

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

Influência dos padrões de uso e ocupação do solo e do regime legal na
manutenção das Áreas de Preservação Permanente na bacia do Alto Xingu, MT

Mayra de Freitas Preto

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Ecologia
Aplicada

Piracicaba
2020

Mayra de Freitas Preto
Bachalera em Ciências Biológicas

Influência dos padrões de uso e ocupação do solo e do regime legal na manutenção das
Áreas de Preservação Permanente na bacia do Alto Xingu, MT

Orientador:
Profa. Dra. **MARIA VICTORIA RAMOS BALLESTER**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Ecologia
Aplicada

Piracicaba
2020

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

Preto, Mayra de Freitas

Influência dos padrões de uso e ocupação do solo e do regime legal na manutenção das Áreas de Preservação Permanente na bacia do Alto Xingu, MT / Mayra de Freitas Preto. - - Piracicaba, 2020.

67 p.

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

1. Área de Preservação Permanente 2. Lei de Proteção da Vegetação Nativa 3. Legislação ambiental 4. Zonas ripárias 5. Bacia do Alto Xingu I.
Título

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Leonel e Rosângela, dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo financiamento que permitiu o desenvolvimento deste trabalho. Espero que nenhum movimento retrógrado seja capaz de barrar esse fomento para a pesquisa científica no Brasil.

À Universidade de São Paulo, ao Programa de Pós-graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, aos professores e funcionários, pela oportunidade de me capacitar como profissional e como sujeito crítico.

À companhia Planet, por ceder as imagens de satélite *Rapid Eye*, fomentando pesquisas como esta.

À minha orientadora, Vicky, por toda dedicação ao laboratório e à nossa formação como profissionais e cidadãos, e, especialmente, por sempre acreditar no potencial deste trabalho e desta orientada. À todo grupo de pesquisa do Laboratório de Geoprocessamento (LabGEO). Andrea, obrigada pela parceria, pela paciência, e por todo aprendizado, você me inspira muito e não faz ideia de como vem ajudando e motivando minha formação. Daiana, obrigada pelas oportunidades de aprendizagem, muito do que sei hoje foi com seu incentivo. Érica, obrigada por me levar para frente sempre que eu precisei, você é uma das pessoas mais incríveis, empenhadas e especiais que eu já tive o prazer de conhecer. Laura, obrigada pelas risadas, pela amizade e por todo apoio nessa caminhada, espero poder sempre estar aqui por você também. Rodnei, obrigada pelos valiosos conselhos, eles ajudaram muito no desenvolvimento deste trabalho, e espero continuar aprendendo com você em novas parcerias. Vivian, você foi a primeira pessoa que tive contato no laboratório e, mesmo sem me conhecer, ajudou com absolutamente tudo, não sei como eu teria passado essa etapa sem você, obrigada por me guiar nesse mundo louco que é a academia, mostrando que o melhor jeito de crescer é sempre junto.

Aos meus pais, Leonel e Rosângela, por sempre acreditarem e investirem nos meus sonhos. Obrigado por batalharem com unhas e dentes para que eu tivesse a melhor educação que vocês pudessem dar. Obrigado pelas horas extra, cortes no orçamento e noites mal dormidas. Obrigado pelo suporte incondicional em todas as decisões, erros e acertos. Obrigado por me ensinarem a amar a natureza antes mesmo de saber falar. Enquanto a maioria dos pais quer para o filho uma profissão lucrativa, vocês só desejaram a minha felicidade. Todas as minhas conquistas são, primeiramente, de vocês. Agradeço também à minha irmã, Michele, por todo suporte e amor. Você é uma guerreira e sempre me fez sentir como se eu fosse capaz de fazer qualquer coisa. Por fim, agradeço ao meu parceiro da vida, Wagner, que não apenas dedicou muitas horas ajudando nas análises, como também foi um dos meus pilares nessa jornada, obrigada por deixar tudo sempre muito mais fácil.

ΕΠÍΓΡΑΦΕ

“To be a scientist is to be naive.

We are so focused on our search for truth we fail to consider how few actually want us to find it.

But it is always there whether we see it or not, whether we choose to or not.

The truth doesn’t care about our needs or wants.

It doesn’t care about our governments, our ideologies, our religions. It will lie in wait for all time.

Where I once would fear the cost of truth, now I only ask: ‘what is the cost of lies’.”.

— Valery Legasov (Jared Harris), Chernobyl, Miniseries: Open Wide, O Earth

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	9
1.1. OBJETIVOS	9
2. O PAPEL DO REGIME LEGAL E DOS PADRÕES DE USO DO SOLO NO DESMATAMENTO DE AMBIENTES RIPÁRIOS EM UMA FRONTEIRA AGRÍCOLA AMAZÔNICA (MT, BRASIL)	13
RESUMO.....	13
ABSTRACT	13
2.1. INTRODUÇÃO	14
2.2. METODOLOGIA	15
2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
2.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	30
3. A LACUNA ENTRE A FORMULAÇÃO DE POLÍTICAS E A PROTEÇÃO EFETIVA DOS AMBIENTES RIPÁRIOS	38
RESUMO.....	38
ABSTRACT	38
3.1. INTRODUÇÃO	38
3.2. INCONSISTÊNCIAS JURÍDICAS E DESALINHAMENTO DE POLÍTICAS PÚBLICAS	39
3.3. SISTEMAS DE MONITORAMENTO E FISCALIZAÇÃO	42
3.4. FLEXIBILIZAÇÃO DE LEIS AMBIENTAIS	44
3.5. CARÊNCIA DE EMBASAMENTO CIENTÍFICO	47
3.6. INCENTIVOS ECONÔMICOS	48
3.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	49
APÊNDICES	56
REFERÊNCIAS	67

RESUMO

Influência dos padrões de uso e ocupação do solo e do regime legal na manutenção das Áreas de Preservação Permanente na bacia do Alto Xingu, MT

A expansão e a intensificação do agronegócio no Brasil vêm promovendo uma rápida mudança nos padrões de uso e ocupação do solo na fronteira agrícola da Amazônia, acompanhada por crescentes taxas de desmatamento e impactos ambientais. Apesar de legalmente protegidas como Áreas de Preservação Permanente (APPs), as zonas ripárias presentes nessa região estão sob constante pressão antrópica, e os esforços governamentais para sua proteção têm sido questionados. Considerando a crescente pressão agrária sobre a região e a escassez de dados, este trabalho objetivou a análise de passivos ambientais em APPs localizadas em imóveis rurais na bacia do Alto Xingu, identificando possíveis influências dos padrões fundiários e de uso e ocupação do solo sobre estas áreas de proteção. A influência da legislação ambiental e do conjunto de políticas públicas referentes a estas áreas de proteção também estiveram sob investigação. Através de técnicas de geoprocessamento, analisou-se primeiramente o impacto da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) sobre a proteção dos ambientes ripários, após seis anos de sua implementação, nos municípios de Querência e São José do Xingu (MT, Brasil). A dinâmica dos passivos ambientais foi avaliada conforme as diferentes exigências de recomposição da vegetação ripária, e de contexto regional, considerando o uso da terra, os atores sociais e históricos de governança ambiental. Nas áreas onde houve redução nas exigências de recomposição pela LPVN, as taxas de redução de passivos ambientais foram menores, e novos avanços no desmatamento das zonas ripárias foram observados. Os assentamentos e os imóveis de pequenos produtores rurais tenderam a concentrar um maior déficit de vegetação relativo. No entanto, as grandes propriedades foram as maiores responsáveis pelos passivos ambientais nas áreas de estudo, e permanecem como os principais vetores dos novos desmatamentos. O estudo destacou que as problemáticas e a capacidade de resposta se difere conforme diferentes condicionantes regionais e atores sociais. Estes são elementos a serem considerados na implantação e no acompanhamento de qualquer política de proteção ou plano de recuperação das zonas ripárias, que por sua vez devem atuar a nível de paisagem, já que melhorias locais não necessariamente são revertidas em ganhos de conectividade e de proteção aos serviços ecossistêmicos. As observações constatadas nessa primeira abordagem foram aprofundadas através de uma extensa pesquisa documental sobre o processo histórico de limitação de uso dos ambientes ripários no Brasil. Através da identificação de seus principais pontos de progresso e de falha, levantou-se questões importantes a serem discutidas para avanços nos esforços de preservação dos ambientes ripários. Entre estes, destacaram-se a (i) importância de um sistema normativo e de políticas setoriais coesos e integrados, (ii) a necessidade de investimento em órgãos e sistemas de monitoramento, fiscalização e responsabilização do desmatamento ilegal, (iii) os vieses das políticas de flexibilização de leis ambientais, (iv) a importância de uma base científica sólida, e (v) o potencial dos instrumentos econômicos na manutenção destas áreas em imóveis particulares.

Palavras-chave: Área de Preservação Permanente, Lei de Proteção da Vegetação Nativa, Legislação ambiental, Zonas ripárias, Bacia do Alto Xingu

ABSTRACT

Influence of land use and occupation patterns and legal regime in Permanent Preservation Areas maintenance in the Alto Xingu basin, MT

Agricultural expansion and intensification in Brazil have been promoting rapid transformations of landscape patterns in the Amazon agricultural frontier, followed by increasing deforestation rates and environmental impacts. Despite being legally protected as Permanent Preservation Areas (PPAs), riparian zones located in this region are under pressure, and government conservation efforts have been questioned. Considering the growing agrarian pressure in the region and data scarcity, this work aimed to analyze environmental liabilities in PPAs located in rural properties in the Upper Xingu river basin, identifying possible influences of land tenure and patterns of land use and occupation. The role of environmental legislation and public policies were also under investigation. Through geoprocessing techniques, the impact of the Native Vegetation Protection Law (NVPL) on the protection of riparian environments was first analyzed, after six years of its implementation, in the municipalities of Querência and São José do Xingu (MT, Brazil). The dynamics of environmental liabilities were assessed according to different requirements for restoration of riparian vegetation, and regional context, considering land use, social actors and environmental governance. In the areas where the requirements for PPA recomposition were decreased by NVPL, the reduction rates of environmental liabilities were lower, and new advances in riparian deforestation were observed. Settlements and smallholders farms concentrated a higher relative vegetation deficit. However, large farms were the main responsible for environmental liabilities in the study areas, and remain the main drivers of new deforestation. The study highlighted that problems and responsiveness differ according different regional conditions and social actors. These are elements to be considered when implementing and monitoring any protection policy or recovery plan for riparian zones, which must act at the landscape level, as local improvements are not necessarily converted into gains for connectivity and protection of ecosystem services. The findings of this first approach were explored through an extensive documentary research on the historical process of usage limitation of riparian zones in Brazil. Through the identification of its main progress and failures, important questions were raised for advances in conservation efforts of riparian zones. Among these, we highlighted the (i) importance of a cohesive and integrated normative system and sectoral policies, (ii) need for investment in monitoring, fiscalization and responsabilization systems of illegal deforestation, (iii) biases of flexibilization in environmental policies, (iv) importance of a solid scientific basis, and (v) potential of economic instruments in maintaining riparian vegetation on private properties.

