82 \text{ km}^2.\text{ano}^{-1}$, ou um total de 2.459 km^2 . Destaca-se ainda que juntas, as propriedades médias, pequenas e os assentamentos, contabilizaram 57% do total da área desmatada nas grandes propriedades (Figura 4).

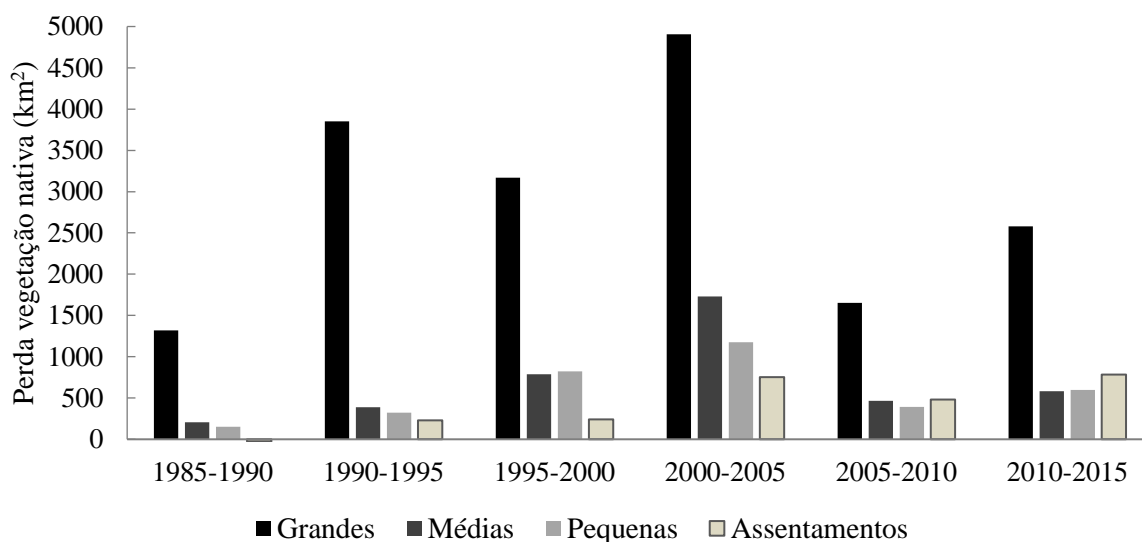


Fig. 4. Perda de vegetação nativa em km^2 a cada 5 anos por tipo de posse da terra na paisagem da Amazônia no Alto Xingu - MT.

No Cerrado, o pico da conversão da vegetação nativa nas grandes propriedades ocorreu entre os anos de 1990 e 1995, com uma pequena redução nos dez anos seguintes. A queda mais significativa foi observada no período de 2005 - 2010, quando 393 km^2 foram convertidos (Figura 5). Porém, entre os anos de 2010 e 2015, a conversão da vegetação nativa voltou a aumentar no interior das grandes propriedades, contabilizando uma perda de 1.412 km^2 de vegetação nativa nesse período (Figura 5). A conversão média anual nessa categoria foi de $256 \text{ km}^2.\text{ano}^{-1}$, cerca de 7.670 km^2 no total, seguido pelas médias propriedades com $105 \text{ km}^2.\text{ano}^{-1}$ (3.147 km^2), pequenas

com 46 km².ano⁻¹ (1.385 km²) e por fim os assentamentos com uma perda anual de 15 km².ano⁻¹, ou 449 km².

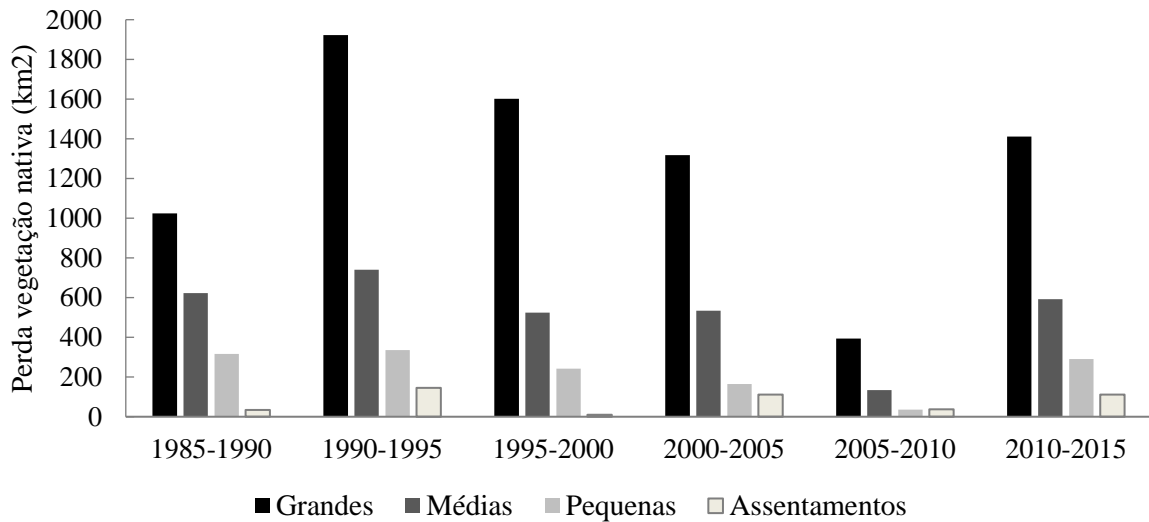


Fig. 5. Perda de vegetação nativa em km² a cada 5 anos por tipo de posse da terra na paisagem do Cerrado no Alto Xingu - MT.

A conversão da vegetação nativa dentro das propriedades rurais seguiu uma tendência similar na Amazônia e no Cerrado. Cerca da metade da área convertida em cada uma das duas regiões ocorreu nas grandes propriedades. Também é importante destacar que, proporcionalmente à área que ocupam, a conversão da vegetação nativa foi mais extensa nas pequenas propriedades e nos assentamentos (Figura 6). Cerca de 70% da área dessas propriedades já foram convertidas na Amazônia, enquanto no Cerrado já ultrapassaram os 80%.

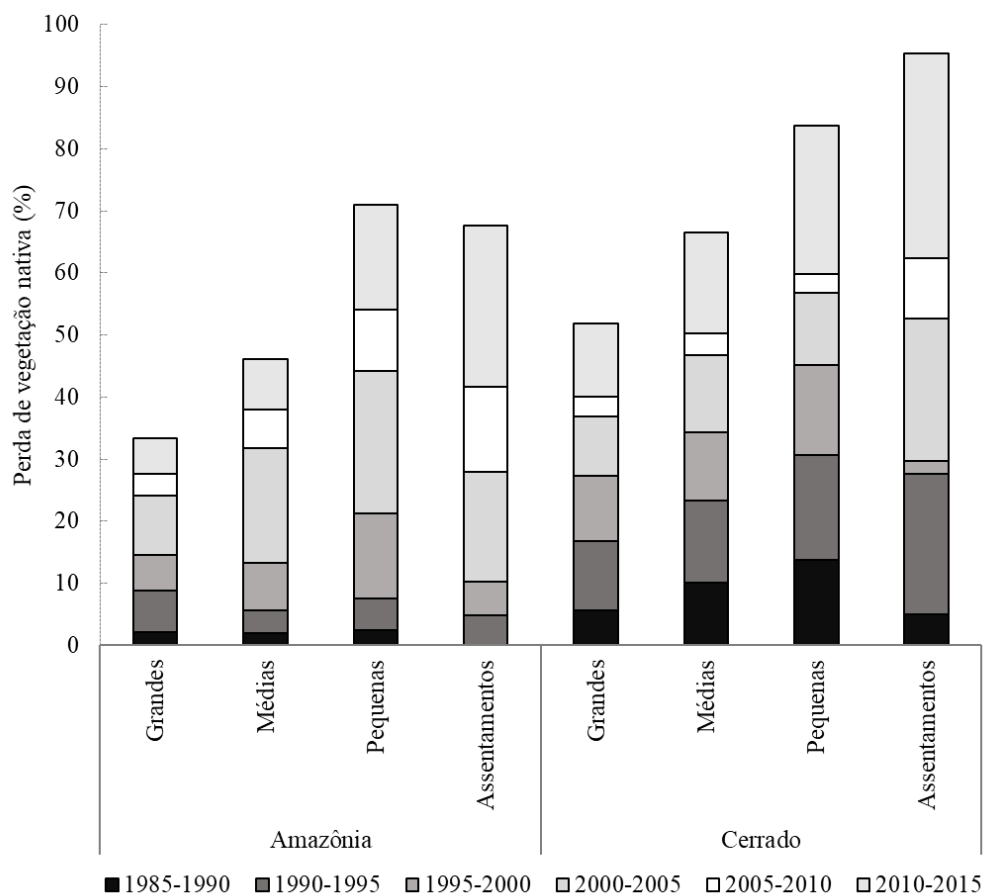


Fig. 6. Perda de vegetação nativa em porcentagem (%) a cada 5 anos por tipo de posse da terra, em relação à extensão total de cada categoria, nas paisagens da Amazônia e do Cerrado no Alto Xingu - MT.

Mudança na composição da paisagem por tipo de posse da terra

As análises temporais da área de estudo mostraram uma forte substituição das áreas de vegetação nativa por agropastoril (Figura 7) nos dois domínios. Na Amazônia, até o ano de 1990, as áreas de vegetação nativa cobriam mais de 90% da paisagem em todas as categorias de posse da terra. Enquanto no Cerrado, já em 1985 essa cobertura já estava abaixo dos 90%. Até o ano 2000, as áreas naturais dominavam a matriz da paisagem, em todos os tipos de propriedades, nos dois domínios. O aumento do uso agropastoril ocorreu mais rapidamente no Cerrado, sendo a inversão da matriz observada primeiro nas propriedades de menor tamanho nas duas paisagens (Figura 7).

Nas propriedades da Amazônia, a conversão de vegetação nativa ganhou maior intensidade a partir do ano 2000. Nas grandes e médias propriedades essa cobertura era de 82% e 85% respectivamente, enquanto em 2015 a cobertura de vegetação nativa caiu para 67% nas grandes propriedades e para 60% nas médias. Estes valores, indicam uma tendência de inversão da

matriz da paisagem nesses dois tipos de posse da terra. Em 2010, nas pequenas propriedades e nos assentamentos a cobertura do uso agropastoril já estava em 47% e 38%, respectivamente. A inversão da matriz nessas paisagens ocorreu entre os anos de 2010 e 2015, quando a cobertura de uso agropastoril já estava acima de 50%, com 56% nas pequenas propriedades e 54% nos assentamentos.

Assim, ao longo dos 30 anos analisados, a maior taxa de substituição de vegetação nativa por uso agropastoril na Amazônia foi de 1.811% nas propriedades médias, seguida pelos assentamentos com 1.294%, 1.207% nas pequenas e 586% nas grandes propriedades. No Cerrado, os assentamentos apresentaram a maior taxa, com 1.078%, seguido pelas propriedades médias (554%), pequenas (548%) e as grandes propriedades, com 455%.

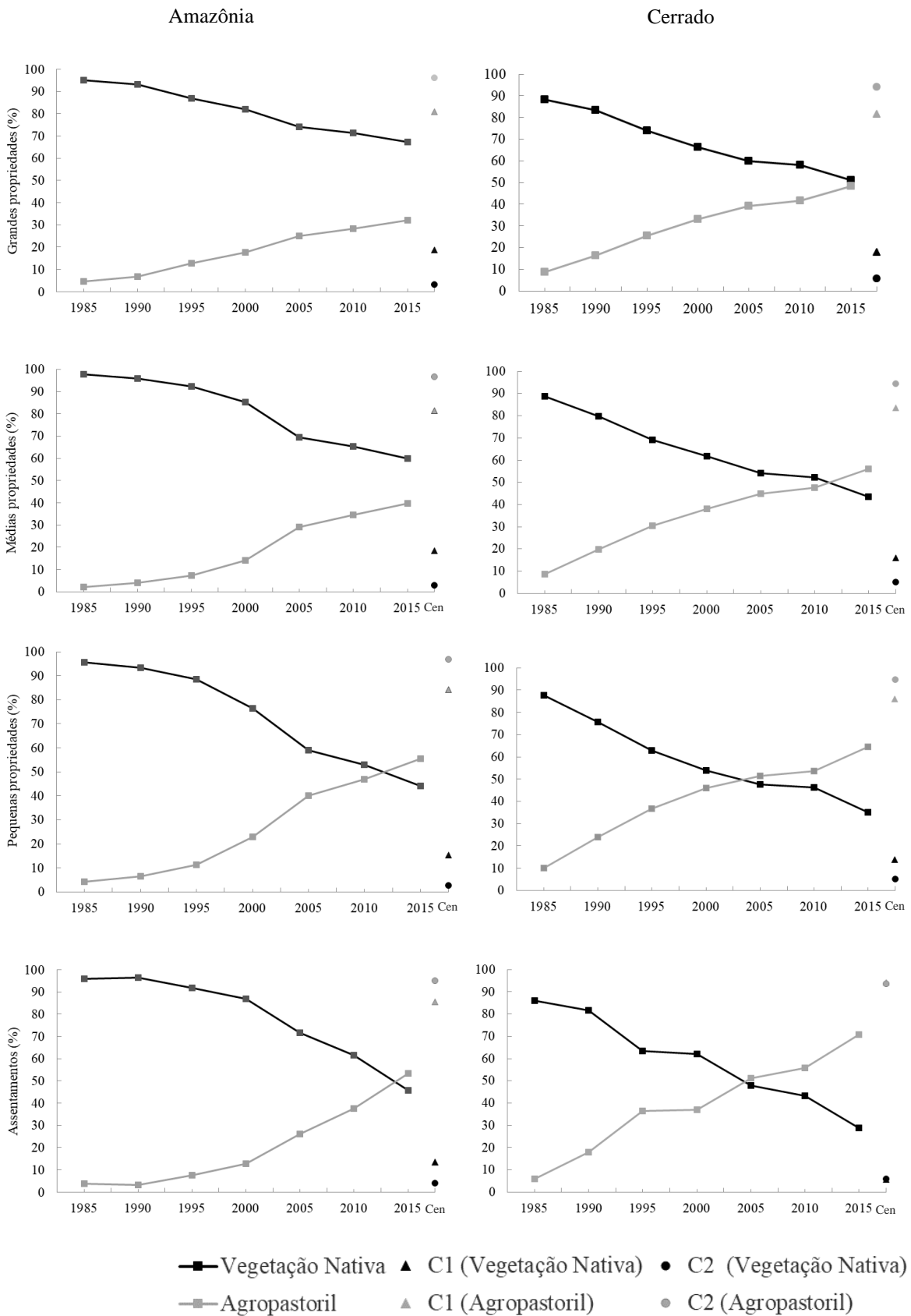


Fig. 7. Cobertura da área (%) com vegetação nativa e agropastoril por tipo de posse da terra na Amazônia e no Cerrado na bacia do alto Xingu (MT), no período de 30 anos (1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015) e nos dois cenários (Cen - C1 e C2).

Nas áreas protegidas não houve mudanças substanciais na composição da paisagem no período estudado (Figura 8). Nas unidades de conservação do Cerrado, os anos de 1990 e 2005 tiveram oscilação na cobertura de vegetação nativa e uso agropastoril, mas com retorno da cobertura de vegetação nativa nos próximos cinco anos. Enquanto na Amazônia, a cobertura nas terras indígenas e nas Unidades de Conservação permaneceu estável ao longo do tempo. No cenário 1 as áreas de usos consolidados presentes nas áreas protegidas da Amazônia resultaram na mudança do uso do solo.

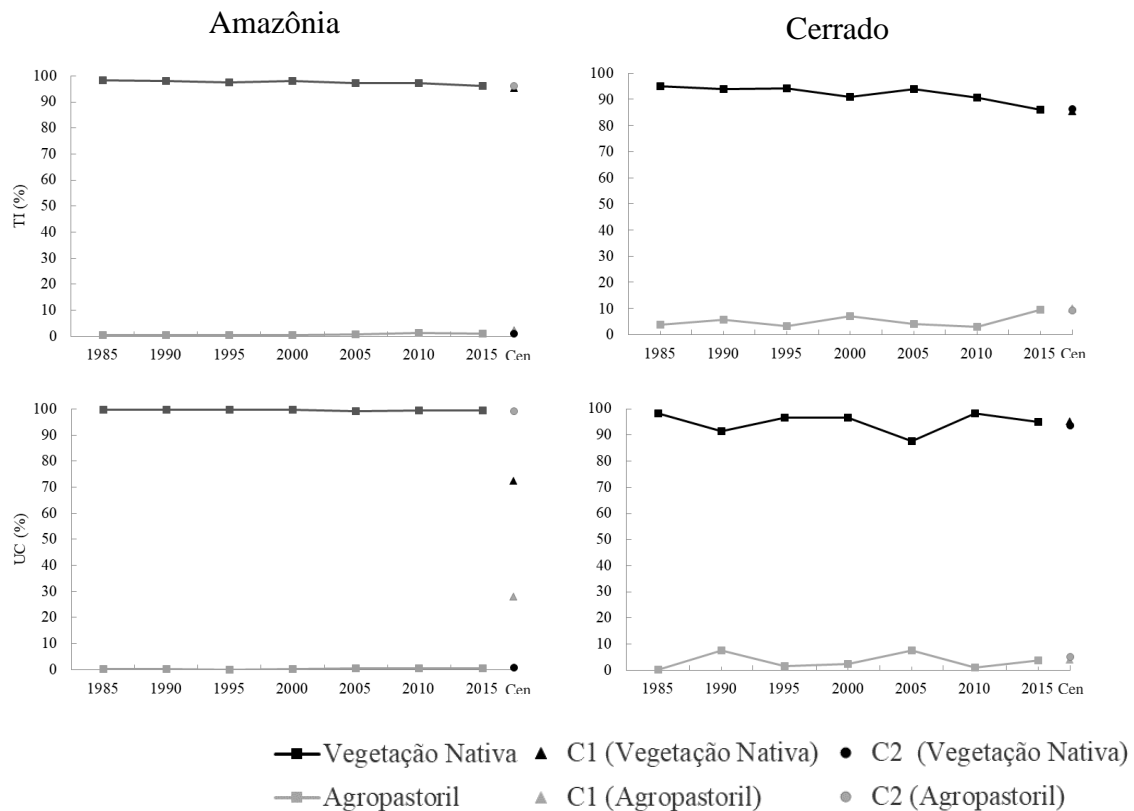


Fig. 8. Cobertura da área (%) com vegetação nativa e agropastoril nas áreas protegidas (Unidades de conservação – UC e Terras indígenas - TI) na Amazônia e no Cerrado na bacia do Alto Xingu (MT), no período de 30 anos (1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015).