Keywords: Permanent Preservation Areas, Native Vegetation Protection Law, Environmental legislation, Riparian zones

1. INTRODUÇÃO GERAL

Compostas por um mosaico de topografias, habitats e comunidades, as zonas ripárias são um dos ambientes mais diversos, dinâmicos e biofisicamente complexos do mundo (Naiman e Décamps, 1993). Como interfaces entre os ambientes terrestres e os corpos hídricos, elas apresentam um gradiente de fatores bióticos e abióticos determinantes no movimento das águas, nutrientes, sedimentos e espécies (Cooper et al., 1997; Biggs et al., 2004; Burdon et al., 2013; Bleich et al., 2014). A remoção da vegetação ripária pode resultar em sérias perturbações aos corpos d'água, incluindo a potencialização do risco de erosão e de assoreamento do leito do rio, bem como alterações nos padrões de inundação, entrada de matéria orgânica e nutrientes, turbidez, temperatura e radiação solar incidente (Allan, 2004; Sweeney et al., 2004; Deegan et al., 2011; Macedo et al., 2013; Bleich et al., 2014). Com fortes implicações sobre processos hidrológicos e ecológicos, as intervenções nas zonas ripárias podem impactar ainda a diversidade das comunidades, onde desempenham o papel de habitat e de conexão a outros ambientes, favorecendo o estabelecimento de mudanças estruturais e funcionais nas mesmas (Nagy et al., 2015; Elliott e Vose, 2016).

As zonas ripárias estão amparadas pela legislação ambiental brasileira como Áreas de Preservação Permanente (APP), cujo regime de proteção é atualmente regido pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) (Brasil, 2012). Apesar disso, estima-se um passivo ambiental para estas áreas de cerca de 4,5 milhões de hectares ao longo de todo território nacional (Soares-Filho et al., 2014). O desmatamento no Brasil se apresenta hoje de forma intensa em uma faixa que se estende ao longo das regiões leste e sul da Amazônia brasileira, conhecida como “arco do desmatamento”, sendo considerada a fronteira agrícola mais ativa do mundo em termos de supressão de vegetação (FAO, 2006) e de queimadas (Giglio et al., 2006). O Mato Grosso é seu segundo maior contribuinte e, junto com o Pará, foi responsável por mais da metade das áreas desmatadas da Amazônia Legal em 2019. A taxa de desmatamento no estado, além de elevada, também demonstra tendência progressiva desde 2012, o mesmo ano de aprovação da LPVN, em relação a qual a taxa de 2019 representa um aumento de 122 % (INPE, 2019).

Apesar do desmatamento em larga escala no Mato Grosso contar com um extenso mapeamento, existem ainda poucos estudos quantitativos e qualitativos sobre as intervenções em APPs na região. Este permanece um campo pouco explorado, de forma que o conhecimento sobre os padrões e as tendências atuais de desmatamento dentro das APPs ainda é escasso. A relevância deste diagnóstico se torna ainda maior considerando as medidas bastante controversas aprovadas pela LPVN no que concerne as APPs, incluindo marcantes reduções nas áreas protegidas, ampliação de casos passíveis de intervenção, e a anistia e consolidação em massa do uso antrópico dentro de seus limites.

1.1. Objetivos

Diante do exposto, o presente trabalho teve como principal objetivo avaliar os passivos ambientais existentes nas APPs de nascentes e cursos d'água em propriedades rurais dos municípios de Querência e São José do Xingu, localizados na bacia do Alto Xingu, Mato Grosso. Além de avaliar a dinâmica de supressão dessa vegetação e caracterizar suas implicações na paisagem, o estudo visou a identificação de possíveis influências exercidas por fatores como os padrões fundiários, os tipos de uso e ocupação do solo e a legislação ambiental brasileira sobre a manutenção destas áreas de proteção.

Os objetivos específicos incluem:

- a) Identificar e quantificar a rede de drenagem e respectivas APPs, com base no disposto pela LPVN;

- b) Avaliar a supressão da vegetação nas APPs;
- c) Avaliar o arranjo e os padrões espaciais das APPs utilizando métricas de paisagem;
- d) Realizar uma análise crítica sobre o conjunto histórico de normas jurídicas referentes à conservação das APPs atuantes nos âmbitos regional, estadual e federal.

REFERÊNCIAS

- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Biggs, T.W., Dunne, T., Martinelli, L.A. 2004. Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. *Biogeochemistry* 68, 227-257. <https://doi.org/10.1023/B:BIOG.0000025744.78309.2e>
- Bleich, M.E., Mortati, A.F., André, T., Piedade, M.T.F. 2014. Riparian deforestation affects the structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. *Tropical Conservation Science* 7(4), 657-676. <https://doi.org/10.1177/194008291400700406>
- 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.
- Burdon, F.J., McIntosh, A., Harding, J.S. 2013. Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecological Applications* 23(5), 1036-1047. <https://doi.org/10.1890/12-1190.1>
- Cooper, S.D., Barmuta, L., Sarnelle, O., Kratz, K., Diehl, S. 1997. Quantifying spatial heterogeneity in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16(1), 174-88. <https://doi.org/10.2307/1468250>
- 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>
- Elliott, K.J., Vose, J.M. 2016. Effects of riparian zone buffer widths on vegetation diversity in southern Appalachian headwater catchments. *Forest Ecology and Management* 376, 9–23. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.046>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2006. Global Forest Resources Assessment 2005: Progress Towards Sustainable Forest Management. Forestry Paper 147, 348 pp.
- Giglio, L., Csiszar, I., Justice, C.O. 2006. Global distribution and seasonality of active fires as observed with the Terra and Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors. *Journal of Geophysical Research* 3, G02016. <https://doi.org/10.1029/2005JG000142>
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2019. TerraBrasilis – Projeto PRODES: Monitoramento da floresta Amazônica brasileira por satélite. Disponível em: terrabrasilis.dpi.inpe.br
- Macedo, M.N., Coe, M.T., Defries, R., Uriarte, M., Brando, P.M., Neill, C., Walker, W.S. 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 368, 1-9. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0153>

- Nagy, R.C., Porder, S., Neill, C., Brando, P., Quintino, R.M., Nascimento, S.A. 2015. Structure and composition of altered riparian forests in an agricultural Amazonian landscape. *Ecological Applications* 25(6), 1725–1738. <https://doi.org/10.1890/14-1740.1>
- Naiman, R.J., Décamps, H., Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3(2), 209–12. <https://doi.org/10.2307/1941822>
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344(6182), 363-364. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>
- Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., Hession, W.C., Horwitz, R.J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *PNAS* 101(39), 14132-14137. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405895101>

2. O PAPEL DO REGIME LEGAL E DOS PADRÕES DE USO DO SOLO NO DESMATAMENTO DE AMBIENTES RIPÁRIOS EM UMA FRONTEIRA AGRÍCOLA AMAZÔNICA (MT, BRASIL)

RESUMO

Nas últimas décadas, a expansão e intensificação do agronegócio no Brasil vêm promovendo uma rápida mudança no uso e ocupação do solo na fronteira agrícola da Amazônia. Nessa região, caracterizada pela crescente supressão da vegetação nativa, as zonas ripárias representam uma importante ferramenta de proteção de serviços ecossistêmicos e da biodiversidade. Contudo, alterações recentes na legislação ambiental trouxeram mudanças bastante controversas ao regime de proteção dessas áreas. O presente trabalho representa uma análise do impacto da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) sobre a proteção dos ambientes ripários, após seis anos de sua implementação, nos municípios de Querência e São José do Xingu (MT), situados na fronteira agrícola da Amazônia. Através do processamento de imagens de alta resolução espacial, a dinâmica dos passivos ambientais foi avaliada conforme as diferentes exigências de recomposição da vegetação ripária, e de contexto regional, considerando o uso da terra, os atores sociais envolvidos e diferentes históricos de governança ambiental. Nas áreas onde houve redução nas exigências de recomposição pela LPVN, as taxas de redução de passivos ambientais foram menores, e novos avanços no desmatamento das zonas ripárias foram observados. Os assentamentos e os imóveis de pequenos produtores rurais tenderam a concentrar um maior déficit de vegetação relativo. No entanto, as grandes propriedades foram as maiores responsáveis pelos passivos ambientais nas áreas de estudo, e permanecem como os principais vetores dos novos desmatamentos. Há indícios de que a influência do uso agropastoril sobre a concentração de passivos nas zonas ripárias varie conforme o tipo de manejo adotado na propriedade. A implantação e o acompanhamento de qualquer política de proteção ou plano de recuperação das zonas ripárias precisa considerar que as problemáticas e a capacidade de resposta se difere conforme diferentes condicionantes regionais e atores sociais. Por fim, mostrou-se essencial que a gestão das APPs ocorra a nível de paisagem, já que melhorias locais não necessariamente são revertidas em ganhos de conectividade e de proteção aos serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: 1. Área de Preservação Permanente 2. Zonas ripárias 3. Uso do solo 4. Estrutura fundiária 5. Lei de Proteção da Vegetação Nativa

ABSTRACT

In recent decades, agricultural expansion and intensification have been promoting rapid transformations in land use and occupation patterns in the Brazilian Amazon. In this region, characterized by growing suppression of native vegetation, riparian zones represent an important tool for protecting ecosystem services and biodiversity. However, recent changes in environmental legislation have brought quite controversial changes to the protection regime of these areas. The present study represents an analysis of the impact of the Native Vegetation Protection Law (NVPL) on the protection of riparian environments, after six years of its implementation, in the municipalities of Querência and São José do Xingu (MT), located in the agricultural frontier of Amazon. Through the processing of high spatial resolution images, the dynamics of environmental liabilities were assessed according to different recomposing requirements of riparian vegetation, and in a regional context, considering land use, social actors, and environmental governance. In the areas where the requirements for PPA recomposition were decreased by NVPL, the reduction rates of environmental liabilities were lower, and new advances in the deforestation of riparian zones were observed. Settlements and smallholder farms concentrated higher relative deficit of vegetation. However, large properties were the main responsible for environmental liabilities in the study areas and remain the main drivers of new

deforestation. There is evidence that the influence of agropastoral use on the concentration of liabilities in riparian zones varies according to the type of management adopted on the property. Protection policies and recovery plans for riparian zones need to consider that problems and responsiveness differ according to different regional conditions and social actors. Finally, it is essential that management of PPAs take place at the landscape level because local improvements are not necessarily reversed in gains for connectivity and protection of ecosystem services.