Cenários

No cenário (C1), onde foi simulado a conversão da vegetação nativa da RL já declarada e a reabertura de áreas agrícolas consolidadas (Figura 9), a maior mudança do uso terra ocorreu nas grandes propriedades, com uma perda de 49% de vegetação nativa presente em 2015 na Amazônia e de 33% no Cerrado. Isto resultou na inversão de matriz (de vegetação nativa para agropastoril)

da paisagem nas grandes e médias propriedades nos dois domínios, quando ainda era apenas uma tendência em 2015.

No segundo cenário (C2), a cobertura de vegetação nativa fora das áreas protegidas (UC e TI) foi mantida apenas nas APPs hídricas (Figura 9). Esse cenário levou a uma inversão total da matriz, de vegetação nativa para agropastoril, em todos os tamanhos de propriedades nos dois domínios, o que resultou em um maior impacto nas propriedades em relação ao primeiro cenário, com uma conversão 16% mais alta nas propriedades médias, 15% nas grandes, seguida pelas pequenas (13%) e 9% os assentamentos. No Cerrado a conversão de vegetação nativa foi cerca de 10% mais alta em relação ao C1, exceto nos assentamentos, que não apresentaram diferença entre os dois cenários.

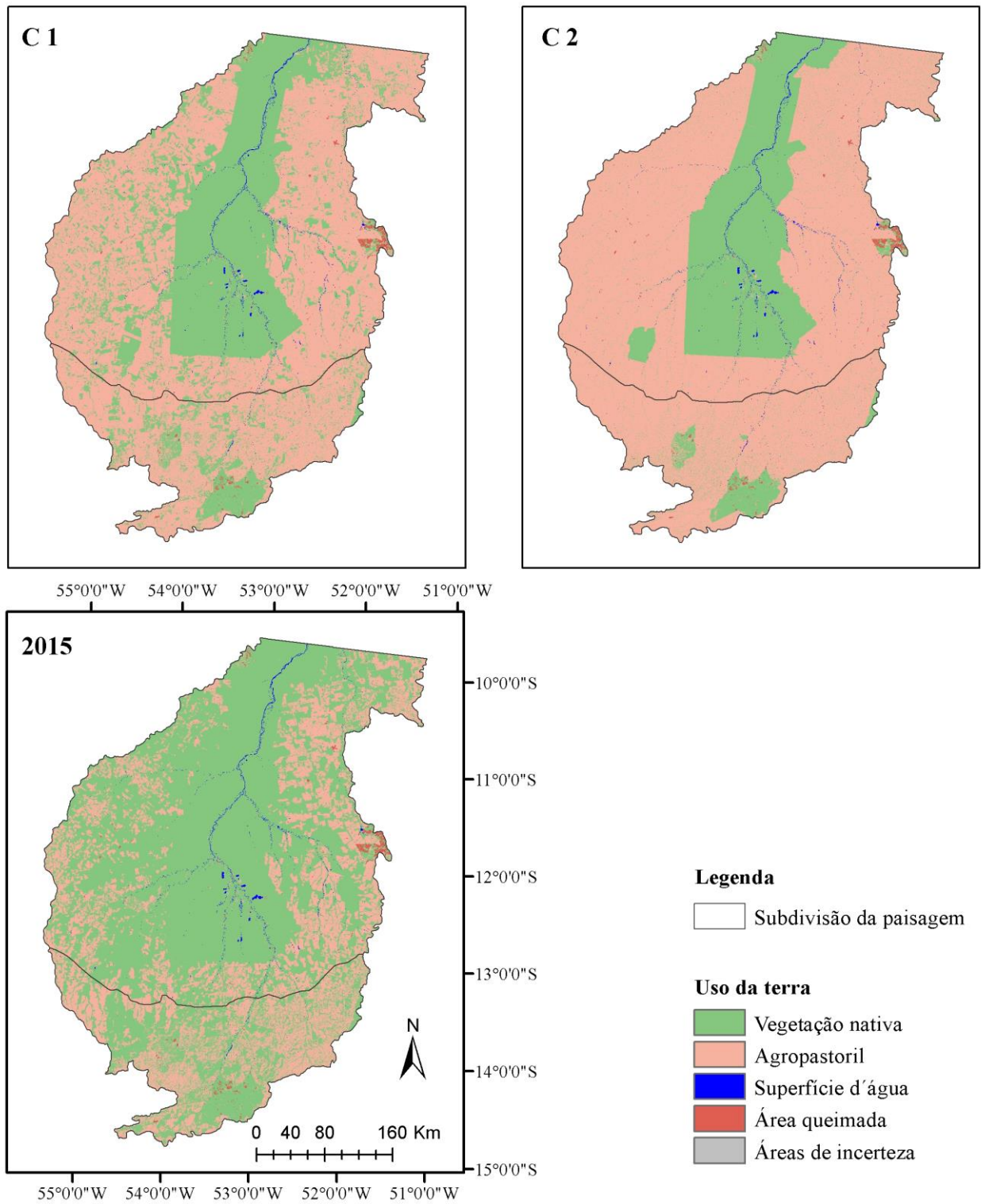


Fig. 9. Cenários C1 e C2 e o mapa de uso e cobertura da terra de 2015, com a subdivisão das duas paisagens de estudo, Amazônia ao Norte e Cerrado ao Sul. No cenário C1 as mudanças no uso do solo ocorreram nas áreas de uso consolidado e na RL declarada (alterando para agropastoril se vegetação nativa). Enquanto no cenário C2, A conservação da vegetação nativa se manteve nas APPs e áreas protegidas.

DISCUSSÃO

Os resultados mostram que as forças das mudanças na composição na paisagem são as mesmas na Amazônia e no Cerrado da ABRX, mas o histórico de ocupação e a legislação ambiental mais branda no Cerrado resultou na inversão da matriz, e conseqüentemente na mudança da dinâmica da paisagem mais acelerada nesse domínio. Também foi observada uma concentração fundiária nas duas paisagens, cerca de 50% das terras privadas pertencem às grandes propriedades.

Esse perfil de posse da terra é similar ao observado no restante do Estado do Mato Grosso, porém diferente de outras regiões da fronteira agrícola, por exemplo nos estados do Pará e Rondônia, nos quais foi observada uma maior concentração de pequenas propriedades por outros autores (Assunção et al., 2013). Na ABRX a concentração fundiária é resultado da política de ocupação do território proposta pelo governo federal e implementada principalmente por companhias privadas e cooperativas através dos Planos Nacionais de Desenvolvimento (Ballester et al., 2020). Essa política consistiu na venda de extensas áreas públicas para essas colonizadoras a preços insignificantes, a fim de promoverem projetos de pecuária através da conversão de vegetação nativa e plantio de pastagens, ou apenas a divisão da terra em lotes para a venda (Moreno, 1999). Essas empresas receberam isenções e deduções fiscais para implementarem os assentamentos rurais na região, utilizados para promover os fluxos migratórios internos, com origem nas regiões Nordeste e Centro-Sul do país para “ocupar espaços vazios”. E somente em 1987, foram implementados os primeiros Projetos de Assentamento Conjunto (PACs) pelo Instituto Nacional de Reforma Agrária (INCRA), com a junção das suas experiências e recursos aos da iniciativa privada (Ballester et al., 2020).

A estrutura fundiária, dominada por grandes e médias propriedades, tem um importante papel na maior contribuição desses setores à conversão de vegetação nativa na ABRX. Essa relação já foi observada para as regiões tropicais (de Souza et al., 2013), com esses atores contabilizando a maior parte da perda de vegetação nativa em áreas de floresta na Amazônia (Godar et al., 2012; Richards e VanWey, 2016). A predominância de propriedades maiores também tem um papel chave sobre o perfil de conversão da vegetação nativa nas pequenas propriedades. Godar et al., (2012) observaram que nas regiões da Amazônia brasileira, onde predominam as pequenas propriedades, há uma maior cobertura de vegetação nativa, e nas paisagens com concentração fundiária a proporção de perda de vegetação nativa nas propriedades menores tendem a ser maiores, como ocorre na ABRX.

Nossos resultados mostraram que os pequenos produtores são responsáveis pelas maiores porcentagens de área convertida em suas propriedades. Esse perfil nas pequenas propriedades e

assentamentos é o retrato da falta de política pública e assistência técnica adequada voltada para a agricultura familiar em todo o país (Brancalion et al., 2016). Existem várias explicações possíveis para esse resultado na ABRX, como a pressão do mercado, a ausência de financiamento e de suporte para o escoamento da sua produção agrícola não relacionada à commodities. Uma vez que enfrentam dificuldades para se manter nesses mercados, pois o acesso a insumos, informações e tecnologias é limitado (Lui, 2013). O que é somado aos entraves para a produção artesanal, como as da ANVISA, que impedem a comercialização desses produtos, levando ao arrendamento das terras para grandes e médios produtores (Ballester et al., 2020). A cultura da soja deixa lastros contrastantes no território amazônico, através de um modelo de produção impulsionado pelo agronegócio neoliberal, onde as relações de dependência, desigualdade, exclusão social e corporativização territorial em diferentes escalas são promovidos por grandes corporações (trading) e revendedores (Vicentine et al., em preparação). Mesmo as análises de crescimento econômico, índices relacionados a saúde, educação, renda, e igualdade serem melhores em regiões com maior intensificação agrícola (VanWey et al., 2013), o processo de expansão das lavouras de grãos intensifica as vulnerabilidades ambientais e socioeconômicas (Andrade et al., 2013; Sabino, 2013; Lindoso et al., 2010; Costa, 2005).

A exigência legal à proteção de uma maior área de vegetação nativa nas propriedades localizadas em áreas de floresta, somada à maior pressão do mercado à redução ao desmatamento de floresta na Amazônia, como intervenções na cadeia produtiva de commodities agrícolas (Nepstad et al., 2014), pode ter resultado em uma maior proporção de vegetação nativa nas propriedades desse domínio, quando comparadas ao Cerrado. Por razões semelhantes, as intervenções do setor privado também atingiram desproporcionalmente propriedades maiores, particularmente aquelas que estão conectadas aos mercados de exportação nacionais e internacionais, e principalmente após a moratória da soja de 2006 e 2009 (Nepstad et al., 2014).

No Cerrado foi observada uma maior proporção das propriedades desmatadas, o que pode estar relacionado ao histórico de ocupação da bacia, que teve início na região sul, onde se encontra esse domínio. A conversão de vegetação nativa, principalmente para pastagem, foi a principal mudança de uso da terra até 1995, em especial no Cerrado. Até o início dos anos 2000 essa dinâmica se concentrou no sudeste da ABRX, quando a supressão de vegetação nativa passou a ocorrer de forma mais intensa na porção ocidental. A Amazônia abrigou a maior parte da expansão das atividades agropecuárias entre 1995 e 2010 (Garcia et al., 2019). O processo de expansão voltou a se concentrar no Cerrado no período de 2010 a 2015, através de uma intensa conversão das áreas de pastagens e da supressão de vegetação nativa para cultivos agrícolas (Garcia et al., 2019). Enquanto no Cerrado uma maior área está disponível para conversão legalmente da vegetação

nativa, isto leva a manter o processo de expansão da agropecuária. Já na Amazônia, devido a uma menor área que pode ser desmatada, associada a uma maior fiscalização, que até 2015 funcionava relativamente bem, há um maior investimento do produtor (grande e médio) em intensificação.

Apesar da legislação ambiental ter se mostrado eficiente ao assegurar uma maior proporção de vegetação nativa na Amazônia, onde é mais restritiva, não foi suficiente para barrar a conversão até os 20% permitidos nesse domínio. A reserva legal passou de 50 para 80% em 1996 (MP 1.511), ano em que todos os tipos de propriedades ainda permaneciam com os 80% de cobertura de vegetação nativa. A demora para se tornar lei, o que ocorreu apenas em 2001, e o “desalinhamento” da legislação estadual, que em 2000 exigia 50% de RL em áreas de florestas de transição, situação do alto Xingu, e passando para 80% apenas 2005, pode ter contribuído para a não conformidade de todas as categorias de propriedades. Que em 2005, já haviam desmatado mais de 20% de sua área. Mesmo não termos levantado a conformidade das propriedades individualmente e os limites das propriedades não serem estáticos ao longo do tempo, esses resultados reforçam ainda mais a ideia de que a incerteza da legislação, quanto a manutenção da RL em 80% reduz a busca por conformidade pelos proprietários (Stichler et al., 2013).

Tal incerteza ainda ocorre devido à pressão por parte do agronegócio e seus representantes no Congresso Nacional. Em 2019 houve uma tentativa de reduzir ainda mais a conservação de vegetação nativa em paisagens agrícolas por meio do Projeto de Lei n. 2362/19. O qual teve como objetivo extinguir a obrigatoriedade da reserva legal no interior das propriedades rurais. Apesar da falta de conformidade com a legislação ambiental das propriedades na Amazônia, os cenários promoveram uma evidência importante quanto a relevância das Reservas Legais, principalmente das grandes e médias propriedades, para a conservação de vegetação nativa na paisagem. Contudo, políticas de incentivo à conservação da vegetação nativa nas pequenas propriedades e assentamentos não devem ser negligenciadas, uma vez que apresentam as maiores taxas de conversão.

Enquanto no primeiro cenário, onde a conversão da vegetação nativa ocorreu apenas nos limites das RL declaradas, a maior perda de vegetação nativa ocorreu nas grandes propriedades. Esse cenário resultou em uma paisagem com 39% de cobertura de vegetação nativa na Amazônia e de 22% no Cerrado, considerando as áreas protegidas. O cenário 2 representa uma paisagem agrícola utilizada intensivamente, onde a conservação da vegetação nativa foi restrita às UCs, TIs e APPs, resultando em uma paisagem com 30% de cobertura de vegetação nativa na Amazônia e 14% no Cerrado. O que poderia causar um grande declínio na riqueza de espécies principalmente na paisagem do Cerrado, com a cobertura de vegetação nativa atingindo valores abaixo de 30% da paisagem (Banks-Leite et al., 2014; Diniz-Filho et al., 2009; Pardini et al., 2010).

Tais cenários reforçam ainda mais a importância das RLs para a conservação da vegetação nativa no país e dos seus serviços ecossistêmicos. A RL possui um papel central na mitigação dos impactos às mudanças climáticas, por ser responsável pela conservação de uma parcela significativa de vegetação nativa, contendo a sua conversão para o uso agropastoril.

CONCLUSÕES

Apesar da dificuldade da implementação da legislação ambiental no Brasil, esse estudo mostra uma relação positiva entre a maior proporção de cobertura de vegetação nativa nas propriedades rurais e uma política de maior restrição à conversão de vegetação nativa. Uma vez que as propriedades presentes na Amazônia, onde a legislação ambiental variou entre 50 a 80% de Reserva Legal, durante o período de estudo, todos os tipos de propriedades apresentaram uma maior proporção de vegetação nativa em relação às propriedades no Cerrado, onde o requerimento de RL é de 35% (antes 20%). A manutenção da RL torna-se imprescindível para a manutenção da cobertura da vegetação nativa em paisagens agrícolas. Como observado nos cenários estudados a sua extinção resultaria em uma inversão total da matriz nas duas paisagens estudadas. E será de extrema importância para a conservação da vegetação nativa, o foco da fiscalização nas grandes e médias propriedades em paisagens com alta concentração fundiária. Onde há maior disponibilidade para a conversão de novas áreas, independente do domínio da paisagem.

REFERÊNCIAS

- Alix-Garcia, J., Rausch, L.L., L'Roe, J., Gibbs, H.K., Munger, J., 2017. Avoided Deforestation Linked to Environmental Registration of Properties in the Brazilian Amazon. *Conserv. Lett.* <https://doi.org/10.1111/conl.12414>
- Assunção, J., Gandour, C., Pessoa, P., Rocha, R., 2017. Property-level assessment of change in forest clearing patterns: The need for tailoring policy in the Amazon. *Land use policy* 66, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.022>
- Assunção, J., Gandour, C., Rocha, Romero, Rocha, Rudi, 2013. Does Credit A Deforestation? Evidence from a Rural Credit Policy in the Brazilian Amazon Climate Policy Initiative.
- Assunção, J., Rocha, R., 2019. Getting greener by going black: the effect of blacklisting municipalities on Amazon deforestation. *Environ. Dev. Econ.* 24, 115–137. <https://doi.org/10.1017/S1355770X18000499>
- Ballester, Maria Victoria Ramos; Victoria, Reynaldo Luiz; Krusche, Alex Vladimir; Bernardes, Marcelo; Neill, C.; Deagan, L. A.; Richey, Jeffrey Edward. 2013. Physical and human controls on the carbon composition of organic matter in tropical rivers: an integrated analysis of landscape properties and river isotopic composition In: *Application of isotope techniques for water quality assessment and management, focusing on nutrient management in rivers*. 1 ed. Viena: IAEA, , v.1, p. 173-186.
- Ballester, M.V.R., Garcia, A.S., Rizzo, R., Vilela, V.M.F.N., Nakai, E., Preto, M.F., Casarin, L.P., Tourne, D.C.M. 2020. Soil Functions and Land Management: Potential Synergies and Tradeoffs at the Tropical Agricultural Frontier (Brazil). In: Alves, V.S. (org.). *Land Use Changes: Management and Applications*. 1 ed. Hauppauge, NY: Nova Science Publishers, 59-82.
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L.R., Pearse, W.D., Bueno, A.A., Bruscin, R.T., Condez, T.H., Dixo, M., Igari, A.T., Martensen, A.C., Metzger, J.P., 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* (80-.). 345, 1041–1045. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>
- Brancalion, P.H.S., Garcia, L.C., Loyola, R., Rodrigues, R.R., Pillar, V.D., Lewinsohn, T.M., 2016. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Nat. Conserv.* 14, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>
- Brasil. Lei nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre a regulamentação dos dispositivos constitucionais relativos à reforma agrária, previstos no Capítulo III, Título VII, da Constituição Federal.
- Brasil. Medida provisória nº 1.511, de 25 de julho de 1996. Dá nova redação ao art. 44 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e dispõe sobre a proibição do incremento da conversão de áreas florestais em áreas agrícolas na região Norte e na parte Norte da região Centro-Oeste, e dá outras providências.
- Brasil. Lei nº 12.651, 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.

- Brasil. Projeto de Lei nº 2.362, de 2019. Revoga o Capítulo IV - Da Reserva Legal, da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, para garantir o direito constitucional de propriedade.
- Canadell, J.G., Raupach, M.R., 2008. Managing Forests for Climate Change Mitigation. *Science* (80-.). 320, 1456–1457. <https://doi.org/10.1126/science.1155458>
- de Souza, R.A., Miziara, F., De Marco Junior, P., 2013. Spatial variation of deforestation rates in the Brazilian Amazon: A complex theater for agrarian technology, agrarian structure and governance by surveillance. *Land use policy* 30, 915–924. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.07.001>
- Deegan, L.A., Neill, C., Hauptert, C.L., Ballester, M.V.R., Krusche, A.V., Victoria, R.L., Thomas, S.M., De Moor, E. 2011. Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. *Biogeochemistry* 105(1-3), 53-74. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9540-4>
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Oliveira, G., Barreto, B.D.S., Silva, M.M.F.P., Terrible, L.C., Rangel, T.F.L.V.B., Pinto, M.P., Sousa, N.P.R., Vieira, L.C.G., Melo, A.S., de Marco Júnior, P., Vieira, C.M., Balmires, D., Bastos, R.P., Carvalho, P., Ferreira, L.G., Telles, M.P.D.C., Rodrigues, F.M., Silva, D.M., Silva Júnior, N.J., Soares, T.N., 2009. Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no cerrado. *Oecologia Bras.* 13, 470–497. <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.05>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2019. FAOSTAT: Food and agriculture data. www.fao.org/statistics/en/
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2020. Global Forest Resources Assessment 2020: Main report. Rome: FAO, 183 p. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* (80-.). 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Freitas, F.L.M. de, Sparovek, G., Mörtberg, U., Silveira, S., Klug, I., Berndes, G., 2017. Offsetting legal deficits of native vegetation among Brazilian landholders: Effects on nature protection and socioeconomic development. *Land use policy* 68, 189–199. <https://doi.org/10.1016/j.LANDUSEPOL.2017.07.014>
- Garcia, A. S., de F. N. Vilela, V.M., Rizzo, R., West, P., Gerber, J.S., Engstrom, P.M., R. Ballester, M.V., 2019. Assessing land use/cover dynamics and exploring drivers in the Amazon's arc of deforestation through a hierarchical, multi-scale and multi-temporal classification approach. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* 15, 100233. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.05.002>
- Gibbs, H.K., Munger, J., L'Roe, J., Barreto, P., Pereira, R., Christie, M., Amaral, T., Walker, N.F., 2016. Did Ranchers and Slaughterhouses Respond to Zero-Deforestation Agreements in the

Brazilian Amazon? *Conserv. Lett.* <https://doi.org/10.1111/conl.12175>

- Gibbs, H.K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D.C., Noojipady, P., Soares-Filho, B., Barreto, P., Micol, L., Walker, N.F., 2015. Brazil's Soy Moratorium. *Science* (80-.). 347, 377–378. <https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>
- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>
- Global Forest Watch. 2020. Tree cover loss in Brazil. <http://globalforestwatch.org>
- Godar, J., Tizado, E.J., Pokorny, B., 2012. Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. *For. Ecol. Manage.* 267, 58–73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.046>
- Guidotti, V., Freitas, F.L.M., Sparovek, G., Pinto, L.F.G., Hamamura, C., Carvalho, T., Cerignoni, F., 2017. Números detalhados do novo Código Florestal e suas implicações para o PRAs. *Sustentabilidade em Debate* 5, 1–10. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23229.87526>
- Hansen, M.C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* (80-.). 342, 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hansen, M.C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., 2010. Quantification of global gross forest cover loss. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 8650–8655. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912668107>
- Hayhoe, S.J., Neill, C., Porder, S., Mchorney, R., Lefebvre, P., Coe, M.T., Elsenbeer, H., Krusche, A. V., 2011. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Glob. Chang. Biol.* 17, 1821–1833. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02392.x>
- INCRA, Instituto Nacional de Reforma Agrária. 2016. “Acervo Fundiário.” 2016. <http://acervofundiario.incra.gov.br/acervo/acv.php>.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2017. Censo Agropecuário. <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2019. Biomas e Sistema Costeiro-marinho do Brasil: Compatível com a escala 1:250.000. Série Relatórios Metodológicos, volume 45. Rio de Janeiro: IBGE, 168 p.
- Instituto Centro de Vida – ICV. 2017. Áreas de uso consolidado em Mato Grosso. https://www.icv.org.br/wp-content/uploads/2017/08/INFO_MapaUsoConsolidado_MT_ICV_A4_ImprePessoal.pdf.
- Ivanauskas, N.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2008. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amaz.* 38, 387–402. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000300003>
- Levy, M.C., Lopes, A. V., Cohn, A., Larsen, L.G., Thompson, S.E., 2018. Land Use Change Increases Streamflow Across the Arc of Deforestation in Brazil. *Geophys. Res. Lett.* 45, 3520–3530. <https://doi.org/10.1002/2017GL076526>

- Lewinsohn, T.M., Prado, P.I., 2005. How Many Species Are There in Brazil? *Conserv. Biol.* 19, 619–624. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00680.x>
- Lui, G. H. & Molina, S. M. G. 2013. Benefícios sociais e transição de modos de vida rurais: uma análise do Bolsa Família e da aposentadoria rural entre pequenos produtores na Amazônia. *Revista de Ciências Sociais*, 38, 137-155.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, D.C.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2015. Dados Georreferenciados (I3GEO): Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2015. Dados Georreferenciados (I3GEO): Biomas. <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>
- Moreno, G. 1999. O processo histórico de acesso à terra em Mato Grosso. *Geosul* 14(27), 67-90.
- Morton, D.C., DeFries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., Arai, E., del Bon Espirito-Santo, F., Freitas, R., Morissette, J., 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 103, 14637–14641. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606377103>
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T., DiGiano, M., Shimada, J., Da Motta, R.S., Armijo, E., Castello, L., Brando, P., Hansen, M.C., McGrath-Horn, M., Carvalho, O., Hess, L., 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* (80-.). <https://doi.org/10.1126/science.1248525>
- Pardini, R., Bueno, A. de A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *PLoS One* 5, e13666. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R.T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S.M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S.E., Al-Hafedh, Y.S., Amankwah, E., Asah, S.T., Berry, P., Bilgin, A., Breslow, S.J., Bullock, C., Cáceres, D., Daly-Hassen, H., Figueroa, E., Golden, C.D., Gómez-Baggethun, E., González-Jiménez, D., Houdet, J., Keune, H., Kumar, R., Ma, K., May, P.H., Mead, A., O’Farrell, P., Pandit, R., Pengue, W., Pichis-Madruga, R., Popa, F., Preston, S., Pacheco-Balanza, D., Saarikoski, H., Strassburg, B.B., van den Belt, M., Verma, M., Wickson, F., Yagi, N., 2017. Valuing nature’s contributions to people: the IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Rajão, R., Soares-Filho, B., 2015. Policies undermine Brazil’s GHG goals. *Science* (80-.). <https://doi.org/10.1126/science.350.6260.519-a>
- Richards, P.D., VanWey, L., 2016. Farm-scale distribution of deforestation and remaining forest cover in Mato Grosso. *Nat. Clim. Chang.* 6, 418–425. <https://doi.org/10.1038/nclimate2854>
- Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Mato Grosso (SEMA-MT). 2016. Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SIMCAR). <https://monitoramento.sema.mt.gov.br/simcar/tecnico.app/publico/car>
- SILVA, J.M.C. DA, BATES, J.M., 2009. Biogeographic Patterns and Conservation in the South

- American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0225:BPACIT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0225:BPACIT]2.0.CO;2).
- Siqueira, A., Ricaurte, L.F., Borges, G.A., Nunes, G.M., Wantzen, K.M., 2015. The role of private rural properties for conserving native vegetation in Brazilian Southern Amazonia. *Reg. Environ. Chang.* 18, 21–32. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0824-z>
- Soares-Filho, B., Rajao, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A., 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* (80-.). <https://doi.org/10.1126/science.1246663>
- Sparovek, G., Barretto, A.G. de O.P., Matsumoto, M., Berndes, G., 2015. Effects of Governance on Availability of Land for Agriculture and Conservation in Brazil. *Environ. Sci. Technol.* 49, 10285–10293. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01300>
- Strassburg, B.B.N., Latawiec, A.E., Barioni, L.G., Nobre, C.A., da Silva, V.P., Valentim, J.F., Vianna, M., Assad, E.D., 2014. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitat STRASSBURG, B. B. N. et al. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet produ. *Glob. Environ. Chang.* 28, 84–97. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001>
- VanWey, L.K., Spera, S., de Sa, R., Mahr, D., Mustard, J.F., 2013. Socioeconomic development and agricultural intensification in Mato Grosso. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20120168–20120168. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0168>
- Velasquez, C., Alves, H. Q., Bernasconi, P. (orgs). 2010. Fique por dentro: a Bacia do Rio Xingu em Mato Grosso. Instituto Socioambiental, Instituto Centro de Vida, São Paulo, 40 pp.
- Victoria, D.C., Santiago, A.V., Ballester, M.V.R., Pereira, A.R., Victoria, R.L., Richey, J.E., Victoria, D.C., Santiago, A.V., Ballester, M.V.R., Pereira, A.R., Victoria, R.L., Richey, J.E., 2007. Water Balance for the Ji-Paraná River Basin, Western Amazon, Using a Simple Method through Geographical Information Systems and Remote Sensing. *Earth Interact.* 11, 1–22. <https://doi.org/10.1175/EI198.1>
- Zarin, D.J., Harris, N.L., Baccini, A., Aksenov, D., Hansen, M.C., Azevedo-Ramos, C., Azevedo, T., Margono, B.A., Alencar, A.C., Gabris, C., Allegretti, A., Potapov, P., Farina, M., Walker, W.S., Shevade, V.S., Loboda, T. V., Turubanova, S., Tyukavina, A., 2016. Can carbon emissions from tropical deforestation drop by 50% in 5 years? *Glob. Chang. Biol.* 22, 1336–1347. <https://doi.org/10.1111/gcb.13153>

APÊNDICE

Tabela 1. Distribuição da área da bacia do Alto Xingu (MT) por tipo de posse da terra.

	Grande	Média	Pequena	Assentamento	TI	UC	Total
Área por tipo de posse da terra (km²)							
Amazônia	62.736	10.974	6.723	4.888	36750	1027	122.071
% da bacia	37%	6%	4%	3%	22%	0,6%	72%
% do domínio	48%	8%	5%	4%	28%	0,8%	(100%)
Cerrado	20.455	6.956	2.628	785	4100	35	34.925
% da bacia	12%	4%	2%	0,5%	2%	0,02%	21%
% do domínio	52%	18%	7%	2%	10%	0,09%	(100%)

Cálculo baseado no mapa da situação fundiária na bacia.

3. IMPLICAÇÕES LEGAIS PARA A CONSERVAÇÃO DA PAISAGEM

RESUMO

A expansão agrícola é uma das mudanças na cobertura e uso do solo mais significativas em termos de extensão e impactos ambientais associados. No Brasil, a Lei de Proteção à Vegetação Nativa (LPVN) aprovada em 2012 é a principal legislação responsável pela proteção da vegetação nativa em terras privadas. Nós conduzimos uma análise da dinâmica temporal (1985 - 2015) da composição e configuração da vegetação nativa na paisagem. Também foi avaliado o potencial efeito de uma flexibilização na legislação ambiental e a sua relevância ao considerar sua implementação em diferentes categorias fundiárias. O trabalho foi realizado na bacia do alto Xingu (MT) em duas paisagens dos domínios Amazônia e Cerrado. A RL mostrou um impacto positivo na contenção do avanço da fragmentação nas duas paisagens analisadas. Na sua ausência é provável que o ritmo da conversão se acelere, podendo chegar a menos de 20% de cobertura de vegetação remanescente na paisagem. Diante desse cenário é fundamental que implementação da Cota de Reserva Ambiental ocorra nas diferentes fitofisionomias, garantindo que o fomento da compensação dos passivos alcance também outros domínios como o Cerrado.

Palavras-chave: Amazônia, Cerrado; Vegetação nativa; Ecologia da Paisagem

ABSTRACT

Agricultural expansion is one of the most significant changes in land cover and land use in terms of extension and associated environmental impacts. In Brazil, the Native Vegetation Protection Law (LPVN), passed in 2012, is the main legislation responsible for protecting native vegetation on private lands. We conducted an analysis of the temporal dynamics (1985 - 2015) of the composition and configuration of native vegetation in the landscape. We also assessed the potential effect of a relaxation in environmental legislation and its relevance when considering its implementation in different land categories. The work was carried out in the upper Xingu (MT) basin in two landscapes of the Amazon and Cerrado domains. The RL showed a positive impact in containing the advance of fragmentation in the two landscapes analyzed. In its absence, it is likely that the pace of conversion will accelerate, reaching less than 20% of vegetation coverage remaining in the landscape. Given this scenario, it is essential that the implementation of the Environmental Reserve Quota take place in the different phytophysionomies, ensuring that the compensation of liabilities also reaches other areas such as the Cerrado.

Keywords: Amazon; Cerrado; Native vegetation; Landscape Ecology

3.1 INTRODUÇÃO

As mudanças na cobertura e uso do solo resultantes das atividades humanas, estão entre as principais causadoras de modificações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas naturais. Entre essas mudanças, a expansão agropecuária é uma das mais significantes em termos de extensão e impactos ambientais associados (Lausch e Herzog, 2002).

Atualmente, grande parte da abertura de novas áreas, principalmente para pastagem e produção de grãos, vem ocorrendo nas regiões tropicais (Gibbs et al., 2010). Mais de 34% dessa mudança no uso da terra ocorreu no Brasil apenas entre os anos 2000 e 2012 (Hansen et al., 2013), resultando em uma extensa perda de florestas e savanas, impactando negativamente a adoção de trajetórias de desenvolvimento mais sustentáveis.

Mesmo abrigando a maior rede de Áreas Protegidas que qualquer outro país no mundo, aproximadamente 2,5 Mkm² (WDPA, 2020), cerca de 54% de toda a vegetação nativa do Brasil encontra-se sob domínio privado (Sparovek et al., 2015). O abrandamento das legislações ambientais (Napolitano Ferreira, 2014; Soares-Filho et al., 2014) e a política ambiental adotada recentemente no país (Artaxo, 2019) ameaçam ainda mais a integridade dos ecossistemas brasileiros (Napolitano Ferreira, 2014).

As elevadas taxas de conversão de ecossistemas naturais em sistemas de produção agrícola em terras privadas (Richards e VanWey, 2016; Sparovek et al., 2010) ainda observadas, particularmente nas fronteiras agrícolas do Brasil, coloca em destaque a Lei de Proteção à Vegetação Nativa (LPVN) aprovada em 2012 em substituição ao Código Florestal de 1965 (Lei no 4.771). A LPVN é a legislação vigente responsável pelas normas que determinam a área de vegetação nativa que deve ser protegida, recuperada ou ter uso restrito nas propriedades rurais particulares, em todos os ecossistemas terrestres no território nacional (Brancaion et al., 2016).

Assim como o Código Florestal de 1965, a LPVN determina qual a proporção da propriedade rural que deve ser destinada à conservação e ao uso sustentável dos recursos naturais, a Reserva Legal (RL) e também as áreas ambientalmente sensíveis que devem ser preservadas, chamadas Áreas de Preservação Permanente (APPs). Este é o caso das APPs hídricas, que estão localizadas às margens dos cursos d'água e nascentes, e das APPs de topo de morro e áreas íngremes. Na Amazônia Legal, o tamanho da RL das propriedades localizadas em áreas cobertas por florestas deve ser de 80% da área total da mesma, sendo nas áreas de cerrado de 35% e em campos gerais de 20%. Nas outras regiões do país a RL requerida é de 20% da área da propriedade. Aproximadamente 35% dos remanescentes de vegetação nativa, o equivalente a 194 milhões de

hectares, devem ser protegidos na forma de APP e RL em todo o país (Soares-Filho et al., 2014; Sparovek et al., 2012).

A promulgação da LPVN reduziu as exigências de RL e de APPs para fins de restauração ou compensação, eximindo da necessidade de restauração de uma extensa parte das áreas convertidas irregularmente antes de 22 de julho de 2008 (Freitas et al., 2017). A redução foi de 50 para 21 milhões de hectares a área a ser restaurada (Soares-Filho et al., 2014), o que equivale a um aumento de 42% na área desmatada anistiada quando comparada com a legislação anterior. Essa redução dos chamados passivos ambientais presentes nas propriedades rurais através de alterações na legislação, pode lançar dúvidas quanto à sustentabilidade a longo prazo das políticas de conservação, comprometendo ainda mais a conservação da extensa área de vegetação nativa sob domínio privado.

A Amazônia e o Cerrado são dois “hot spots” de biodiversidade e também de conversão de áreas naturais para a expansão agrícola (Gibbs et al., 2015; Klink e Machado, 2005; Power, 2010). Adicionalmente, a aprovação da LPVN aumentou a área sem proteção legal no Cerrado, domínio com apenas 7% de sua área protegida em unidades de conservação (Soares-Filho et al., 2014).

A RL representa um dos principais instrumentos legais para proteger os remanescentes da vegetação nativa no país (Sparovek et al., 2012), garantindo recursos mínimos para a manutenção da biodiversidade em paisagens produtivas (Lira et al., 2012, Oliveira et al., 2017). A RL também aumenta a conectividade nessas paisagens (Tamposi et al., 2014), contribuindo para a manutenção de comunidades com maior integridade na sua composição (Banks-Leite et al., 2014, Ochoa-Quintero et al., 2015). O impacto da conversão da RL em sistema agropastoril corresponderia à 29% (ou 167 Mha) do total da vegetação nativa remanescente no país (Guidotti et al., 2017). A perda de serviços ecossistêmicos providos por essas florestas e savanas seriam inúmeras (MEA, 2005), tais como, a polinização, o controle de pragas, a ciclagem de nutrientes e da água, e a regulação climática nas escalas regional e global (Soares-Filho et al., 2014).

Neste contexto, o presente estudo de caso usou a ecologia da paisagem como um arcabouço teórico e metodológico para entender o impacto das políticas públicas de gerenciamento do uso da terra na composição e dinâmica temporal da estrutura e composição da paisagem em uma fronteira agrícola brasileira (Mato Grosso, Brasil). A conversão de áreas contínuas de vegetação nativa, normalmente, leva à fragmentação e ao maior isolamento dos remanescentes de vegetação na paisagem (Lindenmayer et al., 2006). A composição de uma paisagem, a sua distribuição espacial e o manejo de seus componentes determinam a sua sustentabilidade (Opdam et al., 2018). As métricas, ou índices, da paisagem têm sido amplamente utilizadas para quantificar seus padrões

espaciais (Uuemaa et al., 2013) em busca de informações sobre suas interações com os processos ecológicos (Cardille e Turner, 2002).