Keywords: 1. Permanent Preservation Areas 2. Riparian zones 3. Land use 4. Land tenure 5. Native Vegetation Protection Law

2.1. Introdução

Como um ambiente de interface entre ecossistemas terrestres e aquáticos, as zonas ripárias apresentam um gradiente natural de perturbações que sustentam um sensível mosaico, espacial e temporal, de ambientes com poucos paralelos em outros sistemas. Configuram-se, assim, como locais de particular interesse para a conservação da biodiversidade e para a manutenção de processos ecológicos e serviços ecossistêmicos (Naiman e Décamps, 1997; Burdon et al., 2013; Bleich et al., 2014). Impactos significativos nas zonas ripárias estão frequentemente associados a mudanças de uso da terra (Leal et al., 2016). Fatores como a supressão da vegetação ripária e o tipo de manejo da produção agrícola podem favorecer o estabelecimento de mudanças estruturais e funcionais sobre as comunidades para as quais estas áreas desempenham o papel de habitat e de conexão a outros ambientes (Nagy et al., 2015; Elliott e Vose, 2016). Além disso, podem resultar em fortes implicações sobre processos hidrológicos e biogeoquímicos (Sweeney et al., 2004; Deegan et al., 2011; Bleich et al., 2014)

Muitos países apresentam hoje alguma política de proteção voltada às zonas ripárias (Chiavari e Lopes, 2017). Na legislação ambiental brasileira, faixas de vegetação que circundam corpos d'água e nascentes estão entre os ambientes amparados dentro do conceito de Áreas de Preservação Permanente (APPs), cujo regime de proteção é atualmente regido pela Lei nº 12.651, de 2012, também conhecida como Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN). De forma geral, as intervenções em APPs foram historicamente limitadas e restritas aos casos de utilidade pública, interesse social ou de baixo impacto previstos em lei (Brasil, 1965; 2001). Porém, com o advento da LPVN, instituiu-se uma hipótese de exceção ao regime regular de proteção das APPs, que possibilitou a regularização da ocupação antrópica dentro de seus limites, desde que preexistente a 22 de julho de 2008, ao qual atribuiu-se o termo de área rural consolidada (Brasil, 2012a).

No regime regular, as APPs cuja vegetação tenha sido ilegalmente suprimida devem ser integralmente recompostas, com faixas fixas em 50 metros para nascentes, e que variam de 30 a 500 metros nos cursos d'água de acordo com sua largura. Já no regime de área consolidada, as APPs não precisam ser integralmente recompostas, sendo exigida a restauração de faixas inferiores, que variam de 5 a 100 metros, dependendo do tamanho do imóvel rural no qual estão localizadas. Nas demais porções das APPs consolidadas, onde não há obrigação de recomposição, permitiu-se a continuidade de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural, inclusive da infraestrutura associada e de acesso (Brasil, 2012ab).

Apesar de sua importância, estudos que avaliam a eficiência desse regime de proteção ainda são escassos (Nunes et al., 2019). Além da dificuldade para se obter um mapeamento acurado dos cursos d'água e de suas larguras, o acesso a imagens de alta resolução espacial, que permitam mapear a cobertura do solo nas faixas estreitas de APP, é bastante limitado (Taniwaki et al., 2018; Nunes et al., 2019). Soma-se a isso o problema de delimitação e sobreposição de imóveis rurais nas bases de cadastro nacionais, o que aumenta as incertezas relacionadas com a delimitação das APPs (Freitas et al., 2018). Atualmente, estima-se um passivo ambiental para estas áreas de cerca de 4,5 milhões de

hectares ao longo de todo território nacional (Soares-Filho et al., 2014), o que reforça a importância do estudo de padrões e tendências de desmatamento nas APPs, bem como do impacto da LPVN sobre os mesmos.

Da mesma forma, a distribuição destes desmatamentos e sua resposta à atuação de diferentes forças é um tema ainda pouco explorado. Diversas evidências sugerem que existe uma relação positiva entre a concentração fundiária e o desmatamento em florestas tropicais (Souza et al., 2013; Assunção et al., 2017). No caso do Brasil, a contribuição relativa de cada ator social ainda é bastante debatida (Assunção et al., 2017). Apesar das maiores extensões de passivos ambientais tenderem a se concentrar nas grandes e médias propriedades (Godar et al., 2014; L'Roe et al., 2016; Richards e VanWey, 2016), as áreas irregulares relativas costumam ser maiores nas pequenas propriedades (Fearnside, 1993; Walker et al., 2000; Pacheco, 2009). A discussão dos impactos dos diferentes padrões de uso e cobertura do solo sobre o desmatamento também segue bastante intensa. Sugere-se que as certificações e exigências ambientais demandadas em cadeias de suprimentos de *commodities* agrícolas tenha um papel importante na redução da supressão ilegal de vegetação (Nepstad et al., 2014; Assunção et al., 2017). A compreensão da dinâmica do desmatamento em APPs, decorrente da ação desses diferentes agentes, é essencial para antecipar e direcionar os esforços de proteção nestas áreas diante de uma possível heterogeneidade de respostas ao cumprimento das exigências legais.

O presente trabalho apresenta uma análise da distribuição dos déficits de vegetação nas APPs sob a influência de diferentes atores sociais, usos da terra e exigências de recomposição da vegetação ripária, durante a aprovação da LPVN e após seis anos de sua vigência. Este representa o primeiro estudo do gênero, e teve como foco dois municípios representativos da bacia do Alto Xingu, região das cabeceiras de um dos principais tributários do rio Amazonas, localizada na fronteira agrícola mais ativa do mundo em termos de supressão de vegetação (FAO, 2006) e de queimadas (Giglio et al., 2006). Com o uso de um conjunto robusto de dados hidrográficos e fundiários, e de imagens de satélite de alta resolução, buscou-se responder a três questões importantes no âmbito da governança ambiental: (i) qual o impacto da LPVN sobre o controle do desmatamento e a recomposição de áreas ilegalmente convertidas nas APPs das áreas de estudo?; (ii) essa resposta se distribui de maneira uniforme entre diferentes tipos de imóveis e de uso da terra?; e, por fim, (iii) existem mudanças na distribuição e recomposição dos passivos ambientais entre APPs em regimes regular e consolidado?

2.2. Metodologia

2.2.1. Caracterização da área de estudo

O rio Xingu, um dos principais tributários do rio Amazonas, nasce na região sudeste mato-grossense, onde sua bacia recebe o nome de Alto Xingu. Ela representa uma das mais importantes bacias hidrográficas do estado, drenando uma área de quase 170 mil km² em uma região de ecótono Cerrado e Amazônia (Garcia et al., 2019), ambos biomas de importância mundial para a conservação da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (Mittermeier, 2004; Fearnside, 2008). O clima da região é do tipo "Aw" Tropical Chuvoso de Savana (Köppen, 1948). Ao longo do ano, observa-se uma sazonalidade apenas pluviométrica, com duas estações bem definidas. De maio a setembro caracteriza-se a estação seca, com índices pluviométricos inferiores a 100 mm, e o período de outubro a abril compreende a estação chuvosa, onde a precipitação mensal varia em uma média de 93 a 345 mm (Neu, 2009).

A bacia do Alto Xingu foi marcada por uma complexa colonização por várias etnias indígenas até a chegada, em 1884, da primeira expedição não-indígena. Diferentemente de outras áreas do Mato Grosso, a expansão mais

significativa da fronteira agrícola na bacia ocorreu somente a partir da década de 1980 (Heckenberger et al., 2008; Ballester et al., 2020). Sua economia tem um vínculo histórico com a criação de gado, que correspondeu à maior parcela de conversão do uso do solo na região até 1995, em especial nas áreas de Cerrado. O período entre 2000 e 2005 abrangeu as maiores taxas de desmatamento da região, fomentadas pela expansão não apenas de pastagens como também de cultivos agrícolas. Seguiu-se então a intensificação dessa produção agrícola até 2010, o que reduziu consideravelmente a expansão das atividades agropecuárias na bacia, e levou tanto à migração de pastagens para cultivos agrícolas, quanto à conversão de cultivos para sistemas de dupla safra, principalmente de soja-milho. Entre 1995 a 2015, estima-se a conversão de 8.356 km² de Cerrado e de 20.971 km² de Floresta Tropical Úmida em toda a bacia (Garcia et al., 2019).

Diante dessa série de fatores que caracterizam a dinâmica do uso da terra na bacia do Alto Xingu, determinou-se como foco do estudo a região compreendida pelos municípios de Querência e São José do Xingu (Figura 1), considerando (i) suas altas taxas de desmatamento, (ii) o vínculo de suas economias ao cultivo de grãos e à pecuária, respectivamente, e (iii) a presença das quatro categorias de dimensão de imóveis rurais (minifúndio, pequena, média e grande propriedade) e de assentamentos dentro de seus limites municipais.

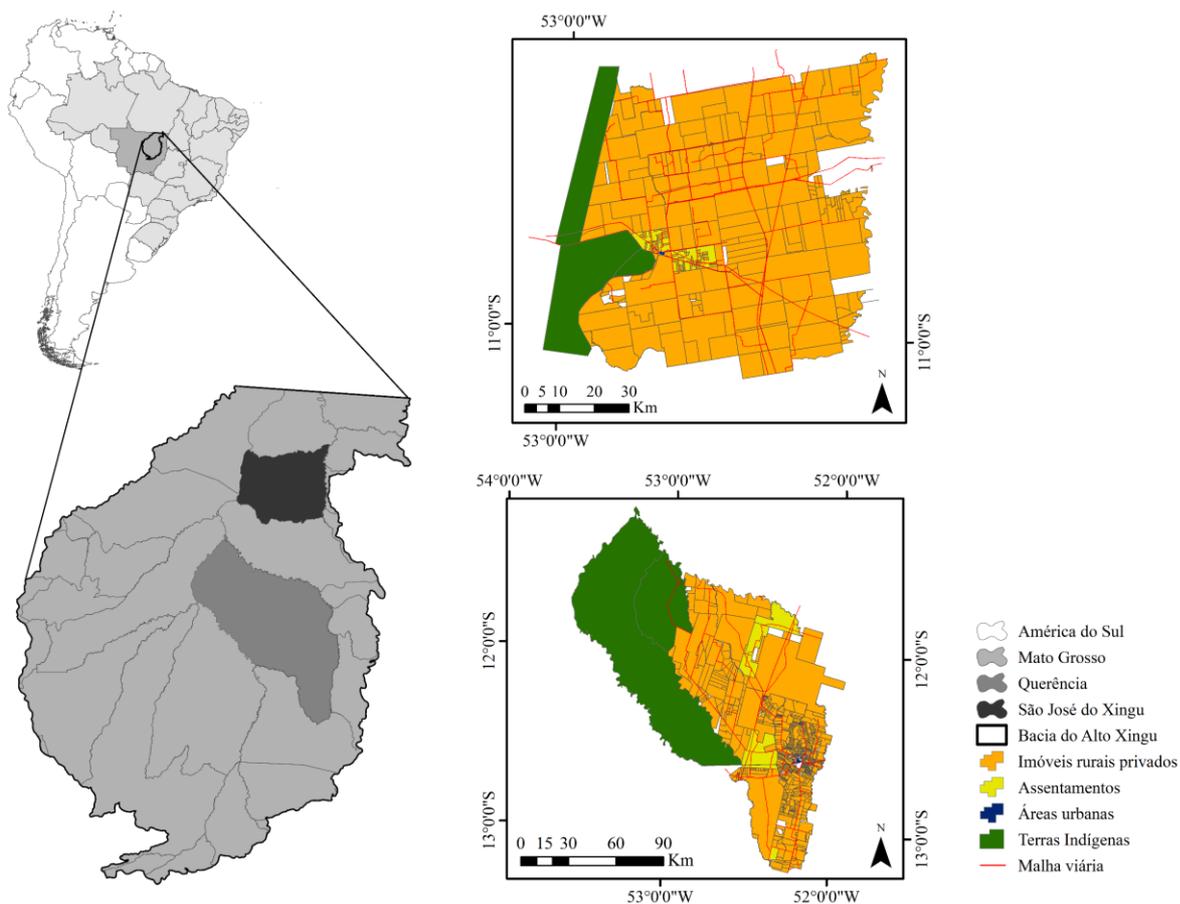


Figura 1. Localização dos municípios de São José do Xingu e Querência, Mato Grosso, Brasil.

O município de Querência possui uma população estimada de 17.479 habitantes e uma área de 17.786,195 km², enquanto São José do Xingu se configura como um município consideravelmente menor, com uma população estimada de 5.595 habitantes e uma área de 7.459,645 km² (IBGE, 2018; 2019a). A principal fitofisionomia presente

em ambos municípios é a Floresta Estacional Semidecidual. As Terras Indígenas são componentes importantes na paisagem das mesmas, cujas áreas protegidas cobrem quase 41 % de Querência e 18 % de São José do Xingu. Ainda assim, os imóveis rurais privados configuram os elementos mais expressivos na paisagem, ocupando cerca de 57 % da área total de Querência, e 78 % de São José do Xingu. Em Querência, apesar da maioria dos imóveis ser composta por minifúndios e pequenas propriedades, estes ocupam juntos menos de 7 % da área total dos imóveis (Material Suplementar 1). De fato, o município apresenta uma elevada concentração fundiária, onde as grandes propriedades, que representam 123 imóveis de um total de 858, abrangem quase 76 % da área total dos imóveis. Em São José do Xingu, esse cenário é ainda mais marcante, onde, apesar de haver uma maioria de minifúndios e pequenas propriedades, cerca de 91 % da área total dos imóveis é ocupada por grandes propriedades.

Assim como diversas outras regiões do estado de Mato Grosso, Querência vem apresentando uma clara tendência de desaceleração da pecuária e crescimento do cultivo de grãos, em especial de soja. Em 2018, a criação de gado no município chegou a aproximadamente 103.138 cabeças, uma queda de quase 50 % em relação a 2008 (IBGE, 2009a; 2019b). Em contrapartida, a área de plantio de soja alcançou 350 mil ha, representando um crescimento de 108 % em relação ao mesmo período (IBGE, 2009b; 2019c). O município é hoje o quarto maior produtor de soja do estado e possui o 4º maior Produto Interno Bruto (PIB) per capita (IBGE, 2017; 2019d). Em contrapartida, seu histórico de desmatamento é marcante, terminando o ano de 2018 com a segunda maior taxa do estado (INPE, 2019).

Em São José do Xingu, a criação de gado continua desempenhando um papel importante na sua economia, abrangendo um rebanho efetivo de 216.752 cabeças em 2018 (IBGE, 2019b). Este valor, porém, representa uma queda de 36 % em relação a 2008, o que reflete a tendência de queda no tamanho do rebanho observada desde 2012 (IBGE, 2009a), ano este em que a área plantada de soja no município dobrou (IBGE, 2013). O desenvolvimento dessa atividade em São José do Xingu é recente, expandindo de maneira mais significativa a partir de 2008, mas ainda discreto em relação a outras regiões do estado, totalizando 70.700 ha plantados em 2018 (IBGE, 2019c). O desmatamento no município é um viés bastante preocupante, acumulando até 2018 uma área total desmatada equivalente a 58 % da área municipal (INPE, 2019).

2.2.2. Mapeamento da cobertura do solo

Mapas de cobertura do solo de alta resolução espacial foram obtidos pelo processamento digital de imagens de satélite *Rapid Eye*, cedidas pela companhia Planet Labs (<https://www.planet.com/>). Estas imagens multiespectrais de 16-bit possuem cinco bandas (azul, verde, vermelho, vermelho limítrofe e infravermelho próximo) e resolução espacial de 5 metros, sendo obtidas já ortorretificadas e com as devidas correções geométrica e radiométrica (Planet, 2019). Considerando que o referencial para demarcação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) ripárias é a borda da calha do leito regular (Brasil, 2012a), todas as cenas foram obtidas nas estações secas (maio a setembro) dos anos de 2012 e 2018, com imagens suplementares de 2011 e 2019 (Material Suplementar 2). Estes períodos marcam, respectivamente, o ano de implementação da Lei nº 12.651 (LPVN), que instituiu uma marcante alteração no regime de proteção das APPs, e a passagem de seis anos deste marco.

Os mapeamentos das áreas de estudo para os dois períodos foram obtidos através da classificação não-supervisionada das imagens *Rapid Eye* pelo método *K-means*. As cenas com a mesma data de aquisição foram mosaicadas e classificadas juntas, sendo estabelecido o limite de 15 iterações e 60 classes para o classificador. A análise e interpretação das classes obtidas baseou-se em fatores como forma, textura, arranjo espacial, tonalidade e coloração. Foram estabelecidas duas legendas de interpretação, sendo elas (i) áreas regulares e (ii) áreas irregulares. No primeiro

caso, considerou-se as áreas cuja cobertura indica conformidade com as restrições de uso das APPs exigidas pela LPVN, incluindo áreas de cobertura florestal, de vegetação não-arbórea natural (como em áreas de várzea), e superfícies de água. Já no segundo caso, foram abrangidas as áreas de passivo ambiental, onde houve a remoção da cobertura arbórea ou não-arbórea natural, incluindo áreas de agricultura, pastagem e solo exposto. Após a interpretação visual das classes, os mapas passaram por um processo de revisão, no qual foram conferidos a legenda e os limites dos vetores mapeados, sendo editados quando necessário.

2.2.3. Análise de acurácia

A obtenção de pontos de referência para a análise de acurácia dos mapas de cobertura obtidos se deu a partir da interpretação visual das imagens de satélite *Rapid Eye*, sendo uma abordagem bastante reconhecida na literatura para imagens de alta resolução espacial (Cohen et al., 2010; Dorais e Cardille, 2011; Adami et al., 2012; Maxwell et al., 2014; Silva e Sano, 2016; Willkomm et al., 2019). Com base no trabalho de Garcia et al. (2019), no qual a análise de acurácia contou com 2.000 pontos coletados ao longo de toda bacia do Alto Xingu, estabeleceu-se de forma proporcional ao tamanho dos municípios a identificação de 100 pontos em São José do Xingu e de 200 pontos em Querência. Estes foram gerados aleatoriamente dentro das faixas de APP em números iguais para as duas legendas, empregando-se o Sistema de Informações ArcGIS 10.4. A interpretação visual se deu com base nas imagens *Rapid Eye*, obtidas no ano de 2018, e no banco de imagens auxiliares da plataforma Google Earth, realizada por dois analistas experientes. A acurácia dos mapas de cobertura obtidos foi avaliada através dos valores de acurácia do produtor e do usuário, exatidão global e Índice Kappa (Tabela 1).