Nesse capítulo a nossa pergunta foi: qual é o impacto na composição e configuração da paisagem da extinção da exigência de RL? Nossas hipóteses de trabalho foram que (i) remanescentes de vegetação nativa em propriedades particulares têm um papel fundamental na dinâmica da paisagem em escala regional. E (ii) a redução desses remanescentes tem potencial de causar grandes impactos negativos na composição e estrutura da paisagem. Para testar nossas hipóteses, foi avaliada a dinâmica temporal (1985 - 2015) da composição e configuração da vegetação nativa na paisagem. E o potencial efeito de uma nova flexibilização na legislação ambiental, considerando a sua implementação em diferentes categorias fundiárias. Para tal, contruímos cenários de uso da terra baseados extinção da RL e na área agrícola consolidada em Área de Preservação Permanente (LPVN). Os resultados foram analisados em termos dos efeitos da conservação de remanescentes naturais em propriedades privadas sobre a composição e a configuração da vegetação nativa em duas paisagens com importância global, a floresta Amazônica e o Cerrado brasileiros.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia do Alto Xingu (ABRX) drena uma área de aproximadamente 169.602 km² no estado do Mato Grosso, Brasil, local das cabeceiras do Rio Xingu, um dos principais tributários do Rio Amazonas. A região é uma zona de transição entre os domínios Amazônia e Cerrado, com uma grande variedade de fisionomias, que abrangem desde a Floresta Estacional Perenifólia até campos Cerrado (Ivanauskas et al., 2008; Velasquez et al., 2010). Originalmente, a vegetação era composta por 65% de Floresta Tropical Úmida, 25% por fisionomias de Cerrado, 2% por florestas de transição, outros 2% com floresta ripária e 6% por vegetação pioneira (IBGE, 1983). Além da sua alta biodiversidade, a ABRX apresenta uma extensa diversidade sociocultural, abrigando cerca de 16 etnias distribuídas em 13 terras indígenas (40.850,8 km²) (Velasquez et al., 2010) (Figura 1). Aproximadamente 1.062 km² são destinados às Unidades de Conservação, sendo três de proteção integral (UC Estação Ecológica do Rio Ronuro, UC Parque Estadual do Xingu e UC Reserva Biológica do Culene) e duas reservas particulares do patrimônio nacional (RPPN). Nas últimas décadas a região tem experimentado uma rápida mudança no uso e ocupação do solo. Em apenas 30 anos (1985 - 2015), 20.971 km² de floresta e 8.356 km² de cerrado foram convertidos para pastagem e agricultura (Garcia et al., 2019) (Figura 1).

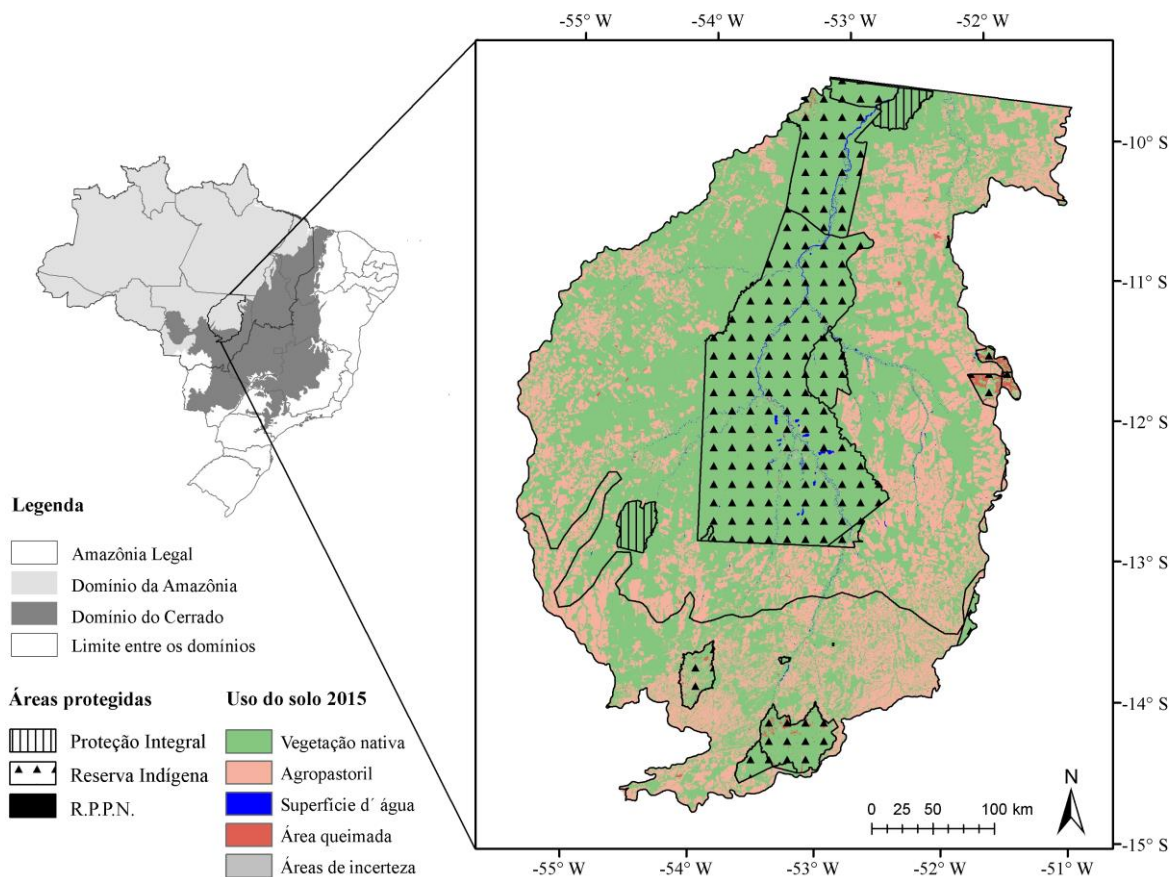


Fig. 1. Localização da Bacia do Alto Xingu no Brasil, na Amazônia Legal Brasileira e no estado do Mato Grosso, região de ecótono entre os domínios Amazônia e Cerrado; com o uso do solo em 2015 (Garcia et al., 2019) e os limites das Unidades de Conservação e Terras Indígenas (MMA, 2015) contidos nos limites da área de estudo.

Banco de dados

O mapa da situação fundiária empregado integra diversas bases de dados governamentais: a) limites das propriedades rurais declaradas no cadastro ambiental rural (CAR) (SEMA-MT, 2016), b) assentamentos rurais (INCRA, 2016), c) terras indígenas e das unidades de conservação (MMA, 2015) juntamente com a malha fundiária modelada por (Freitas et al., 2017). Esses dados cobriram cerca de 92,6% do Alto Xingu (158.533 km²).

A aplicação da LPVN depende do tamanho da propriedade rural, que no Brasil é definida em módulos fiscais (MF), uma unidade de medida agrária instituída pela Lei N° 6.746, de 10 de dezembro de 1979. E o tamanho do MF varia por município de acordo com a Lei Federal no 8.629 de 25 de fevereiro de 1993. A bacia do Alto Xingu abrange 35 municípios e o tamanho de um módulo fiscal varia entre 0,6 e 1,0 km². Por isso, a malha fundiária foi classificada nas seguintes

categorias: pequenas ($\leq 4\text{MF}$), médias ($> 4\text{MF}$ e $\leq 15\text{MF}$) e as grandes propriedades ($> 15\text{MF}$). O tamanho médio de uma de uma pequena propriedade no alto Xingu é de $2,42\text{ km}^2$ (de $0,91$ até $4,5\text{ km}^2$ e $\text{DP} \pm 0,7\text{ km}^2$), das propriedades médias de $7,45\text{ km}^2$ ($3,4 - 15,43\text{ km}^2$ e $\text{DP} \pm 2,88\text{ km}^2$), e das grandes propriedades de $44,88\text{ km}^2$ ($10,03 - 1472,22\text{ km}^2$ e $\text{DP} \pm 69,5\text{ km}^2$).

Para quantificar o estatus de proteção da vegetação nativa, quanto à legislação ambiental vigente (12.651/2012), adotamos o modelo geograficamente explícito de uso da terra em nível de imóvel rural construído por (Freitas et al., 2017). Para esse estudo foram considerados os seguintes mecanismos legais de redução da obrigatoriedade de recomposição de RL pela LPVN: (a) o artigo 13 que permite a redução da obrigatoriedade de recomposição da RL de 80% para 50% na Amazônia Legal em áreas designadas como zonas consolidadas pelo Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE). Como o ZEE do estado do MT não é válido, para esse estudo foi considerado que todos os imóveis com déficit de RL eram elegíveis, calculando assim o potencial máximo de redução da obrigatoriedade de recomposição da RL desse mecanismo; (b) o artigo 15, que permite a contabilização da APP com vegetação nativa ou em processo de restauração no cômputo da RL; e (c) o artigo 67, o qual dispensa as pequenas propriedades ($\leq 4\text{MF}$) da recomposição de suas RLs ao previsto pela lei (art. 12). A obrigatoriedade de recomposição das APPs desmatadas até 22 de julho de 2008, também sofreram anistias por meio do artigo 61-A. Esse mecanismo permite a manutenção de atividades agropecuárias e exime da obrigatoriedade de recompor parte da APP. Como a área a ser restaurada varia de acordo com o tamanho da propriedade, o artigo 61-A ficou conhecido como a “regra da escadinha”. O que varia entre 5 e 15 m para as pequenas propriedades, entre 20 e 100 m para as propriedades médias e de 30 a 100 m para as APPs hídricas nas grandes propriedades.

A modelagem foi realizada utilizando o mapa de uso do solo do ano de 2015 produzido por (Garcia et al., 2019), com resolução espacial de 30 m e acurácia de 93,2 %, o mapa fundiário citado acima e a rede hidrogáfica produzida por Preto (em preparação), construída à partir das redes de drenagem do MMA/DSG-EB (2008) e da FBSD (2018).

Mapas de uso e cobertura da terra

Nós empregamos os mapas de uso e cobertura do solo de 1985 a 2015, em intervalos de 5 anos e resolução espacial de 30 m, produzidos por (Garcia et al., 2019). Essa série histórica foi derivada da combinação de produtos Landsat (L5 e L7) e MODIS (Aqua e Terra, coleção 6), através de uma classificação hierárquica e híbrida dessas imagens. Os autores produziram três níveis de classificação, dos quais escolhemos o de maior acurácia (93,2%). A legenda foi composta das

seguintes classes de cobertura: (1) vegetação nativa, (2) áreas manejadas, (3) superfície de água, (4) queimadas e (5) áreas de incerteza. Para mais detalhes sobre a classificação ver em Garcia e colaboradores (2019). Para diminuir a variabilidade e eliminar valores extremos isolados, cada um dos mapas de uso e cobertura da terra foi filtrado seguindo uma regra de substituição de células isoladas pelas mais comuns em uma janela de 4 por 4. Foi utilizada a regra da maioria, um dos métodos de agregação para dados categóricos mais utilizados em ecologia e sensoriamento remoto (Wu, 2004).

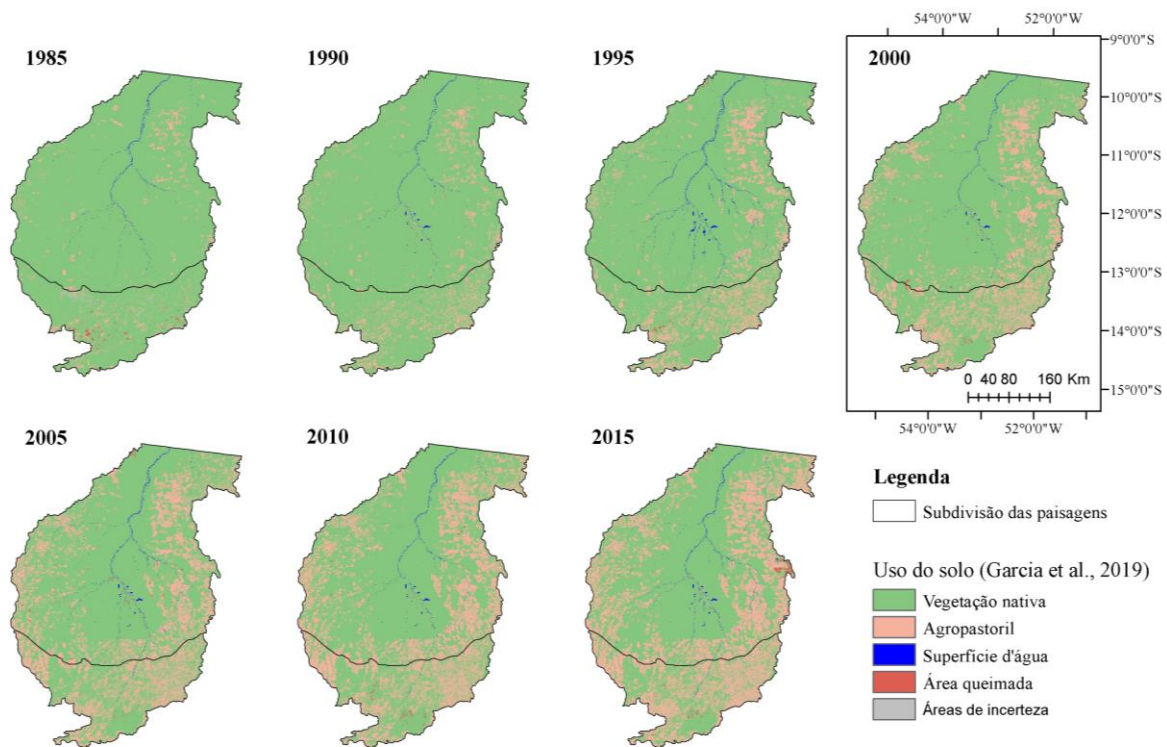


Fig. 2. Série histórica dos mapas de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2015, em intervalos de 5 anos (Garcia et al., 2019), com a subdivisão das duas paisagens de estudo, Amazônia ao Norte e Cerrado ao Sul.

Cenários dos passivos ambientais da LPVN e a sua distribuição fundiária

Nós avaliamos 4 cenários com o objetivo de analisar a importância da Reserva Legal (RL) na composição e configuração da paisagem em uma escala regional. Para isso, foi simulado o efeito da supressão de fragmentos fora das APPs, destinados à RL já declarada ou não declarados como tal nas propriedades rurais, e a recomposição de áreas desmatadas nas APPs. Os cenários foram construídos agrupando as propriedades rurais em dois grupos de posse da terra: a) grandes e médias

propriedades (> 4 MF) e b) as pequenas propriedades e lotes de assentamentos (\leq 4 MF). Os cenários visaram demonstrar a importância dessas áreas na paisagem agrícola.

Os cenários foram construídos a partir do mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2015 (Garcia et al., 2019), alterando as classes de vegetação nativa e agropastoril de acordo com os limites da RL declarada, remanescentes de vegetação nativa não declarada como RL e/ou das APPs ripárias nas diferentes categorias de propriedades privadas (Tabela 1). O primeiro cenário (C1) foi construído considerando (i) a substituição do uso de vegetação nativa para agropastoril nas áreas já destinadas à RL (declarada) nas propriedades com mais de 4 MF (propriedades médias e grandes), mantendo o mesmo uso da terra de 2015 no restante das propriedades; (ii) o segundo (C2), essas alterações nas áreas já destinadas à RL ocorreram apenas nas propriedades com até 4 MF (assentamentos e pequenas propriedades). Os cenários 3 e 4 foram ainda menos conservacionistas, substituindo a classe de vegetação nativa por agropastoril em toda a área da propriedade, exceto nas APPs, onde a classe agropastoril existente foi alterada para vegetação nativa independente da classe fundiária, ou seja, sem o dispositivo da área agrícola consolidada em APP (art. 61-A). Então, o terceiro cenário (C3) foi construído (iii) substituindo a classe de vegetação nativa para agropastoril fora das APPs, destinadas ou não à RL, nas propriedades acima de 4 MF; enquanto o quarto cenário (C4), tais alterações ocorram somente nos lotes dos assentamentos e pequenas propriedades (até 4 MF). Os diferentes cenários foram comparados em função da composição e configuração da paisagem, e para isso usamos métricas da paisagem descritas a seguir.

Tabela 1. Alterações realizadas nas classes do mapa de uso e cobertura do solo do ano de 2015 (Garcia et al., 2019) para a construção dos cenários. A classe de uso do solo foi alterada para vegetação nativa (+), agropastoril (-) e mantido o uso do solo em 2015 (0). Vegetação nativa não declarada como RL (VN).

Cenários	Assentamentos e pequenas propriedades			Propriedades médias e grandes		
	RL	APP	VN	RL	APP	VN
C1	0	0	0	-	0	0
C2	-	0	0	0	0	0
C3	0	+	0	-	+	-
C4	-	+	-	0	+	0

Uso do solo alterado: (+) substituição por vegetação nativa, (-) por agropastoril e (0) sem alteração.

Análises da composição e configuração da paisagem

Para avaliar os efeitos da legislação ambiental na paisagem do alto Xingu, a bacia foi dividida em duas paisagens, Amazônia ao Norte e Cerrado ao Sul (Figura 2). Essa divisão foi realizada considerando o limite entre os dois domínios (MMA, 2015) e a classificação das fitofisionomias relacionadas à floresta tropical e formações de cerrado (Garcia et al., 2019). Foram calculadas métricas da paisagem que descrevem a composição, dominância e configuração da paisagem utilizando os mapas de cobertura e uso do solo de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005 e 2015 (Garcia et al., 2019), assim como para os quatro cenários acima descritos. As métricas foram calculadas em nível de classe, adotando a regra de 4 vizinhos e usando o algoritmo Landscapemetrics 1.2.2 (Hesselbarth et al., 2019).

As métricas calculadas foram: número de fragmentos, área total da classe, área média da classe, desvio padrão da área e coeficiente de variação da área média da classe, densidade de borda, índice médio de forma, desvio padrão do índice médio de forma e coeficiente de variação do mesmo, a proporção da paisagem ocupada por uma classe, o Índice de maior fragmento, Índice de forma da paisagem, Índice de agregação (*Clumpy*) e a borda total. Os nomes, siglas, fórmulas de cálculo, e unidades de medida são mostrados na tabela 1 no apêndice. Para evitar o uso de métricas correlacionadas, selecionamos aquelas com correlação de Pearson entre - 80% e 80%.

RESULTADOS

Os passivos ambientais de acordo com a Lei 12.651/2012 no alto Xingu

Os resultados obtidos nesse estudo mostraram uma redução do déficit de RL com relação à Lei de 1965, por meio dos artigos 13, 15 e 67, de 77% na Amazônia e 65% no Cerrado do alto Xingu. Com relação às APPs hídricas, a anistia foi cerca de 85% nos dois domínios.