Tabela 1. Valores de acurácia do produtor e do usuário, de exatidão global e do Índice Kappa referentes aos mapas de cobertura do solo obtidos para os municípios de Querência (QRC) e São José do Xingu (SJX).

	Classe	Acurácia do produtor	Acurácia do usuário	Exatidão global	Índice Kappa
QRC	áreas regulares	81 %	99 %	88 %	0,76
	áreas irregulares	99 %	77 %		
SJX	áreas regulares	92 %	94 %	93 %	0,86
	áreas irregulares	94 %	92 %		

2.2.4. Delimitação das Áreas de Preservação Permanente

Para os fins deste trabalho, foram consideradas apenas as APPs de cursos d'água e de nascentes, localizadas em propriedades rurais privadas. A avaliação também se restringiu às APPs com obrigatoriedade de recomposição da vegetação, sendo desconsideradas aquelas localizadas em áreas cuja manutenção de atividades agrossilvopastoris, de ecoturismo e de turismo rural seja permitida. Para realizar a delimitação das APPs foi necessário primeiramente mapear as redes hidrográficas das áreas de estudo.

As superfícies de água foram inicialmente extraídas do produto da classificação das imagens de satélite *Rapid Eye*, através da seleção das classes geradas pelo classificador referentes à esta feição. A presença de pequenas áreas represadas em rios de primeira ordem foi marcante nos dois municípios avaliados. Se tratando de áreas onde as faixas de APP são dispensáveis ou definidas caso a caso pelo órgão ambiental (Brasil, 2012b), optou-se por excluí-las da análise para não superestimar os passivos ambientais. A representação dos demais cursos d'água, cuja resolução das

imagens não foi suficiente para sua identificação, teve como base as redes hidrográficas disponibilizadas pela Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) e pela Secretaria de Estado de Planejamento e Gestão do Mato Grosso (SEPLAN-MT). Algumas correções manuais foram feitas a partir dos dados declarados ao Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) e na análise visual das imagens *Rapid Eye*, havendo a inclusão de cursos d'água que não estavam presentes nestas bases de dados e a revisão de algumas delimitações. Por fim, a largura dos cursos d'água foi definida dentro das cinco classes previstas pela LPVN, sendo elas: 0 – 10, 10 – 50, 50 – 200, 200 – 600 e > 600 m.

As faixas mínimas de APP foram determinadas conforme o regime de proteção ao qual a área está submetida: regular ou consolidado. No primeiro caso, com exceção das nascentes, que apresentam um valor fixo, as APPs de cursos d'água foram geradas e subdivididas conforme as classes de largura do curso ao qual se referem (Tabela 2). Como não houve cursos d'água de largura superior a 600 m nas áreas de estudo, essa categoria de APP não foi representada.

Tabela 2. Categorias e faixas mínimas de recomposição de Áreas de Preservação Permanente (APPs) nos regimes regular e de área consolidada, aplicadas no presente estudo baseando-se no disposto pelas Leis nº 12.651 e 12.727, de 2012.

Regime regular		Área consolidada	
Categoria	Largura mínima (m)	Categoria	Largura mínima (m)
Curso d'água 0-10 m	30	Imóvel ≤ 80 ha (≤ 1 MF)	5
Curso d'água 10-50 m	50	Imóvel 80-160 ha (1-2 MF)	8
Curso d'água 50-200 m	100	Imóvel 160-320 ha (2-4 MF)	15
Curso d'água 200-600 m	200	Imóvel > 320 ha (> 4 MF)	20
Nascentes	50	Nascentes	15

Para o segundo caso, o mapa de uso consolidado, disponibilizado pelo Instituto Centro de Vida (ICV), foi empregado na definição das APPs amparadas por esse regime. Como previsto pela LPVN, as faixas variaram de acordo com o tamanho do imóvel e não com a largura do curso d'água (Tabela 2). O cálculo da dimensão do imóvel é baseado em seu número de Módulos Fiscais (MF), que representa a área mínima de uma propriedade rural economicamente viável (Nunes et al., 2019). Nos municípios avaliados, esse valor é fixado em 80 hectares (INCRA, 2013). Para facilitar o entendimento, os valores definidos em MF estão descritos em hectare ao longo do trabalho. No caso específico das APPs consolidadas localizadas em imóveis com mais de 320 ha (> 4 MF), as larguras mínimas a serem recompostas variam entre 20 e 100 m (Brasil, 2012abc). De forma a simplificar a análise, as APPs consolidadas nestes imóveis tiveram sua largura fixada com base no menor valor previsto (20 m). A Figura 2 apresenta as delimitações de APPs em um trecho do município de Querência, e exemplifica suas variações na paisagem conforme o regime ao qual está submetida.

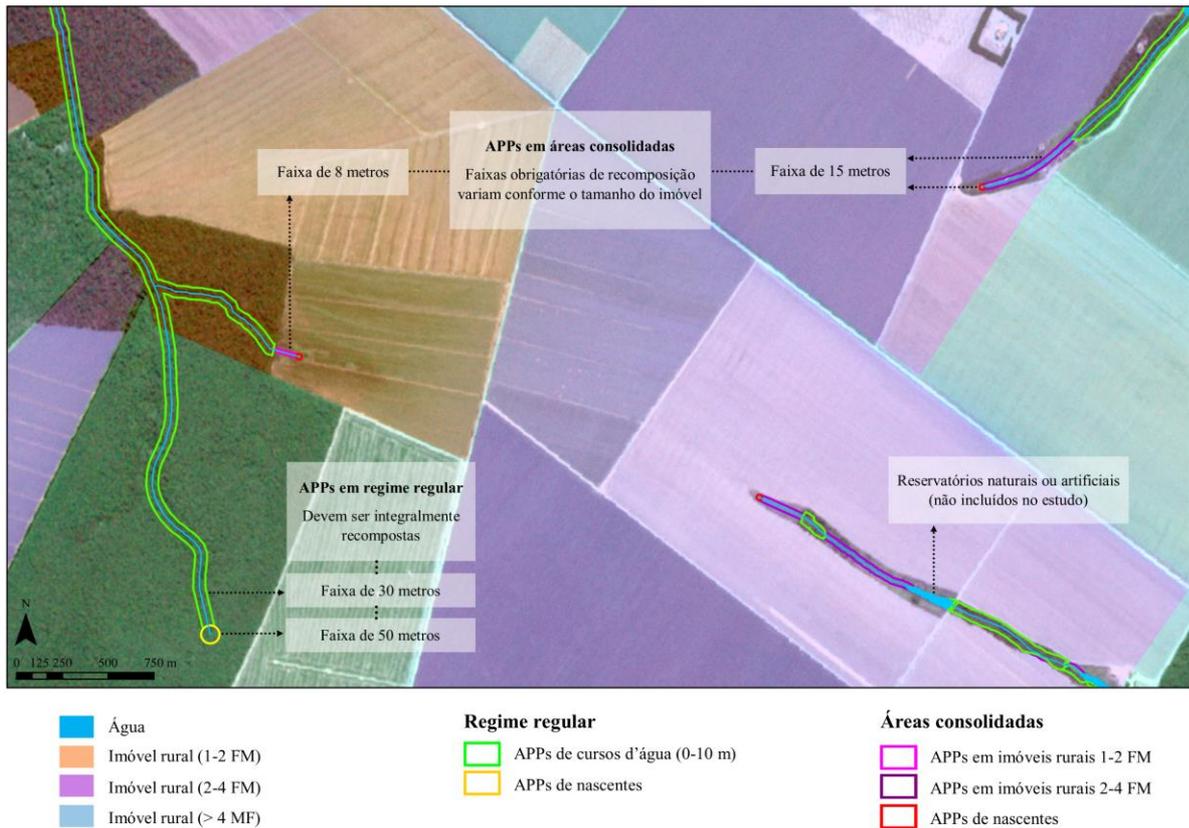


Figura 2. Áreas de Preservação Permanente (APPs) em um trecho do município de Querência, exemplificando as mudanças em suas delimitações conforme o regime de proteção ao qual estão submetidas (regular ou de área consolidada).

2.2.5. Análise dos déficits de vegetação

O desmatamento nas APPs foi avaliado sob diferentes perspectivas, a fim de criar um cenário mais completo de sua distribuição e relação com outros fatores. Para isso, os mapas de cobertura do solo foram recortados dentro dos limites das APPs dos municípios avaliados, e o déficit de vegetação encontrado sob a legenda “áreas irregulares” foi confrontado entre (i) as áreas de estudo, (ii) os períodos avaliados, (iii) os tipos de imóveis rurais, (iv) os tipos de uso agropastoril destes imóveis, e (v) o tipo de regime de proteção ao qual a APP está submetida. Um diagrama desta análise pode ser consultado na Figura 3, bem como as fontes de dados utilizadas e as classes nas quais estes fatores sofram subdivididos. A obtenção e descrição completa dos tipos de imóvel e de uso agropastoril podem ser consultadas no Material Suplementar 3.

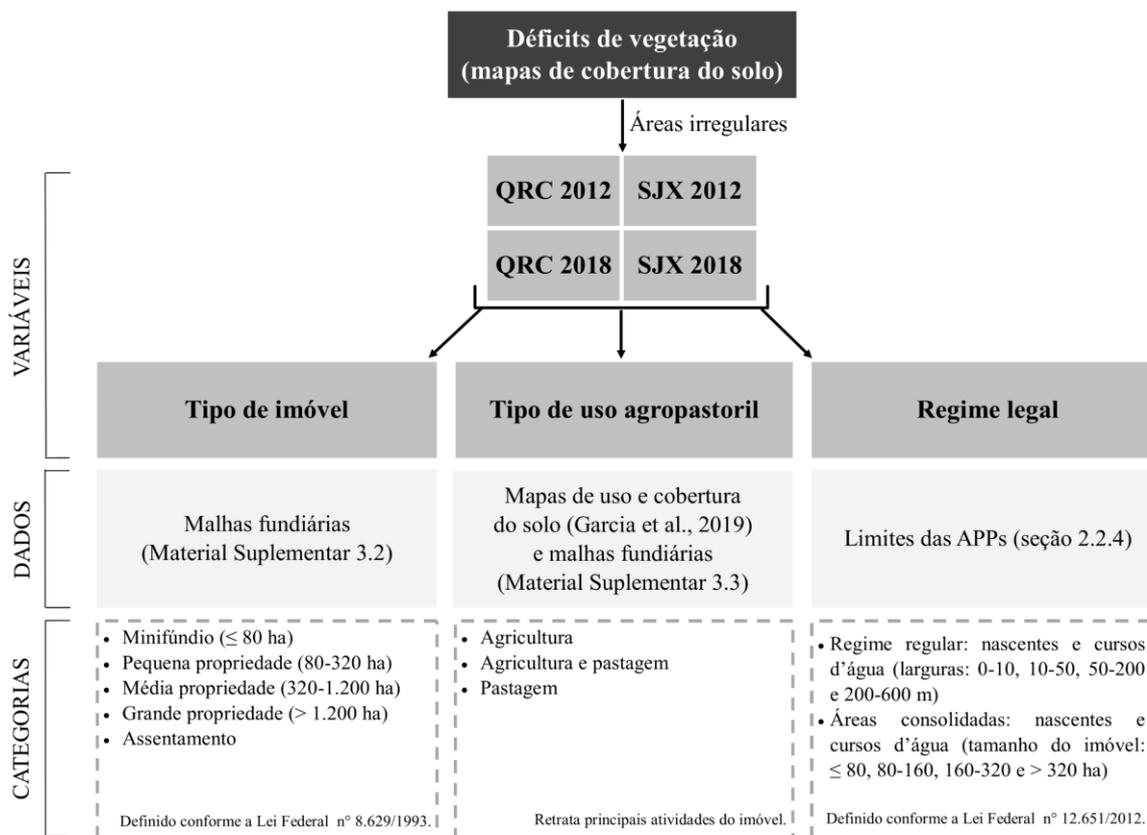


Figura 3. Diagrama das etapas metodológicas do estudo, destacando-se (i) as variáveis utilizadas para avaliar os padrões de desmatamento das Áreas de Preservação Permanente (APPs) em Querência (QRC) e São José do Xingu (SJX), (ii) as fontes e o tratamento dos dados utilizados; e (iii) as categorias avaliadas em cada variável selecionada.

2.2.6. Passivos ambientais e implicações nas APPs a nível de paisagem

Um conjunto de métricas de paisagem foi utilizado para caracterização e análise da estrutura das APPs nos mapas de cobertura gerados na seção 2.2.2, previamente recortados dentro dos limites das APPs dos municípios avaliados. Os cálculos foram processados a nível de classe com o uso do software R (R Core Team, 2020) e do pacote 'landscapemetrics' 1.2.2 (Hesselbarth et al., 2019). Entre as métricas de composição e configuração selecionadas incluem-se: área total da classe, proporção da paisagem ocupada por uma classe, número e densidade de fragmentos, índice de maior fragmento, área total e densidade de borda, e índice de agregação (*Clumpiness Index*). A descrição detalhada das métricas utilizadas e dos principais resultados obtidos pode ser consultada no Material Suplementar 4.

2.3. Resultados e discussão

2.3.1. Tipos de imóvel e uso agropastoril

Foram identificados e analisados um total de 33.904,2 ha de APPs com obrigatoriedade de recomposição no município de Querência, e de 27.104,9 ha em São José do Xingu. Em 2012, cerca de 11 e 29 %, respectivamente, destas áreas apresentavam déficits de vegetação. A distribuição destes passivos ambientais entre os diferentes tipos de imóveis rurais e de uso agropastoril nos municípios avaliados pode ser observada na Figura 4 e nos Materiais Suplementares 5 e 6.

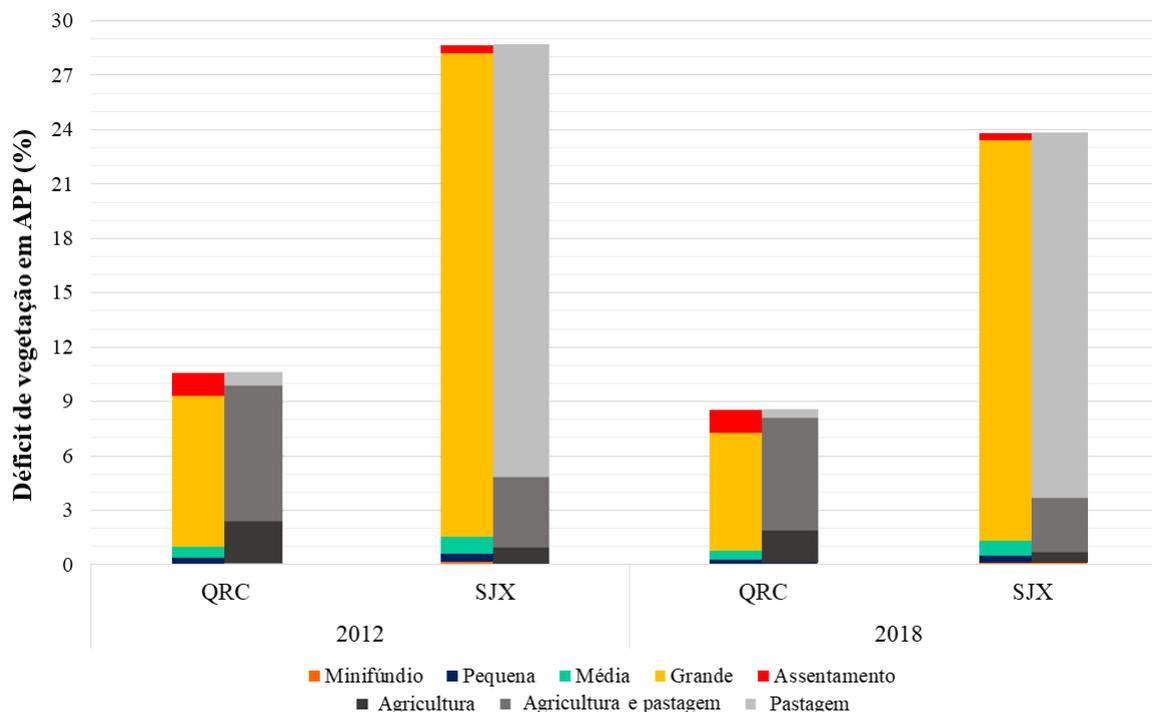


Figura 4. Áreas de Preservação Permanente (APPs) em situação irregular (%) por município (Querência – QRC, São José do Xingu – SJX), tipo de imóvel rural e de uso agropastoril, comparando os anos de 2012 e 2018.

Abrangendo a maior parte das APPs, as grandes propriedades foram, em valores absolutos, as principais responsáveis pelos passivos ambientais destas áreas de proteção nos dois períodos avaliados. Em 2012, estes imóveis contabilizaram sozinhos uma área irregular equivalente a mais de 8 % da área total das APPs em Querência, e 27 % em São José do Xingu. A segunda maior parte das APPs é englobada pelos assentamentos, em Querência, e pelas médias propriedades, em São José do Xingu, responsáveis pelo déficit de cerca de 1 % da área total das APPs em cada município em 2012. Esse mesmo valor foi obtido na soma dos passivos ambientais nos demais tipos de imóveis. Em Querência, as classes “agricultura” e “agricultura e pastagem” abrigam em proporções similares a maior parte das APPs do município. Apesar disso, em 2012, 7 dos 11 % de déficit de vegetação do município ocorreram apenas na classe “agricultura e pastagem”. Em São José do Xingu, o maior déficit foi contabilizado na classe “pastagem”, que engloba a maior parte de suas APPs, sendo responsável por 24 dos 29 % de déficit de vegetação em 2012.

Considerando a área irregular relativa, que pondera o déficit de vegetação com a área total das APPs em cada tipo de imóvel, observou-se um padrão similar nos dois municípios avaliados (Figura 5a). Os tipos de imóveis que apresentaram maior área irregular relativa foram os assentamentos e minifúndios, seguidos pelas grandes e pequenas propriedades. Assim como nos valores absolutos, a área irregular relativa foi consideravelmente maior em São José do Xingu para todos os tipos de imóveis. Em relação aos diferentes tipos de uso agropastoril, a área irregular relativa variou bastante entre os dois municípios (Figura 5b). Em Querência, o maior valor se concentrou na classe “agricultura e pastagem”, e o menor na classe “agricultura”. Já em São José do Xingu, a tendência contrária foi observada.