Considerando todos os tipos de posse da terra, do total da área requerida de Reserva Legal no alto Xingu (49.147 km²), 17% (8.451 km²) corresponde à redução da obrigatoriedade de recomposição da RL permitida pelos artigos 13, 15 e 67. Essa anistia reduziu a RL requerida para 40.695 km², sendo que 2.665 km² (5,4%) são de déficit (Tabela 2), ou seja, precisam ser recompostas ou compensadas. A área com vegetação nativa em terras privadas sem proteção legal na bacia é de 25.974 km², dez vezes mais que a demanda potencial para compensação da RL (Tabela 2).

Um total de 4.414 km² foram identificados como APP hídrica, cerca de 4% da área avaliada. Desse total, 753 km² representam área agrícola consolidada em APP, sem a obrigatoriedade de

restauração (art. 61-A). Logo, a área de APP, excluindo as áreas de uso consolidado após a aplicação da redução prevista no Art. 61-A para as propriedades cabíveis, foi de 3.661 km², apresentando um déficit de 136 km² (Tabela 2).

Tabela 2. Estimativas (km²) de atendimento às exigências da Lei 12.651/2012 nas propriedades analisadas nos domínios Amazônia e Cerrado da Bacia do Alto Xingu – MT, ano de 2015. Módulo fiscal (MF), assentamentos e pequenas propriedades (\leq 4MF) e propriedades médias e grandes ($>$ 4MF)

	Amazônia		Cerrado		Alto Xingu
	\leq 4 MF	$>$ 4MF	\leq 4 MF	$>$ 4MF	
Área processada	7.163	79.477	2.442	26.067	115.149
Área de Preservação Permanente	148	2.197	96	1.220	3.661
Déficit de Área de Preservação Permanente	7	71	6	52	136
Reserva Legal	1.837	32.803	411	5.633	40.685
Déficit de Reserva Legal	0	2.292	0	373	2.665
Área de Vegetação Nativa sem proteção legal	1.004	18.427	316	6.227	25.974

Avaliando os passivos ambientais por tipo de posse da terra nos domínios da Amazônia e do Cerrado separadamente, as grandes e médias propriedades ($>$ 4 MF) são as responsáveis pela maior área nos dois domínios (Tabela 2).

A área a ser protegida como RL sofreu uma redução por meio de anistias e perdões de 7.765 km² na Amazônia e 686 km² no Cerrado. Ao permitir a contabilização da APP com vegetação nativa na RL (Artigo 15), cerca de 392 km² na Amazônia e 120 km² no Cerrado deixaram de ser requeridos para conservação nas grandes e médias propriedades. Por meio do Artigo 13, o qual permite a redução da RL de 80% para 50% em determinadas condições em áreas de floresta na Amazônia Legal, 5.678 km² de RL na Amazônia e 340 km² na paisagem do Cerrado deixaram de ser protegidos, também nessa classe fundiária. Com o Artigo 67, as pequenas propriedades foram dispensadas da restauração de RL (área desmatada antes de 22 de julho de 2008), o que resultou na anistia de 1.695 e 225 km² na Amazônia e no Cerrado, respectivamente (Figura 3, painel a.1).

O Artigo 61-A, conhecido como a “regra da escadinha”, retira a obrigatoriedade de restauração em parte da APP com uso consolidado e varia dependendo do tamanho da propriedade. Sua aplicação resultou na redução de cerca de 14%, ou 402 km² da área de proteção das APPs nas grandes e médias propriedades e 1% nas pequenas propriedades e assentamentos na Amazônia. No Cerrado, a anistia relativa à área de APP total foi um pouco maior, com uma redução de 17% da proteção nas propriedades grandes e médias e 2% nas demais (Figura 3, painel b.2).

Mesmo com toda a redução da obrigação legal de recompor a RL e APP, 7% da RL e 4% da APP necessárias para o cumprimento da LPVN na bacia são de passivos ambientais, localizados principalmente nas propriedades grandes e médias na paisagem da Amazônia (Figura 3, painel a).

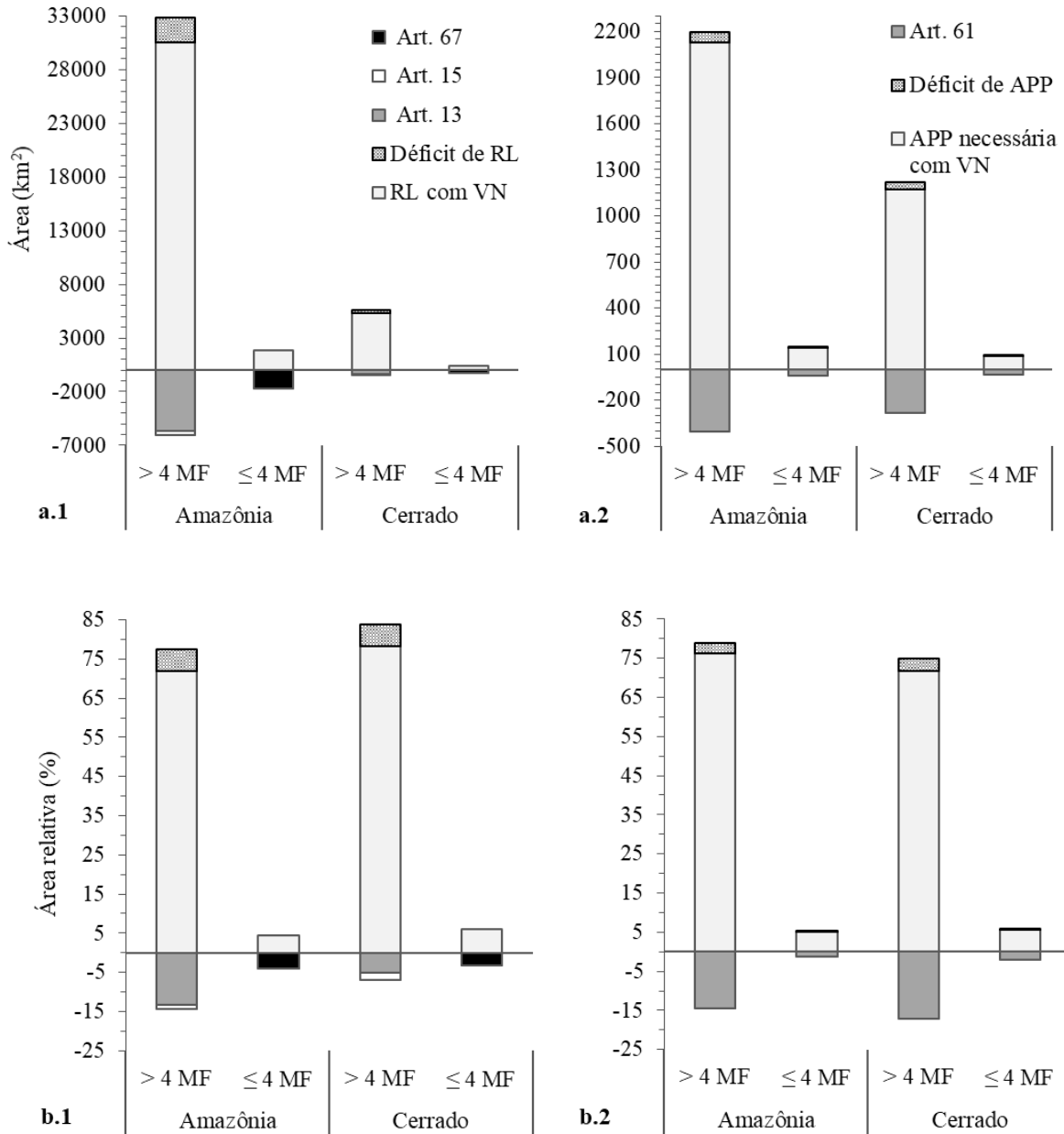


Fig. 3. Balanço da RL (painel a.1 e b.1) e da APP (painel a.2 e b.2) por tamanho de propriedades em área total (painel a) e área relativa (painel b) na Amazônia (AM) e no Cerrado (CE) na Bacia do Alto Xingu – MT, ano de 2015. O tamanho da propriedade é definido em termos do número de módulo fiscal (MF), assentamentos e pequenas propriedades ($\leq 4MF$) e propriedades médias e grandes ($> 4MF$).

Mudança na composição da paisagem

A análise histórica das duas paisagens, a Amazônia e o Cerrado no alto Xingu, mostrou uma elevada substituição de área de vegetação nativa por agropastoril (Figura 4). Em termos de área relativa, esse processo foi mais acentuado no Cerrado. Nos cenários C2 e C4, onde as alterações no uso da terra (substituição da vegetação nativa por agropastoril) ocorreram apenas nas pequenas propriedades e assentamentos, a mudança na composição da paisagem não foi tão expressiva, em termos absolutos, quando comparada à situação em 2015 e aos cenários C1 e C3, onde as alterações ocorreram nas propriedades grandes e médias (Figura 4 e 5).

Em 1985, a matriz da paisagem era composta por vegetação nativa, ocupando 96% da Amazônia e 89% do Cerrado. Em 1990, o uso agropastoril teve um aumento de 9% no Cerrado, resultando em uma perda total até essa data, de 17% da vegetação nativa da paisagem desse domínio. Até o ano 2000, as mudanças na paisagem ocorreram mais intensamente no Cerrado, quando a cobertura de vegetação nativa caiu para 67%, enquanto a proporção de agropastoril já era de 32%. Na Amazônia, as mudanças quantitativamente mais significativas foram observadas em 2005, quando a cobertura de vegetação nativa caiu para 80% e a agropastoril aumentou para 19%. Em 2010, o domínio Cerrado já apresentava uma tendência de inversão da sua matriz, com 60% da cobertura de vegetação nativa e 39% de agropastoril. Em 2015, o uso agropastoril compreendia 25% e 47% da paisagem da Amazônia e do Cerrado, respectivamente, enquanto a cobertura de vegetação nativa era de 74% e 52% na mesma ordem.

Na Amazônia, os cenários onde a remoção da vegetação nativa foi realizada nas propriedades grandes e médias nos limites da RL declarada (C1) e em toda a propriedade exceto nas APPs (C3), apresentaram uma redução na cobertura de vegetação nativa de 26% e 36%, respectivamente, quando comparado à situação do ano de 2015. No Cerrado, a vegetação nativa apresentou uma área 20% menor no C1 e 31% no C3, em relação ao ano de 2015 (Figura 3).

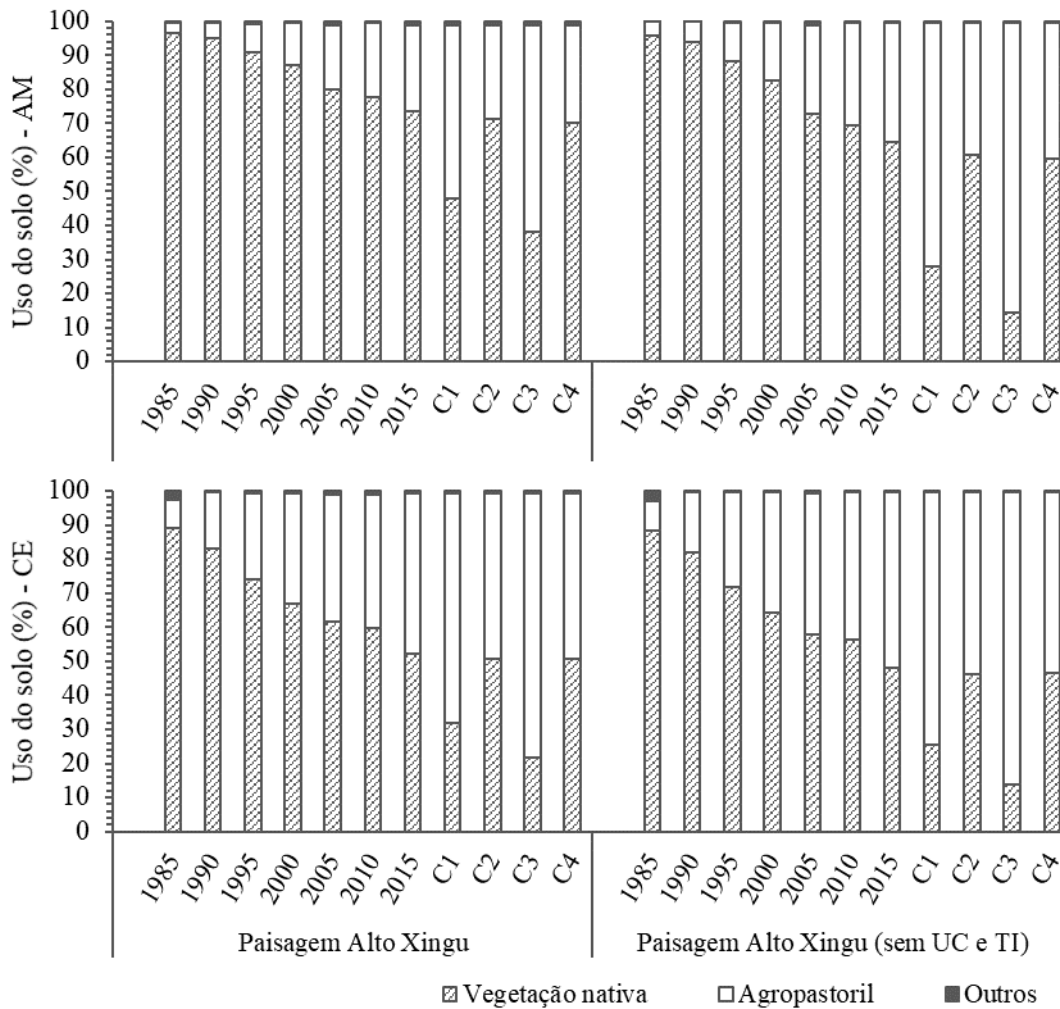


Fig. 4. Cobertura da vegetação nativa, agropastoril e outros (%) na paisagem da Amazônia (AM) e do Cerrado (CE) da Bacia do Alto Xingu – MT nos anos analisados (1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2015) e nos quatro cenários (C1, C2, C3 e C4) com e sem a área das Unidades de Conservação e Terras Indígenas. Nos cenários C1 e C2, a substituição da vegetação nativa por agropastoril ocorreu nos limites da RL declarada nas propriedades médias e grandes e nas pequenas propriedades e assentamentos respectivamente. Enquanto nos cenários C3 e C4, a substituição da vegetação nativa por agropastoril ocorreu nas áreas destinadas ou não à RL, exceto nas APPs, seguindo a mesma ordem.

Como pode ser observado na Figura 4, quando as áreas protegidas (30% da Amazônia e 10% do Cerrado) não são consideradas nas paisagens, as diferenças nos valores da cobertura da vegetação nativa corresponderam a aproximadamente 10% da Amazônia e 4% do Cerrado.

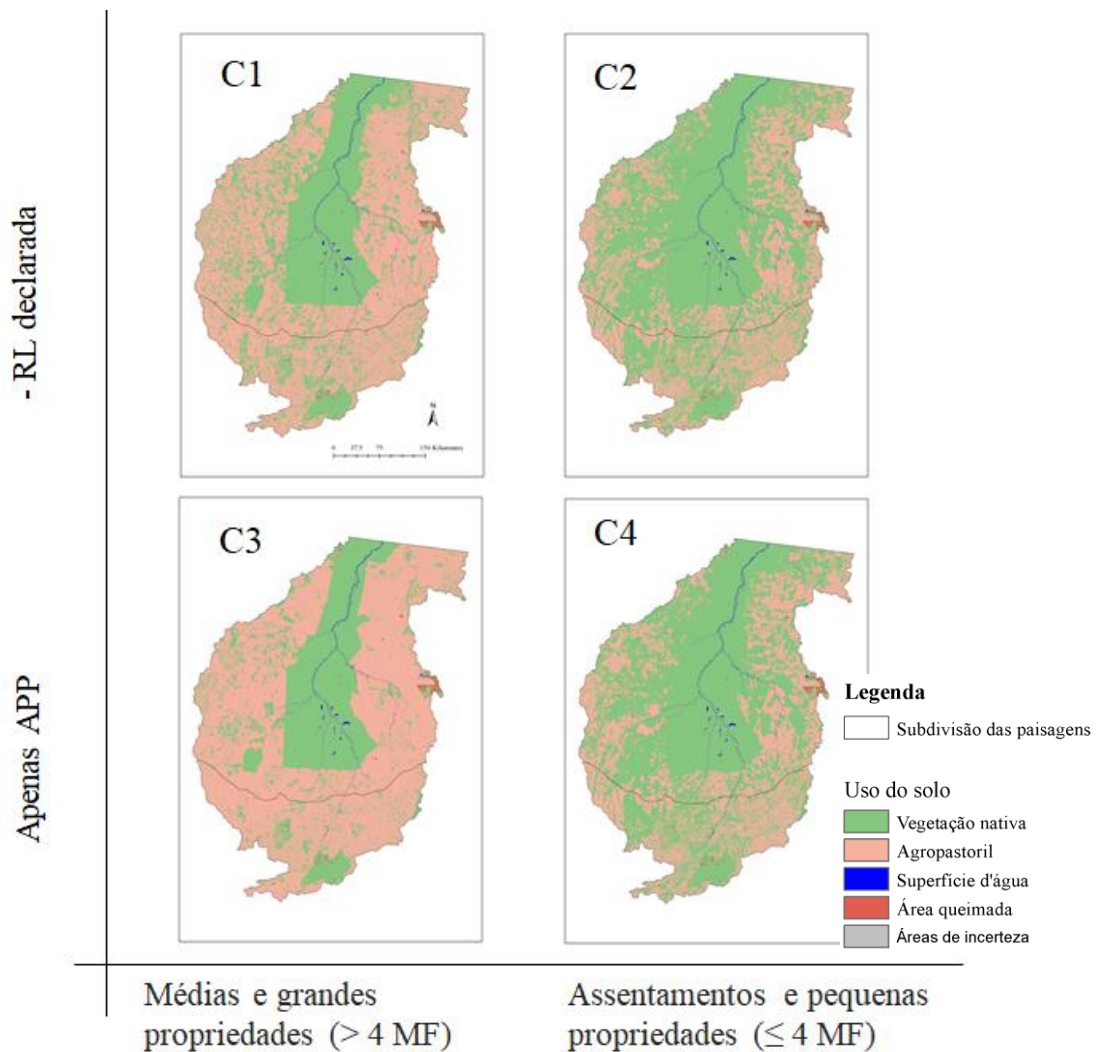


Fig. 5. Cenários construídos com as alterações nas classes do mapa de uso e cobertura do solo do ano de 2015 (Garcia et al., 2019) para as paisagens da Amazônia ao norte e Cerrado ao sul. Nos cenários 1 e 2, a classe de uso do solo de vegetação nativa nos limites da RL declarada foi alterada para agropastoril nas propriedades médias e grandes (C1) e nos assentamentos e pequenas propriedades (C2). Nos cenários 3 e 4 a classe de vegetação nativa foi mantida nos limites das propriedades rurais apenas nas APPs, nas propriedades médias e grandes (C3) e nos assentamentos e pequenas propriedades (C2).