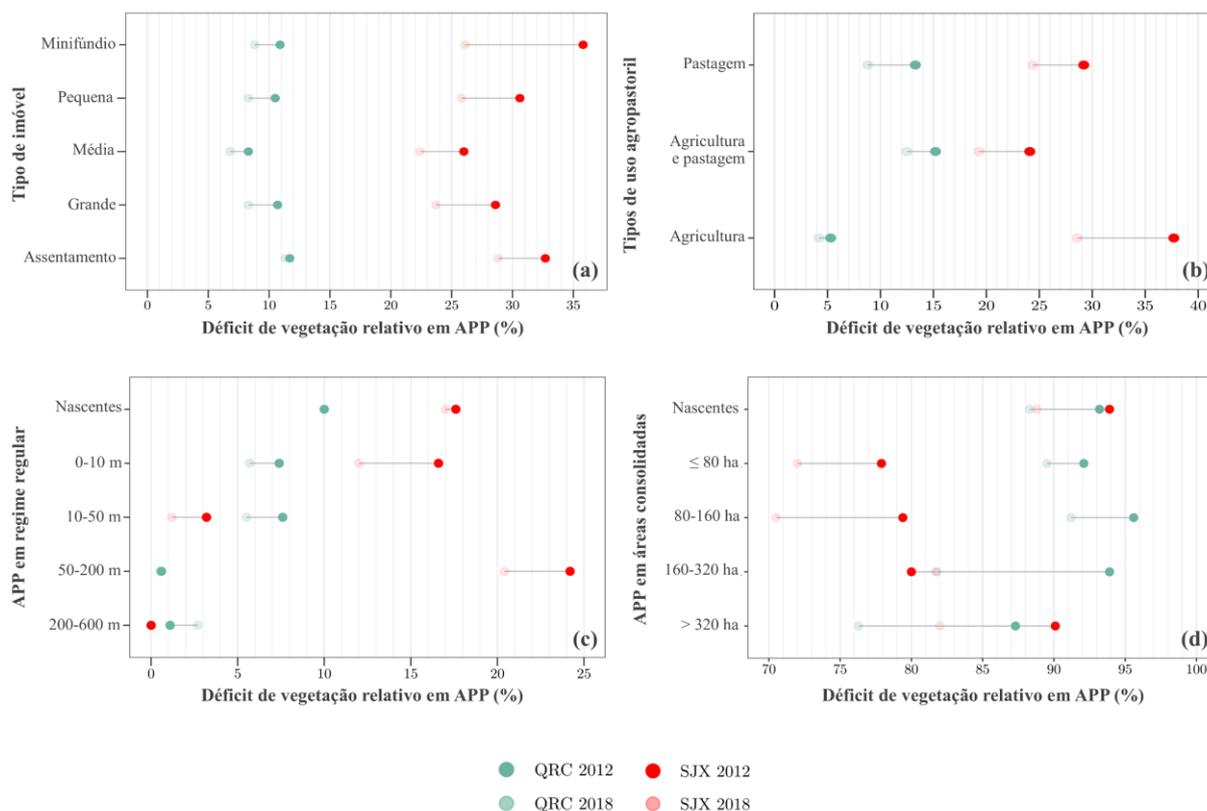


Figura 5. Déficits de vegetação relativos entre os tipos de (a) imóveis rurais, (b) uso agropastoril, e (c, d) regimes de proteção, ponderados conforme a área ocupada pelas Áreas Preservação Permanente (APPs) em cada uma das subcategorias avaliadas.

Em 2018, ambos os municípios exibiram redução nos passivos ambientais das APPs. Em valores absolutos, as maiores reduções ocorreram, respectivamente, nas grandes, médias e pequenas propriedades. Em Querência, a redução dos passivos dentro de cada tipo de imóvel foi similar, com uma queda entre 18 – 22 % em relação ao observado em 2012. Os assentamentos foram os únicos a se desviarem dessa média, com uma redução de cerca de 3 %. Já em São José do Xingu, os imóveis apresentaram uma redução menor, variando entre 12 – 17 % nos assentamentos e nas pequenas, médias e grandes propriedades. Apesar de contabilizarem uma redução menor em valores absolutos, os minifúndios foram os que mais reduziram passivos no município em termos relativos, que caíram em mais de 27 %. Os tipos de uso agropastoril predominantes em cada município detiveram as maiores reduções absolutas. No entanto, em valores relativos, estas reduções foram mais significativas nas classes de menor área. Em Querência, enquanto as classes “agricultura” e “agricultura e pastagem” diminuíram seus passivos em 20 e 18 %, respectivamente, a classe “pastagem” se destacou com quase 34 %. Em São José do Xingu, a redução foi maior na classe “agricultura” (24 %), seguida pela “agricultura e pastagem” (20 %), e “pastagem” (16 %).

A Figura 6 apresenta a distribuição das áreas de avanço e retração nos déficits de vegetação em cada tipo de imóvel por uso agropastoril em 2018, comparado com o observado em 2012. Ainda que após a aprovação da LPVN tenha-se observado uma redução no valor total de passivos nas duas áreas de estudo e em todos os tipos de imóvel e de uso avaliados, ela não barrou o avanço do desmatamento sobre novas áreas de APP. De forma geral, a recomposição dos passivos ambientais observados em 2012 totalizou 825,3 ha (redução de 30 %) em Querência, e 1.729,4 ha (redução

de 23 %) em São José do Xingu, enquanto novos desmatamentos em APP alcançaram 292,7 (aumento de 11 %) e 467,9 ha (aumento de 6 %), respectivamente.

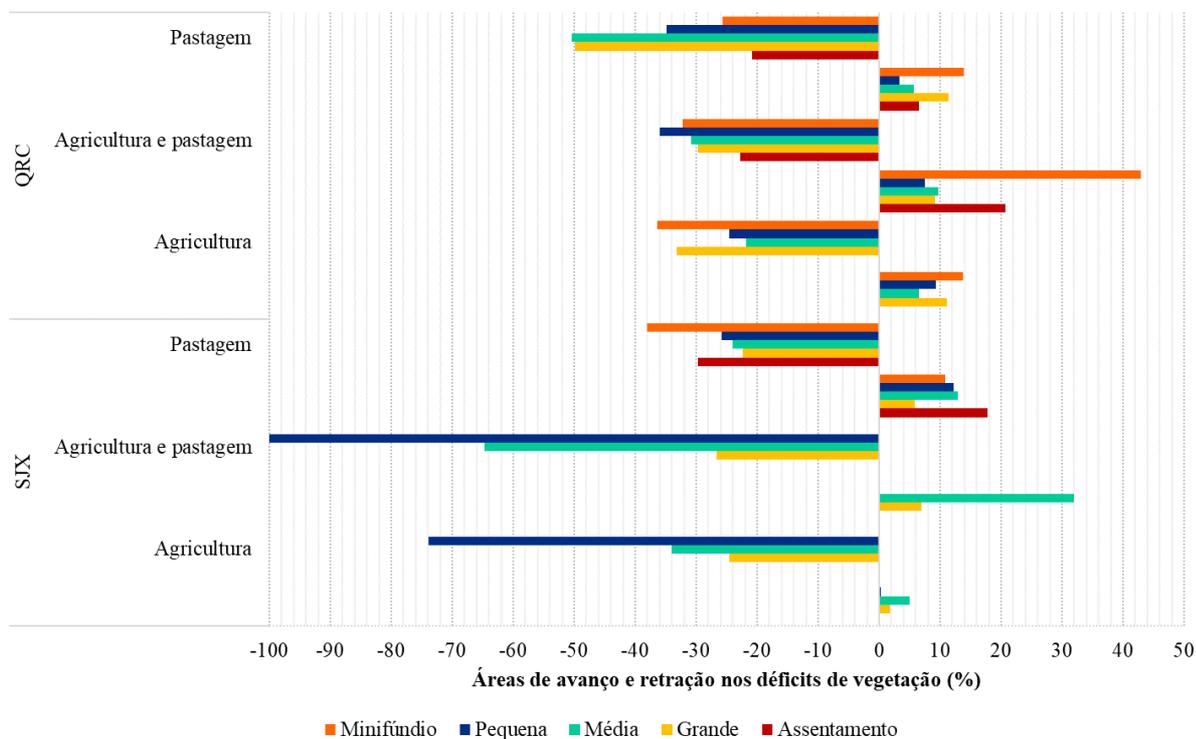


Figura 6. Áreas de avanço (valores positivos) e retração (valores negativos) dos déficits de vegetação nas Áreas de Preservação Permanente em relação ao observado em 2012 (marco 0).

Nos assentamentos, o avanço do desmatamento sobre novas áreas de APP foi pouco menor que a recomposição daquelas já desbastadas, o que refletiu na baixa redução de passivos observada. Em Querência, os minifúndios também apresentaram considerável aumento de novas áreas com déficit de vegetação, em especial nas propriedades que desenvolvem a combinação agricultura e pastagem. No entanto, o impacto desse aumento sobre a redução de passivos na classe foi amenizado pela recomposição das APPs em áreas de agricultura, que concentravam a maior parte de seus passivos (Material Suplementar 7). A relação entre assentamentos e pequenas propriedades com altos déficits de vegetação relativos não é nova, e resulta da combinação de uma série de fatores (Nunes et al., 2015; Simões et al., 2017; Farias et al., 2018; Zimbres et al., 2018). Os projetos de assentamento, frequentemente, não possuem planejamento adequado, e as áreas são selecionadas sem considerar suas características agronômicas (Soares, 2008). Isso acaba criando sérios problemas, como a baixa produtividade do imóvel, o desmatamento ilegal e a falência econômica (Fatorelli e Mertens, 2010). Além disso, tanto assentados quanto pequenos produtores muitas vezes têm acesso a um conhecimento esparso da legislação, bem como carência de suporte logístico, técnico e financeiro (Sá et al. 2008; Soares, 2008; Cardoso, 2011), o que dificulta o cumprimento das exigências de recomposição e manutenção das APPs.

No Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), uma das políticas de referência para controle do desmatamento no bioma, os assentamentos são apontados como um dos fatores críticos, onde a redução relativa do desmatamento estaria abaixo do observado nos demais imóveis (MMA, 2013). No entanto, no que se refere às APPs, o presente estudo reforça que as grandes propriedades devem ser o

principal foco de fortalecimento de ações de monitoramento e fiscalização, bem como da pressão do mercado nacional e internacional. Mesmo livres das problemáticas que cercam os assentamentos e os pequenos agricultores, elas foram os grandes vetores de avanço do desmatamento em novas áreas de APP em todos os tipos de uso agropastoril, respondendo sozinhas por 71 % dos novos déficits de vegetação em Querência e 86 % em São José do Xingu. Além disso, a extensão em termos absolutos dos passivos ambientais presentes em todos os demais tipos de imóveis é irrisória quando comparada a das grandes propriedades. Cabe sim, aos assentamentos e aos pequenos produtores rurais, o fortalecimento da agricultura familiar e do acesso a apoio técnico, logístico e financeiro para regularização de sua situação ambiental (Simões et al., 2017). Porém, a estes talvez não pertença o rótulo de grandes desmatadores de APPs.

Em São José do Xingu, a dinâmica dos desmatamentos observada nos minifúndios e nas pequenas propriedades foi um pouco diferente. Estes primeiros, que se destacaram com a maior redução relativa de passivos, tiveram as novas áreas de avanço no desmatamento amplamente superadas pelas áreas recompostas. As pequenas propriedades no município quitaram todo seu passivo ambiental nas áreas de agricultura e pastagem, e a maior parte dele nas áreas de agricultura. Isso representou um avanço muito positivo, principalmente porque as pequenas propriedades que desenvolvem agricultura apresentaram um déficit de vegetação relativo de quase 50 % nas APPs em 2012 (Material Suplementar 7). Tal fato só acabou amortecido na redução de passivos da classe porque os imóveis com pastagem também concentravam parte significativa dos déficits, e apresentaram um certo avanço no desmatamento de novas áreas. De fato, novas supressões em APPs foram observadas em todos os imóveis com pastagem. O mesmo não pode ser dito para as áreas de agricultura no município, onde novas áreas de desmatamento somaram menos de 6 ha, equivalente a 2 % do total desmatado na classe em 2012.