Mudança na estrutura da paisagem

Durante os 30 anos estudados, foi observado que o percentual da paisagem coberta pelo maior fragmento de vegetação nativa na Amazônia teve uma redução de cerca de 25%, com o índice de maior fragmento mudando de 96% (1985) para 71% (2015). Esse índice relativamente alto em 2015 está relacionado com a presença das sete TIs na porção central dessa paisagem, com área total de 35.794,3 km² e cobertura de 97% de vegetação nativa. Em 1985, a mudança

no uso da terra não era expressiva, indicado pelo alto valor inicial do índice de maior fragmento (Figura 7, painel c1). Nesse mesmo ano, o número de fragmentos da classe vegetação nativa (21.038) compreendia a metade do número de fragmentos da classe agropastoril (40.327), cuja área do maior fragmento na paisagem cobria apenas 0,14% da mesma, retratando a fase inicial de mudança no uso da terra na paisagem da Amazônia (Figura 8, painel d1 e e1). Durante todo o período de estudo, a porcentagem da paisagem coberta pelo maior fragmento da classe agropastoril aumentou cerca de 10 vezes, com o índice de maior fragmento mudando de 0,14% em 1985 para 1,46% em 2015 (Figura 7, painel c1).

No Cerrado, a porcentagem da paisagem coberta pelo maior fragmento de vegetação nativa teve uma redução de cerca de 53%, mais que o dobro da observada para a Amazônia. O índice de maior fragmento passou de 88% (1985) para 41% (2015). Comparado com a Amazônia, o menor valor desse índice inicial para o Cerrado pode ser atribuído à dinâmica da colonização no alto Xingu, que teve início na região sul da bacia, onde se localiza (Figura 7). No mesmo período, os valores do índice de maior fragmento triplicaram para a classe agropastoril, que em 1985 era de 0,28% e em 2015 de 3,74% (Figura 7, painel c2). Entre os anos de 1985 e 1990, mais que dobraram o número de fragmentos na paisagem do Cerrado, passando de 45.711 para 107.734 em cinco anos. Nesse período, a área média dos fragmentos de vegetação nativa caiu cerca de um terço (2,90 para 1,00 km²), ao mesmo tempo que triplicou o número de fragmentos (12.011 para 32.565), retratando um pico na abertura de novas áreas. Essa situação não foi contínua durante todo o período avaliado (Figura 8). As paisagens da Amazônia e do Cerrado do alto Xingu são extremamente variáveis quanto ao tamanho médio dos fragmentos das duas classes avaliadas, como mostra o alto valor do desvio padrão dessa métrica (Figura 8, painel d).

A densidade de borda aumentou cerca de 50% de 1985 a 2015 para as duas classes, vegetação nativa e agropastoril, nas duas paisagens (Figura 6, painel a1 e a2). Porém, na Amazônia, a vegetação nativa manteve uma densidade de borda estável no período de 1990 – 2000, após um pequeno aumento entre 1985 e 1990. O índice voltou a crescer nos 5 anos seguintes (2000 - 2005), quando houve um declínio, que foi observado até o ano de 2015 (Figura 6, painel a1). No Cerrado o comportamento foi diferente nos anos iniciais (1985 - 1990), quando a densidade de borda praticamente dobrou seu valor inicial. No período seguinte houve um leve declínio que não se manteve ao longo do tempo. A densidade de borda chega, em 2015, ao valor próximo ao observado já em 1990 (Figura 6, painel a2).

Tanto a paisagem da Amazônia como a do Cerrado, tiveram um aumento na complexidade da forma dos fragmentos para a classe de vegetação nativa, de 0,05 e 0,09, respectivamente. Apesar das alterações no decorrer das 3 décadas, a complexidade dos fragmentos da classe

agropastoril não sofreu grandes mudanças até o final do período estudado. Quando comparado com a vegetação nativa, os cenários pouco impactaram essa classe. Por outro lado, as mudanças no uso e cobertura da terra induzidas pelos cenários 1 e 3 tiveram um forte impacto no aumento da complexidade dos fragmentos da classe de vegetação nativa nos dois domínios. Como a área média dos fragmentos, o índice de forma médio apresentou uma alta variabilidade para as duas classes nas duas paisagens, como pode ser observado pelo alto desvio padrão (Figura 6, painel b).

Quanto aos cenários, o impacto da conversão da vegetação nativa presente na RL declarada nas propriedades maiores que 4 MF (C1) sobre a densidade de borda foi maior nas duas paisagens para as duas classes. Enquanto na Amazônia, paisagem menos fragmentada que o Cerrado, o cenário C3 também elevou o valor dessa métrica ($1,2 \text{ km.km}^{-2}$). Comparando os cenários com o ano de 2015, nós não observamos alterações relevantes na escala da paisagem da Amazônia e do Cerrado no alto Xingu referente aos cenários C2 e C4, onde as alterações de uso da terra ocorreram apenas nas propriedades com até 4 MF.

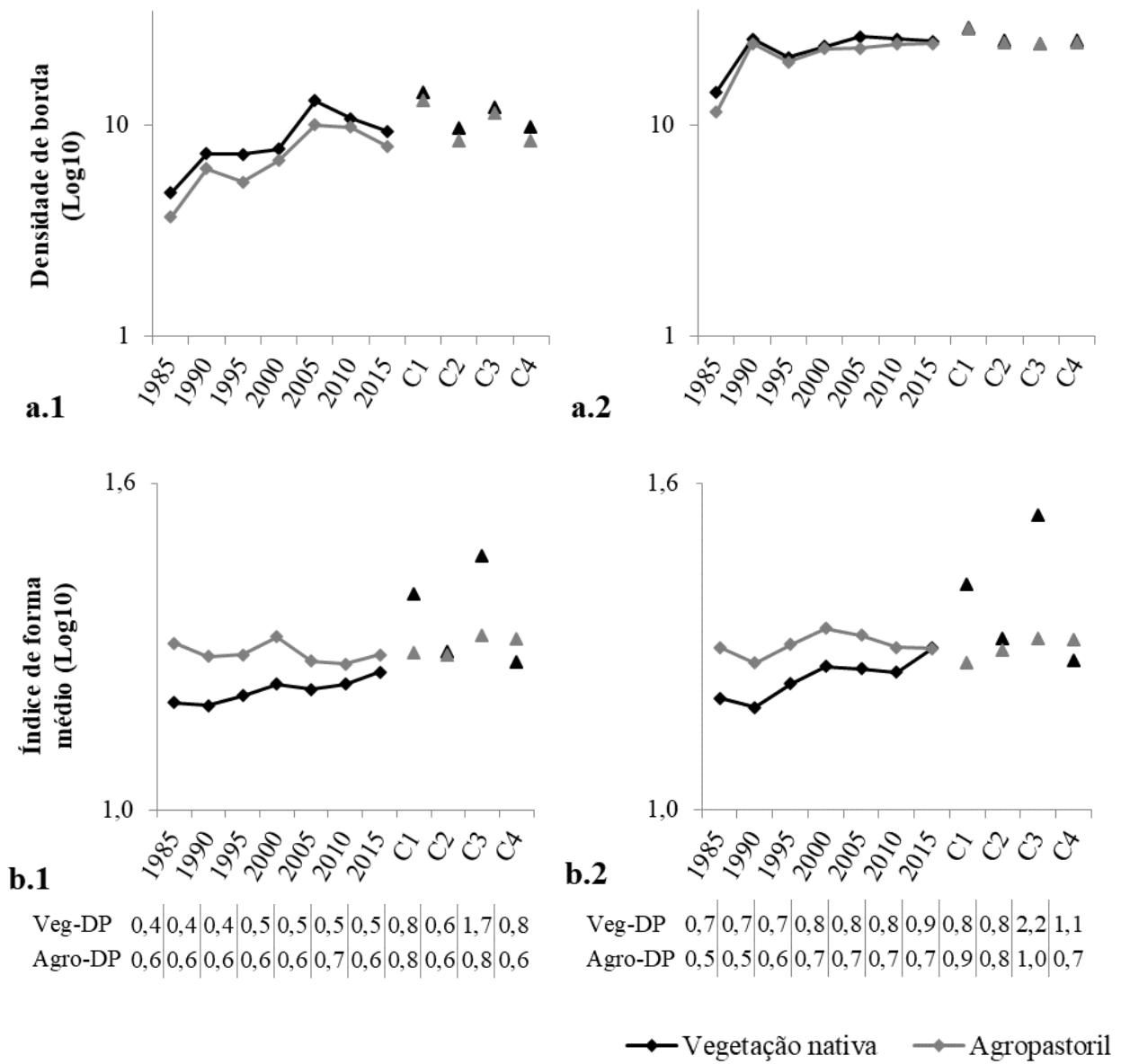


Fig. 6. Evolução em escala logarítmica da Densidade de Borda (painel a) e Índice de Forma Média (painel b) com desvio padrão por ano analisado (1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015) e nos quatro Cenários (C1 a C4) por domínios (1 – Amazônia, 2 - Cerrado). Nos cenários C1 e C2, a substituição da vegetação nativa por agropastoril ocorreu nos limites da RL declarada nas propriedades médias e grandes e nas pequenas propriedades e assentamentos respectivamente. Enquanto nos cenários C3 e C4, a substituição da vegetação nativa por agropastoril ocorreu nas áreas destinadas ou não à RL, exceto nas APPs, seguindo a mesma ordem

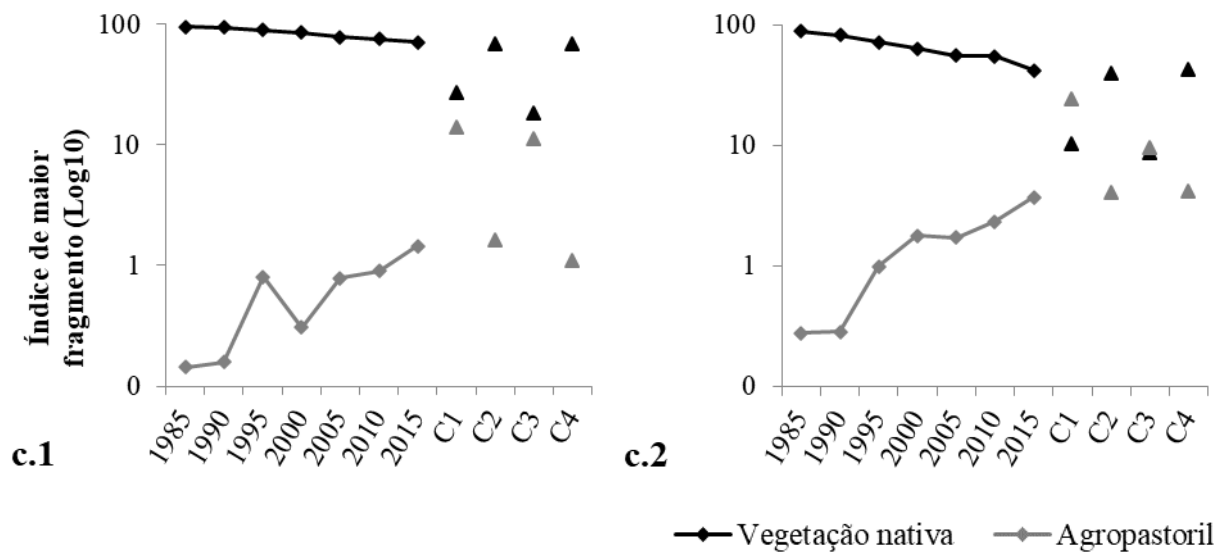


Fig. 7. Evolução em escala logarítmica do Índice de Maior Fragmento por ano analisado (1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015) e nos quatro Cenários (C1, C2, C3, C4) por domínios (1 – Amazônia, 2 - Cerrado). Nos cenários C1 e C2, a substituição da vegetação nativa por agropastoril ocorreu nos limites da RL declarada nas propriedades médias e grandes e nas pequenas propriedades e assentamentos respectivamente. Enquanto nos cenários C3 e C4, a substituição da vegetação nativa por agropastoril ocorreu nas áreas destinadas ou não à RL, exceto nas APPs, seguindo a mesma ordem.

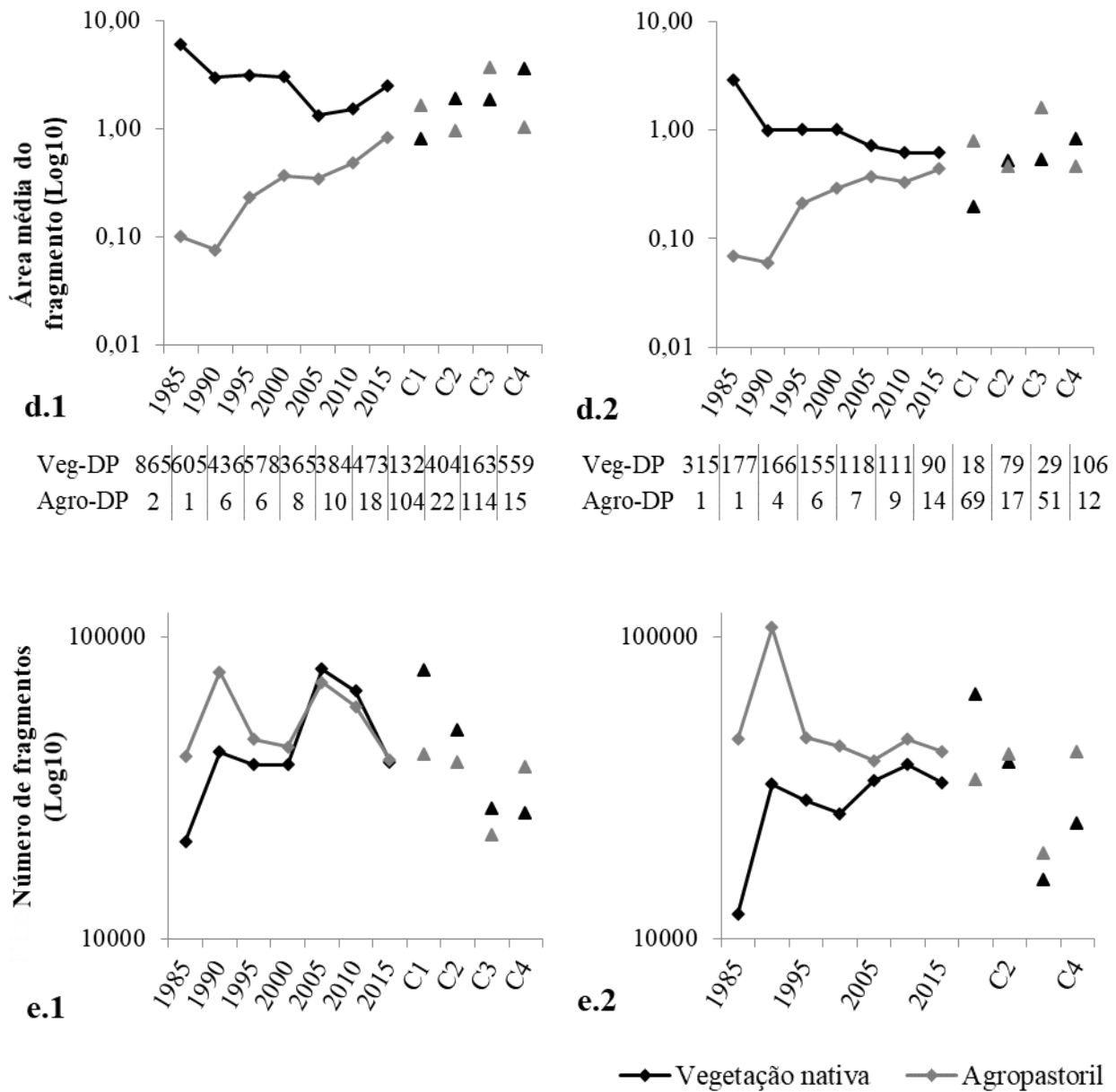


Fig. 8. Evolução em escala logarítmica da Área Média do Fragmento (painel d) com desvio padrão e do Número de fragmentos (painel e) por ano analisado (1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015) e nos quatro Cenários (C1, C2, C3, C4) por domínios (1 – Amazônia, 2 - Cerrado). Nos cenários C1 e C2, a substituição da vegetação nativa por agropastoril ocorreu nos limites da RL declarada nas propriedades médias e grandes e nas pequenas propriedades e assentamentos respectivamente. Enquanto nos cenários C3 e C4, a substituição da vegetação nativa por agropastoril ocorreu nas áreas destinadas ou não à RL, exceto nas APPs, seguindo a mesma ordem.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nesse estudo mostraram um impacto na redução na obrigatoriedade de recomposição de RL de 77% na Amazônia e de 66% no Cerrado do alto Xingu, comparado à legislação de 1965. A maior anistia na bacia foi dada pelo art. 13, o qual permite a redução da área com obrigatoriedade de recomposição da RL para 50% em regiões de floresta em zonas consolidadas pelo ZEE na Amazônia Legal. Apesar de estar prevista, essa anistia não está concedida no estado do MT. E apenas uma pequena fração da bacia do alto Xingu encontra-se em áreas que estão nas categorias consolidado ou a consolidar, ou seja, elegíveis ao art. 13 caso o MT tivesse ZEE válido.

Caso sejam amplamente implementadas na bacia, as reduções previstas no art. 13 podem reduzir a necessidade de recomposição ou compensação de vegetação nativa de aproximadamente 5.678 km² na Amazônia e 340 km² no Cerrado. Porém, a maior parte da bacia do alto Xingu é classificada como área prioritária para a conservação da biodiversidade, dos recursos hídricos e dos corredores ecológicos, de acordo com o ZEE do estado (MMA, 2018). Tal fato, não permitiria essa redução para até 50% da área com obrigatoriedade de recomposição da RL através do art. 13, o que elevaria o déficit na bacia nos valores mencionadas desse artigo.

Por outro lado, a legislação estadual do Mato Grosso, por meio do Decreto nº 1.031/2017, permite a redução da RL para fim de recomposição de 50% em fitofisionomia de floresta e 20% de cerrado em imóveis rurais que converteram a vegetação nativa abaixo desses valores até 26 de maio de 2000 (Mato Grosso, 2017). Mantendo o percentual da RL exigido à época da conversão, implementando o art. 68 da LPVN, o qual permite que a RL seja constituída pelos percentuais exigidos na legislação em vigor à época em que ocorreu a conversão da vegetação nativa na propriedade. Logo, tais anistias também ocorrerão para a fitofisionomia do Cerrado, não contabilizada nesse estudo. Para as áreas de florestas, provavelmente, serão valores menores ou iguais aos calculados para o art. 13 nesse estudo.

Com relação à APP hídrica, a anistia através do uso agropastoril consolidado nas mesmas permitido pelo art. 61-A, representa uma perda irreparável na recuperação de serviços ecossistêmicos relacionados à 440 km² de APP com uso consolidado na Amazônia e 313 km² no Cerrado, que deixarão de ser restaurados na bacia. O que representa 17% da APP hídrica total no alto Xingu que ficará com a sua extensão coberta por vegetação nativa reduzida. O que pode comprometer diversas das suas funções, como a proteção dos recursos hídricos, a conservação da flora e fauna e a fixação do solo (Metzger, 2010). Larguras abaixo de 30 m já tem a sua capacidade reduzida na manutenção da qualidade do hábitat, que com a intensificação dos efeitos de borda

pode comprometer a conservação da biodiversidade (Metzger, 2010). Na Amazônia, a indicação é de pelo menos 200 m de largura da APP em cada lado do rio para a manutenção da biodiversidade (Lees e Peres, 2008; Lima e Gascon, 1999). Enquanto no Cerrado a sugestão é de 120 m de cobertura de vegetação nativa de cada lado do rio, para a conservação das Aves (Tubelis et al., 2004). Apesar dessa redução na extensão das APPs coberta com vegetação nativa promovida pela LPVN, estudos já alertavam para um limiar mínimo de 50 m de cada lado do rio, independentemente da região e das condições de topografia (Metzger, 2010).

Como as APPs são geograficamente definidas, torna-se impossível compensá-las em outro local como ocorre com as RLs. Ou seja, é legalmente proibida a compensação das APPs em outro lugar, uma vez que faixas de vegetação criadas para proteger ecossistemas frágeis e por isso deve ser restaurada no mesmo local do desmatamento. O uso agropastoril permitido em parte das APPs aumenta a sua fragmentação (PRETO et al., submetido), podendo comprometer as suas funções. Já foi demonstrado em diversos estudos que a redução da proteção dessas áreas sensíveis, também compromete a sua função na contenção da entrada de sedimentos nos cursos d'água (Guidotti et al., 2020; Sparovek et al., 2002).

Essa anistia pode aumentar os impactos relacionados à conversão da vegetação nativa já observados no alto Xingu, tais como a redução na evapotranspiração (Dias et al., 2015) e mudanças nos padrões de precipitação regional (Rizzo et al., 2020). Por sua vez, estas mudanças podem comprometer a produção de alimentos e *commodities*, em regiões dependentes da estabilidade climática, como é o caso do alto Xingu (Macedo et al., 2012). A produção de grãos na região é majoritariamente dependente da precipitação, ou seja, os sistemas de irrigação são ainda incipientes (Garcia et al., 2019). O alto Xingu é responsável por 2% da produção de soja do mundo e 9% da produção nacional, e 0,4% e 3% da pastagem respectivamente (FAO, 2019; IBGE, 2017). Metade da soja produzida no alto Xingu é exportada principalmente para a Ásia e Europa, um mercado que resulta em um PIB (Produto Interno Bruto) de 1,3 milhões de euros para a região (Ballester et al., 2020). Estes valores, ressaltam a importância da preservação da vegetação nativa na bacia, e sua implicação para a manutenção da produção agropastoril a longo prazo.

Em diversas paisagens agrícolas na Amazônia Brasileira, menos que 50% da cobertura de vegetação nativa foi mantida após 25 anos da sua colonização (Walker et al. 1997). Nas paisagens do alto Xingu, a cobertura de vegetação nativa chegou a 74% na Amazônia e 64% no Cerrado em três décadas, com aproximadamente 20 e 10% em áreas protegidas, respectivamente. Considerando apenas a paisagem agrícola, a cobertura de vegetação nativa foi maior na bacia, considerando as 3 décadas, que no restante da Amazônia.

A redução das taxas de conversão de vegetação nativa já foi relacionada à queda substancial no desmatamento na fronteira agrícola da Amazônia Brasileira na década de 2000 (Nepstad et al., 2014, 2009). Essa desaceleração foi associada em parte à maior aplicação da legislação ambiental, aos sistemas de monitoramento e intervenções na cadeia produtiva, como a Moratória da Soja (Nepstad et al., 2014; Soares-Filho e Rajão, 2018). No alto Xingu nove municípios estavam presentes na lista de municípios prioritários da Amazônia em 2013 e dois permaneceram na lista do ano de 2017 (MMA, 2013; 2017).

A possibilidade de compensação do déficit de RL fora da propriedade, é uma opção economicamente mais vantajosa aos proprietários, devido aos altos custos da recomposição da vegetação nativa e a redução nos custos de oportunidade, uma vez que o produtor não precisa dispor de sua área agropastoril para a adequação da propriedade (Bernasconi et al., 2016). Outro atrativo é a alta disponibilidade de áreas com ativos de vegetação nativa para o CRA, “Cota de Reserva Ambiental” (Brito, 2017; May et al., 2015), um dos mecanismos de compensação, tanto de fitofisionomias de floresta quanto de cerrado.

Porém, a longo prazo, a recuperação de áreas convertidas e consolidadas na bacia pode ser economicamente interessante. Uma vez que pode amortecer os impactos já observados pela mudança no uso da terra e que podem ser agravados junto às mudanças climáticas, impondo restrições à produtividade agropastoril no alto Xingu devido à instabilidade no regime de chuvas.

Mesmo com a disponibilidade de compensação dos déficits de RL no mesmo domínio e na própria bacia, cerca de 19.432 km² na Amazônia 6.543 km² no Cerrado podem continuar legalmente desprotegidos e passíveis de conversão legal da vegetação nativa no alto Xingu. Fato preocupante, uma vez que a bacia se encontra no “arco do desmatamento” e esses domínios já sofrerem elevadas taxas de conversão nas últimas décadas devido à expansão agrícola (Garcia et al., 2019; Gibbs et al., 2015; Morton et al., 2016; Richards e VanWey, 2016). Logo, é de extrema importância restringir a escala geográfica da compensação do déficit de RL para assegurar a manutenção de serviços ecossistêmicos ligados à conservação da vegetação nativa no local mais próximo onde esses serviços foram perdidos (Brancaion et al., 2016) pela mudança no uso da terra. A conversão desses remanescentes de vegetação nativa aumentará a fragmentação dessas duas paisagens, resultando em um aumento no número dos fragmentos, com menor tamanho e mais dispersos na paisagem. O que resulta em um maior isolamento das populações nativas, cuja sobrevivência dependerá de suas habilidades de deslocamento pela paisagem (Metzger, 2010).

É importante criar incentivos para a compensação (CRA, por exemplo) não apenas de florestas, como vem ocorrendo no estado do Mato Grosso (Decreto N° 1.031/2017), mas também para as diversas fitofisionomias de Cerrado, savana mais biodiversa do mundo (Forzza et al., 2010;

Martinelli e Moraes, 2013). Mesmo em áreas de transição floresta-cerrado apresenta as maiores taxas de conversão da vegetação nativa (Garcia e Ballester, 2016; Garcia et al., 2019) e recebe menor proteção por meio da legislação ambiental. A conservação do cerrado tem recebido menor atenção que fitofisionomias florestais na Amazônia, apesar de sofrer com as maiores taxas de conversão (MMA, 2017). A expansão da Moratória da Soja para o domínio Cerrado, poderia evitar a conversão direta de 36 mil km² de vegetação nativa para a expansão da soja até 2050 (Soterroni et al., 2019). Uma expansão desnecessária, para suprir a demanda por aumento da produção agrícola, em um país com extensas áreas de pastagens degradadas ou com baixa produtividade em regiões adequadas para agricultura (Sparovek et al., 2015).

Cenários para a bacia do alto Xingu com base no manejo de cinco funções e demandas do solo, como a produtividade, a disponibilidade de água, nutrientes, sequestro de carbono e a biodiversidade, demonstraram que é possível um aumento na produtividade sem a necessidade de conversão de novas áreas para a produção, mesmo mantendo as atuais práticas de manejo do solo (Ballester et al., 2020). Políticas nesse sentido podem evitar a conversão de parte desses remanescentes legalmente desprotegidos, nas diversas fitofisionomias presentes na bacia.

A criação de políticas efetivas de pagamentos por serviços ambientais, economicamente viáveis ao produtor rural, que detém áreas com excedentes de vegetação nativa independente da fitofisionomia, será imprescindível para manutenção da biodiversidade e a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas na região. Os cenários construídos nesse estudo, mostraram a importância dessas áreas legalmente desprotegidas e das RL para a manutenção da cobertura de vegetação nativa nas duas paisagens.

Assim como as áreas protegidas (UC e TI) apresentam um importante papel na redução da conversão de vegetação nativa em área agropastoril nas duas paisagens estudadas (Garcia et al., 2017; Soares-Filho et al., 2006), a obrigatoriedade da RL nas propriedades rurais desempenha um papel semelhante para a conservação da paisagem. As diferenças no processo de fragmentação na Amazônia e no Cerrado no alto Xingu, pode ser parcialmente explicada pela maior proporção da área a ser conservada nas propriedades rurais através da RL na Amazônia, do que nas propriedades situadas na área de Cerrado. Outro fator importante é a proporção de áreas protegidas nas duas paisagens. A reduzida extensão de áreas protegidas no Cerrado (Klink e Machado, 2005) pode permitir a conversão dessa paisagem para valores abaixo de 30%, caso a RL seja extinta.

A maior restrição legal ao desmatamento onde há áreas de floresta na Amazônia Legal, foi responsável por uma menor porcentagem de perda de vegetação nativa, quando comparada à área de Cerrado, uma vez que o nível de conformidade não foi diferente. Os dois domínios apresentaram a mesma proporção (6%) de déficit de RL necessária para a conformidade com

legislação ambiental vigente (LPVN). A relação de medidas regulatórias governamentais, juntamente com iniciativas de restrição ao mercado através de acordos envolvendo a cadeia de suprimentos já foram observadas para reduzir as taxas de desmatamento na Amazônia (Nepstad et al., 2014).

Também encontramos evidências da efetividade da RL para a conservação da paisagem, contendo a perda de cobertura da vegetação nativa e o processo de fragmentação. Diversos estudos já relataram a importância da RL na conservação da biodiversidade (Beca et al., 2017; Farah et al., 2017) e na redução da distância entre Unidades de Conservação, melhorando a conectividade da paisagem (Ribeiro et al., 2009; Tambosi e Metzger, 2013). A RL também cumpre um papel importante no provimento de serviços ecossistêmicos altamente valiosos para a produtividade agrícola a longo prazo, tais como a polinização, a conservação do solo e da água, o controle de pragas agrícolas e o estoque de carbono (Brancalion et al., 2016).

Mesmo com todos os benefícios já mencionados, sete anos após as anistias e perdões sobre os passivos ambientais de RL (7.765 km² na Amazônia e 686 km² no Cerrado do alto Xingu), houve uma tentativa, sem sucesso, de retirar a obrigatoriedade da RL através de um projeto de lei, o PL 2.362/19. Tal medida representou uma ameaça ainda maior do que foi a revisão do código florestal em 2012, para a conservação ambiental em paisagens agrícolas. Cerca de um terço da vegetação nativa remanescente do país é de RL (Guidotti et al., 2017).

Ao somar a área de RL declarada à já extensa área de vegetação nativa sem proteção legal, localizadas principalmente nas grandes e médias propriedades, o resultado seria uma perda de 36% da cobertura da vegetação nativa presente em 2015 na paisagem da Amazônia. Desconsiderando as áreas protegidas chegaria à 50% de cobertura de vegetação nativa na paisagem agrícola. O que estaria abaixo de 60% de cobertura, valor que apresenta alterações estruturais bruscas na fragmentação da paisagem na Amazônia (Filho e Metzger, 2006).

No Cerrado, com apenas a conservação das APPs, a conversão da vegetação nativa levaria à uma perda de 50% da vegetação nativa presente em 2015. Apesar da elevada biodiversidade e endemismo no Cerrado, as altas taxas de conversão da vegetação nativa para a expansão agrícola são ainda maiores que na Amazônia (Klink e Machado, 2005; Garcia et al., 2019). Diversos estudos têm observado um grande declínio na riqueza de espécies quando a cobertura de vegetação nativa atinge valores abaixo de 30% da paisagem (Banks-Leite et al., 2014; Ochoa-Quintero et al., 2015; Pardini et al., 2010; Soares-Filho et al., 2014). Considerando apenas os serviços ecossistêmicos de polinizadores na produção agrícola, a perda e extinção dessas espécies, resultaria em um prejuízo na casa de centenas de milhares de dólares nessa atividade (Novais et al., 2016).

Nossos cenários também mostraram o impacto da perda de cobertura de vegetação nativa no processo de fragmentação. Foi observado um aumento do índice de densidade de borda e da forma dos fragmentos de vegetação nativa quando ocorre a conversão da RL declarada e de toda a vegetação nativa, exceto nas APPs, presente nas grandes e médias propriedades.

Apesar do baixo impacto do aumento dos passivos ambientais oriundos das propriedades menores que 4 MF no comportamento das métricas da paisagem em uma maior escala, esses não podem ser negligenciados e muito menos entendido como irrelevantes. Uma vez que a independência da resposta na escala observada nesse estudo foi resultado da baixa representatividade em extensão dessa categoria de propriedade na bacia do alto Xingu. O mesmo não ocorre em todos os domínios do país. A dominância de propriedades médias e grandes (> 4MF) nas duas paisagens estudadas, representa a realidade da estrutura fundiária dos domínios Amazônia, Cerrado, Pampas e Pantanal (Freitas et al., 2017). Regiões onde essas classes fundiárias abrigam grande parte dos remanescentes de vegetação nativa, devido a sua dominância na paisagem (Freitas et al., 2017). Porém, é importante deixar claro que mesmo na Amazônia Legal, há regiões onde ocorre a predominância de propriedades menores que 4 MF, logo seus efeitos em uma maior escala seriam mais relevantes.

CONCLUSÕES

Esse estudo quantificou pela primeira vez o impacto da Reserva Legal na composição e estrutura da paisagem. A restrição imposta pela legislação ambiental ao uso da terra em propriedades rurais particulares, através da Reserva Legal, impacta positivamente na manutenção da estrutura e composição da paisagem contendo o avanço da fragmentação.

Sem a obrigatoriedade da RL, é provável que o ritmo da conversão da vegetação nativa fique ainda mais alto e que dentro de alguns anos restem menos de 20% de cobertura de vegetação nativa na paisagem agrícola, desconsiderando as áreas protegidas, nos dois domínios presentes na bacia, a Amazônia e o Cerrado. Como resultado, teria uma paisagem mais fragmentada, com um maior número de fragmentos de tamanhos menores.

A implementação dos mecanismos de compensação, deve considerar a compensação do déficit da RL na mesma fitofiosomia na bacia. O que será de extrema importância para a conservação dos remanescentes na paisagem do Cerrado, o qual apresenta apenas 17% de áreas protegidas (TI e UC) e menor porcentagem de área a ser conservada como RL (20 - 35%).

A maior proporção de vegetação nativa mantida nas propriedades particulares em áreas de florestas na Amazônia Legal, corrobora com a importância de políticas públicas na prevenção de efeitos negativos da fragmentação.

REFERÊNCIAS

- Artaxo, P., 2019. Working together for Amazonia. *Science* (80-.). 363, 323–323. <https://doi.org/10.1126/science.aaw6986>
- Azevedo-Santos, V.M., Fearnside, P.M., Oliveira, C.S., Padial, A.A., Pelicice, F.M., Lima, D.P., Simberloff, D., Lovejoy, T.E., Magalhães, A.L.B., Orsi, M.L., Agostinho, A.A., Esteves, F.A., Pompeu, P.S., Laurance, W.F., Petrere, M., Mormul, R.P., Vitule, J.R.S., 2017. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodivers. Conserv.* 26, 1745–1752. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1316-x>
- Ballester, M.V.R., Garcia, A.S., Rizzo, R., Vilela, V.M.F.N., Nakai, E., Preto, M.F., Casarin, L.P., Tourne, D.C.M. 2020. Soil Functions and Land Management: Potential Synergies and Tradeoffs at the Tropical Agricultural Frontier (Brazil). In: Alves, V.S. (org.). *Land Use Changes: Management and Applications*. 1 ed. Hauppauge, NY: Nova Science Publishers, 59–82.
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L.R., Pearse, W.D., Bueno, A.A., Bruscagin, R.T., Condez, T.H., Dixo, M., Igari, A.T., Martensen, A.C., Metzger, J.P., 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* (80-.). 345, 1041–1045. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>
- Beca, G., Vancine, M.H., Carvalho, C.S., Pedrosa, F., Alves, R.S.C., Buscariol, D., Peres, C.A., Ribeiro, M.C., Galetti, M., 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biol. Conserv.* 210, 352–359. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>
- Bernasconi, P., Blumentrath, S., Barton, D.N., Rusch, G.M., Romeiro, A.R., 2016. Constraining Forest Certificate's Market to Improve Cost-Effectiveness of Biodiversity Conservation in São Paulo State, Brazil. *PLoS One* 11, e0164850. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164850>
- Brancalion, P.H.S., Garcia, L.C., Loyola, R., Rodrigues, R.R., Pillar, V.D., Lewinsohn, T.M., 2016. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Nat. Conserv.* 14, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>
- Brasil, Lei Nº 6.746, de 10 de dezembro de 1979. Altera o disposto nos arts. 49 e 50 da Lei nº 4.504, de 30 de novembro de 1964 (Estatuto da Terra), e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/1970-1979/L6746.htm#art1
- Brasil. Lei nº 4.771, 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal.
- Brasil. Lei nº 6.746, de 10 de dezembro de 1979. Altera o disposto nos arts. 49 e 50 da Lei nº 4.504, de 30 de novembro de 1964 (Estatuto da Terra), e dá outras providências.
- Brasil. Lei nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre a regulamentação dos dispositivos constitucionais relativos à reforma agrária, previstos no Capítulo III, Título VII, da Constituição Federal.
- Brasil. Projeto de Lei nº 2.362, de 2019. Revoga o Capítulo IV - Da Reserva Legal, da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, para garantir o direito

constitucional de propriedade.

- Brito, B., 2017. Potential trajectories of the upcoming forest trading mechanism in Pará State, Brazilian Amazon. *PLoS One* 12, e0174154. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174154>
- Cardille, J.A., Turner, M.G. 2002. Understanding landscape metrics. In: Gergel S.E., Turner M.G. (eds). *Learning landscape ecology*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/0-387-21613-8_8
- de Filho, F.J.B.O., Metzger, J.P., 2006. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landsc. Ecol.* 21, 1061–1073. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-6913-0>
- Dias, L.C.P., Macedo, M.N., Costa, M.H., Coe, M.T., Neill, C., 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 4, 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2019. “FAOSTAT: Food and Agriculture Data.” 2019. www.fao.org/statistics/en/.
- Farah, F.T., Muylaert, R. de L., Ribeiro, M.C., Ribeiro, J.W., Mangueira, J.R. de S.A., Souza, V.C., Rodrigues, R.R., 2017. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. *For. Ecol. Manage.* 397, 78–88. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.038>
- Forzza, R.C., Leitman, P.M., Costa, A.F., Carvalho Jr., A.A., Peixoto, A.L., Walter, B.M.T., Bicudo, C., Zappi, D., Costa, D.P., Lleras, E., Martinelli, G., Lima, H.C., Prado, J., Stehmann, J.R., Baumgratz, J.F.A.; Pirani, J.R.; Sylvestre, L.; Maia, L.C.; Lohmann, L.G.; Queiroz, L.P.; Silveira, M.; Coelho, M.N., Mamede, M.C., Bastos, M.N.C., Morim, M.P., Barbosa, M.R., Menezes, M., Hopkins, M., Secco, R., Cavalcanti, T.B., Souza, V.C. (coord./eds.). 2010. *Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil*. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Freitas, F.L.M. de, Sparovek, G., Mörtberg, U., Silveira, S., Klug, I., Berndes, G., 2017. Offsetting legal deficits of native vegetation among Brazilian landholders: Effects on nature protection and socioeconomic development. *Land use policy* 68, 189–199. <https://doi.org/10.1016/j.LANDUSEPOL.2017.07.014>
- Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS). 2018. *Mapeamento em Alta Resolução dos Biomas Brasileiros*. <http://geo.fbds.org.br/>.
- Garcia, A., de F. N. Vilela, V.M., Rizzo, R., West, P., Gerber, J.S., Engstrom, P.M., R. Ballester, M.V., 2019. Assessing land use/cover dynamics and exploring drivers in the Amazon’s arc of deforestation through a hierarchical, multi-scale and multi-temporal classification approach. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* 15, 100233. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.05.002>
- Garcia, A.S., Ballester, M.V.R., 2016. Land cover and land use changes in a Brazilian Cerrado landscape: drivers, processes, and patterns. *J. Land Use Sci.* 11, 538–559. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2016.1182221>
- Garcia, A.S., Sawakuchi, H.O., Ferreira, M.E., Ballester, M.V.R., 2017. Landscape changes in a neotropical forest-savanna ecotone zone in central Brazil: The role of protected areas in the maintenance of native vegetation. *J. Environ. Manage.* 187, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.010>

- Gibbs, H.K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D.C., Noojipady, P., Soares-Filho, B., Barreto, P., Micol, L., Walker, N.F., 2015. Brazil's Soy Moratorium. *Science* (80-.). 347, 377–378. <https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>
- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>
- Guidotti, V., Ferraz, S.F. de B., Pinto, L.F.G., Sparovek, G., Taniwaki, R.H., Garcia, L.G., Brancalion, P.H.S., 2020. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. *Land use policy* 94, 104511. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104511>
- Guidotti, V., Freitas, F.L.M., Sparovek, G., Pinto, L.F.G., Hamamura, C., Carvalho, T., Cerignoni, F., 2017. Números detalhados do novo Código Florestal e suas implicações para o PRAs. *Sustentabilidade em Debate* 5, 1–10. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.23229.87526>
- Hansen, M.C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* (80-.). 342, 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J. 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. - *Ecography* 42:1648-1657 (ver. 1.2.2).
- IBGE – Amazônia Legal (<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15819-amazonia-legal.html?=&t=o-que-e>)
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2017. “Censo Agropecuário.” 2017. <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/>.
- INCRA, Instituto Nacional de Reforma Agrária. 2016. “Acervo Fundiário.” 2016. <http://acervofundiario.incra.gov.br/acervo/acv.php>.
- Instituto Centro de Vida – ICV. 2017. Áreas de uso consolidado em Mato Grosso. https://www.icv.org.br/wp-content/uploads/2017/08/INFO_MapoUsoConsolidado_MT_ICV_A4_ImprePessoal.pdf.
- Ivanauskas, N.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2008. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amaz.* 38, 387–402. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000300003>
- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv. Biol.* 19, 707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Lausch, F.H., 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecol. Indic.* 2, 3–15. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00053-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00053-5)
- Lees, A.C., Peres, C.A., 2008. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. *Conserv. Biol.* 22, 439–449. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00870.x>

- Lima, M.G., Gascon, C., 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biol. Conserv.* 91, 241–247. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00084-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00084-1)
- Lindenmayer, D.B., Fischer, J. 2006. *Landscape Change and Habitat Fragmentation*. Island Press, Washington, DC.
- Lira, P.K., Tambosi, L.R., Ewers, R.M., Metzger, J.P., 2012. Land-use and land-coverchange in Atlantic Forest landscapes. *For. Ecol. Manag.* 278, 80–89, <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.008>
- Macedo, M.N., DeFries, R.S., Morton, D.C., Stickler, C.M., Galford, G.L., Shimabukuro, Y.E., 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 1341–1346. <https://doi.org/10.1073/pnas.1111374109>
- Martinelli, G., Moraes, M.A. (orgs.). 2013. *Livro vermelho da flora do Brasil*. 1 ed. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1100 p.
- Mato Grosso. Decreto 1.031, de 02 de junho de 2017. Regulamenta a Lei Complementar nº 592, de 26 de maio de 2017, no que tange o Programa de Regularização Ambiental, o Sistema Mato-grossense de Cadastro Ambiental - SIMCAR, a inscrição e análise do Cadastro Ambiental Rural.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. 2005. Island Press, Washington, D.C.
- Metzger, J.P., 2010. O Código Florestal tem base científica? *Nat. Conserv.* 8, 1–5.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2015. Dados Georreferenciados (I3GEO): Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2018. 2ª Atualização das Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade 2018. <http://areasprioritarias.mma.gov.br/2-atualizacao-das-areas-prioritarias>
- Ministério do Meio Ambiente. 2013. Lista de Municípios Prioritários da Amazônia. http://combateaodesmatamento.mma.gov.br/images/conteudo/lista_municipios_prioritarios_AML_2013.pdf
- Ministério do Meio Ambiente. 2017. Lista de Municípios Prioritários da Amazônia. http://combateaodesmatamento.mma.gov.br/images/conteudo/lista_municipios_prioritarios_AML_2017.pdf
- Ministério do Meio Ambiente; Divisão do Serviço Geográfico do Exército Brasileiro (MMA/DSG-EB). 2008. Sistema de Informações Cartográficas da SEPLAN-MT. <http://www.seplan.mt.gov.br/-/10951338-bases-cartograficas>.
- MMA. Os planos de prevenção e controle do desmatamento em âmbito federal (Ministério do Meio Ambiente, 2017). Disponível em: <http://combateaodesmatamento.mma.gov.br/>
- Napolitano Ferreira, P.H.V., 2014. *Observatório de UCs: biodiversidade em unidades de conservação*. Brasília.

- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T., DiGiano, M., Shimada, J., Da Motta, R.S., Armijo, E., Castello, L., Brando, P., Hansen, M.C., McGrath-Horn, M., Carvalho, O., Hess, L., 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* (80-.). <https://doi.org/10.1126/science.1248525>
- Novais, S.M.A., Nunes, C.A., Santos, N.B., D'Amico, A.R., Fernandes, G.W., Quesada, M., Braga, R.F., Neves, A.C.O., 2016. Effects of a Possible Pollinator Crisis on Food Crop Production in Brazil. *PLoS One* 11, e0167292. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167292>
- Ochoa-Quintero, J.M., Gardner, T.A., Rosa, I., de Barros Ferraz, S.F., Sutherland, W.J., 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontierlandscapes. *Conserv. Biol.* 29, 440–451, <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12446>.
- Opldam, P., Luque, S., Nassauer, J., Verburg, P.H., Wu, J., 2018. How can landscape ecology contribute to sustainability science? *Landsc. Ecol.* 33, 1–7. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0610-7>
- P.H., M., P., B., S., W., R., L., 2015. Cotas de reserva ambiental no novo código florestal Brasileiro: Uma avaliação ex-ante. Center for International Forestry Research (CIFOR). <https://doi.org/10.17528/cifor/005893>
- Pardini, R., Bueno, A. de A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *PLoS One* 5, e13666. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365, 2959–2971. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Preto, M.F., Garcia, A.S., Nakai, E.S., Casarin, L.P., Vilela, V.M.F.N., Ballester, M.V. R. The role of environmental legislation and land use patterns on riparian deforestation in an Amazonian agricultural frontier (MT, Brazil). *Submetido à revista Land Use Policy*.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Richards, P.D., VanWey, L., 2016. Farm-scale distribution of deforestation and remaining forest cover in Mato Grosso. *Nat. Clim. Chang.* 6, 418–425. <https://doi.org/10.1038/nclimate2854>
- Rizzo, R., Garcia, A.S., Vilela, V.M. d. F.N., Ballester, M.V.R., Neill, C., Victoria, D.C., da Rocha, H.R., Coe, M.T., 2020. Land use changes in Southeastern Amazon and trends in rainfall and water yield of the Xingu River during 1976–2015. *Clim. Change* 1–18. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02736-z>
- Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Mato Grosso (SEMA-MT). 2016. Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SIMCAR). <https://monitoramento.sema.mt.gov.br/simcar/tecnico.app/publico/car>
- Soares-Filho, B., Rajão, R., 2018. Traditional conservation strategies still the best option. *Nat. Sustain.* <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0179-9>

- Soares-Filho, B., Rajao, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A., 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* (80-.). <https://doi.org/10.1126/science.1246663>
- Soares-Filho, B.S., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Cerqueira, G.C., Garcia, R.A., Ramos, C.A., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P., MacGrath, D., 2006. Amazon conservation scenarios. *Nature* 440, 520–523. <https://doi.org/10.1038/nature04389>
- Soterroni, A.C., Ramos, F.M., Mosnier, A., Fargione, J., Andrade, P.R., Baumgarten, L., Pirker, J., Obersteiner, M., Kraxner, F., Câmara, G., Carvalho, A.X.Y., Polasky, S., 2019. Expanding the soy moratorium to Brazil's Cerrado. *Sci. Adv.* 5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav7336>
- Sparovek, G.; et al. 2012. The revision of the Brazilian forest act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science and Policy*, New York, v. 16, p. 65-72. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.008>
- Sparovek, G., Barretto, A.G. de O.P., Matsumoto, M., Berndes, G., 2015. Effects of Governance on Availability of Land for Agriculture and Conservation in Brazil. *Environ. Sci. Technol.* 49, 10285–10293. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01300>
- Sparovek, G., Beatriz Lima Ranieri, S., Gassner, A., Clerice De Maria, I., Schnug, E., Ferreira Dos Santos, R., Joubert, A., 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agric. Ecosyst. Environ.* 90, 169–175. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00195-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00195-5)
- Sparovek, G., Berndes, G., Barretto, A.G. de O.P., Klug, I.L.F., 2012. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environ. Sci. Policy* 16, 65–72. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2011.10.008>
- Sparovek, G., Berndes, G., Klug, I.L.F., Barretto, A.G.O.P., 2010. Brazilian Agriculture and Environmental Legislation: Status and Future Challenges. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6046–6053. <https://doi.org/10.1021/es1007824>
- Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A.E., Oliveira Filho, F.J.B., Scaramuzza, C.A. de M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B., Balmford, A., 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Tambosi, L.R., Metzger, J.P., 2013. A Framework for Setting Local Restoration Priorities Based on Landscape Context. *Nat. Conserv.* 11, 152–157. <https://doi.org/10.4322/natcon.2013.024>
- Tambosi, L.R., Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restor. Ecol.* 22, 169–177, <http://dx.doi.org/10.1111/rec.1204>
- Tubelis, D.P., Cowling, A., Donnelly, C., 2004. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biol. Conserv.* 118, 353–364. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.09.014>
- United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC). 2020. Protected Area Profile for Brazil from the World Database of Protected Areas.

<https://www.protectedplanet.net/country/BRA>

- Uuemaa, E., Mander, Ü., Marja, R., 2013. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecol. Indic.* 28, 100–106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.018>
- VanWey, L.K., Spera, S., de Sa, R., Mahr, D., Mustard, J.F., 2013. Socioeconomic development and agricultural intensification in Mato Grosso. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20120168. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0168>
- Velasquez, C., Alves, H. Q., Bernasconi, P. (orgs). 2010. Fique por dentro: a Bacia do Rio Xingu em Mato Grosso. Instituto Socioambiental, Instituto Centro de Vida, São Paulo, 40 pp.
- Vicentini, J. O.; Tourne, D. C. M.; Ballester, M. V. R. Sociospatial dynamics of agribusiness in the Amazon: a case study of soybean production in Querencia, MT – Brazil. (in preparation)
- Walker, R., Homma, A., Conta, A., Carvalho, R., Ferreira, C., Santos, A., Rocha, A., Oliveria, P., Rodrigues, C. 1997. As Contradições do Processos de Desenvolvimento Agrícola na Transamazônica. Documentos, Número 93, EMBRAPA/CPATU: Belém.
- Wu, J. 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* 19, 125–138. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000021711.40074.ae>

APÊNDICE

Métricas da paisagem

Métricas da paisagem foram calculadas para a Amazônia e Cerrado da Bacia do Alto Xingu – MT, Brasil. A tabela 2 apresenta informações sobre as métricas calculadas, acrônimo, nome, unidade, descrição e tipo. O cálculo foi realizado através da ferramenta R de código aberto, o landscapemetrics 1.2.2 (Hesselbarth et al., 2019), para os cenários e mapas de cobertura e uso do solo, derivados da classificação digital de imagens de satélites. Detalhes da classificação podem ser encontrados em Garcia et al. (2019).

Tabela 2. Descrição das métricas da paisagem calculadas para a Amazônia e o Cerrado na Bacia do Alto Xingu – MT, Brasil. O cálculo foi realizado no landscapemetrics 1.2.2 (Hesselbarth et al., 2019)

Acrônimo	Nome	Descrição	Tipo
CA	Área total da classe (ha)	Área total ocupada por uma classe na paisagem	Composição
PLAND	Porcentagem da paisagem (%)	É a proporção da paisagem ocupada por uma classe	Composição
LPI	Índice de maior fragmento (%)	É a porcentagem da paisagem coberta pelo maior fragmento de determinada classe	Dominância
AREA_MN	Área média dos fragmentos (ha)	Tamanho médio dos fragmentos de uma determinada classe	Composição
AREA_SD	Desvio padrão da área dos fragmentos (ha)	O desvio padrão das áreas dos fragmentos de uma determinada classe	Composição
AREA_CV	Coefficiente de variação da área dos fragmentos (ha)	Resume cada classe como o Coeficiente de variação das áreas de todos os seus fragmentos	Composição
ED	Densidade de borda (m/ha)	A soma do comprimento total das bordas de uma determinada classe em relação à área total da paisagem	Configuração
TE	Borda total (m)	Inclui todas as bordas entre uma determinada classe e todas as outras classes da paisagem	Configuração
NP	Número de fragmentos	O número de fragmentos de cada classe de uso e cobertura do solo da paisagem	Configuração
LSI	Índice de forma da paisagem	É a razão entre o comprimento real da borda da classe i e o comprimento hipotético mínimo da borda da classe i	Configuração
Clumpy	Índice de Clumpy	Métrica de agregação. É o desvio proporcional da proporção de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente daquela esperada em uma distribuição espacialmente aleatória	Configuração
SHAPE_MN	Índice de forma médio	Descreve a relação entre o perímetro real do fragmento e o seu perímetro mínimo hipotético. Resume cada classe como a média de cada fragmento pertencente à classe i	Configuração
SHAPE_CV	Coefficiente de variação do Índice de forma	Cada classe é resumida como o Coeficiente de variação de cada fragmento pertencente à classe i	Configuração
SHAPE_SD	Desvio padrão do Índice de forma	Cada classe é resumida como o Desvio padrão de cada fragmento pertencente à classe i	Configuração

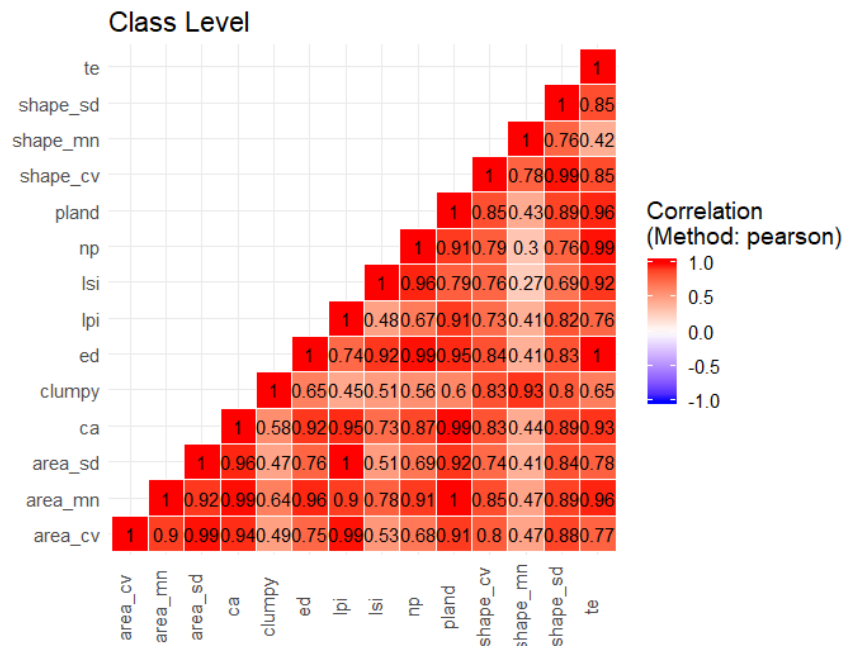


Fig. 4. Gráfico da correlação de Pearson entre as métricas calculadas nesse estudo. Para evitar redundância nos dados, foram selecionadas as métricas com correlação menor que 0,8.

REFERÊNCIAS

- Garcia, A., de F. N. Vilela, V.M., Rizzo, R., West, P., Gerber, J.S., Engstrom, P.M., R. Ballester, M.V., 2019. Assessing land use/cover dynamics and exploring drivers in the Amazon's arc of deforestation through a hierarchical, multi-scale and multi-temporal classification approach. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* 15, 100233. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.05.002>
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J. 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. - *Ecography* 42:1648-1657 (ver. 1.2.2).