Já era esperado que São José do Xingu, formado essencialmente por grandes imóveis rurais e pecuária extensiva, apresentasse uma maior concentração de passivos ambientais. Além da abertura de passagens para acesso do gado aos cursos d'água, as zonas ripárias associadas a áreas de pastagens são frequentemente submetidas ao pisoteio e consumo de seus remanescentes vegetais pelo gado, especialmente quando não demarcadas por cercas (Kauffman e Krueger, 1984; Lees e Peres, 2008; Nunes et al., 2015). No entanto, nota-se que a associação da pecuária com maiores taxas de desmatamento das APPs não se faz regra. Em Querência, as áreas de pastagem foram as que apresentaram os menores desmatamentos e as maiores recomposições em 2018. Por outro lado, o desmatamento nos imóveis que desenvolvem uma combinação de agricultura e pastagem foi maior que aqueles que desenvolvem exclusivamente a agricultura no município. Fatores como baixa taxa de lotação de pastos, técnicas de manejo como o pastoreio rotacionado, e a disponibilidade de água em cochos de dessedentação, contribuem para a redução dos impactos da pecuária sobre as APPs (Jansen e Alistar, 2001). É possível que as práticas de manejo adotadas nestas áreas sejam distintas, e uma combinação destes fatores tenha influenciado no menor desmatamento observado nos imóveis que desenvolvem exclusivamente a pecuária.

Além da agricultura estar menos associada a impactos diretos sobre as APPs, a comercialização da soja, o principal grão cultivado nos municípios e na bacia, está sujeita a diversas exigências no território amazônico. A Moratória da Soja foi o primeiro acordo voluntário de desmatamento zero implementado nos trópicos, no qual as maiores entidades representativas do setor pararam a comercialização de soja originária de áreas desmatadas no bioma amazônico após julho de 2006. A expansão no cultivo do grão sobre áreas florestadas, que antes contabilizava 30 % do total, caiu para menos de 1 % em 2014 (Rudorff et al., 2011; Gibbs et al., 2015). Em especial em Querência, que ocupa a posição de quarto maior exportador do estado, sobretudo com o comércio de soja (MDIC, 2020), essa política possivelmente refletiu sobre a menor concentração de áreas desmatadas nas APPs em áreas de agricultura. Em

contrapartida, a Moratória talvez não seja uma força tão importante em São José do Xingu, visto a baixa intensidade da produção e da exportação de soja no município (MDIC, 2020). Soma-se a isso o fato de que muitas propriedades, apesar de violarem a LPVN, não são excluídas das comercializações, já que a Moratória não regula o imóvel como um todo e sim as porções cobertas por soja (ABIOVE, 2014; Gibbs et al., 2015). Este talvez seja também um dos fatores influentes sobre as altas concentrações de desmatamento nas APPs em áreas com a combinação de agricultura e pastagem.

2.3.2. Regime de proteção

Em Querência, das APPs com obrigatoriedade de recomposição, mais de 97 % estão protegidas sob o regime regular, o qual também concentra a maior extensão dos déficits de vegetação do município, estando a maioria localizado nos entornos de cursos d'água de 0 a 10 m de largura (Figura 7). Em São José do Xingu, as APPs no entorno destes cursos também apresentaram maiores déficits de vegetação em comparação com os demais tipos de APP do regime regular. Porém, a maior parte dos passivos ambientais do município foi encontrada nas áreas consolidadas em ambos os períodos avaliados. Em São José do Xingu, 4.061,1 ha (15 %) das APPs com obrigatoriedade de recomposição estão sob o regime de área consolidada, um valor bem superior aos 965,6 ha (3 %) encontrados em Querência. Nele, os imóveis com mais de 320 ha abrangeram quase 50 % de todo déficit de vegetação encontrado em 2012. Em Querência, as APPs em áreas consolidadas de imóveis com mais de 320 ha também se destacaram com o segundo maior déficit, igualado com as de cursos d'água de 10 a 50 m de largura, do regime regular. Para maiores detalhes, consulte os Materiais Suplementares 8 e 9.

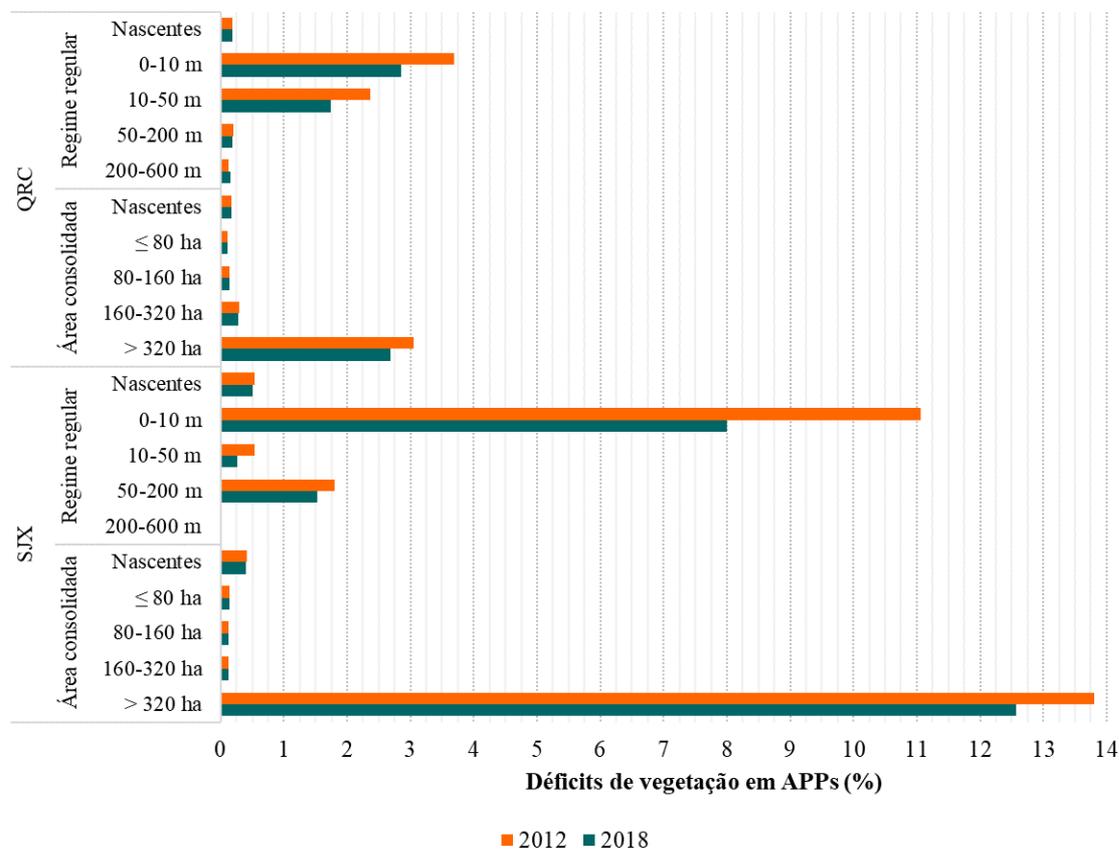


Figura 7. Distribuição dos déficits de vegetação nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) em Querência (QRC) e São José do Xingu (SJX), considerando as diferentes classes do regime de proteção regular e de área consolidada.

Em termos relativos, considerando a área total das APPs em cada classe, a predominância dos déficits de vegetação nas áreas consolidadas se torna ainda mais evidente (Figura 5cd). Em Querência, os déficits de vegetação relativos neste regime variaram de 87 %, nos imóveis com mais de 320 ha, a 96 %, nos imóveis entre 80 e 160 ha. Em São José do Xingu, os déficits relativos foram de 78 %, nos imóveis com menos de 80 ha, a 94 %, nas nascentes. Nas APPs em regime regular, as nascentes também representaram a classe com maior déficit de vegetação em Querência (10 %). Em São José do Xingu, os déficits nas nascentes do regime regular (18 %) só foram inferiores aos da vegetação no entorno de cursos d'água de 50 a 200 m de largura (24 %). Vale ressaltar que quase a totalidade dos passivos encontrados nos cursos de 50 a 200 m de largura estavam localizados em áreas de pastagens, o que possivelmente contribuiu para a diferença em relação ao observado em Querência para a mesma classe. Apesar dos dois municípios terem apresentado déficits de vegetação relativos muito próximos para as áreas consolidadas, nas APPs de regime regular este déficit foi consideravelmente maior em São José do Xingu (15 %) do que em Querência (6 %), assim como os déficits de vegetação em valores absolutos para ambos regimes de proteção.

Em 2018, quase todas as classes de APPs apresentaram diminuição em seus passivos ambientais (Figura 7 e Materiais Suplementares 8 e 9). As maiores reduções ocorreram nas áreas de regime regular, cujos passivos diminuíram em 24 e 27 % em relação ao observado em 2012 em Querência e São José do Xingu, respectivamente. Entre as classes de APP deste regime, a queda foi maior nas áreas ao entorno dos cursos d'água de 0 – 10 e de 10 – 50 m de largura, e menor nas nascentes. Apenas as APPs de cursos d'água de largura entre 200 e 600 m contabilizaram um aumento nos passivos ambientais, o que em valores absolutos foi pouco significativo (aumento de 0,08 %). Nas áreas consolidadas, as maiores reduções de passivos ocorreram nos imóveis com mais de 320 ha em ambos municípios. Em termos relativos, as classes que mais reduziram foram aquelas em imóveis de tamanho superior a 160 ha (13 % cada) em Querência, e de 80 a 160 ha (11 %) em São José do Xingu. Neste último, os imóveis entre 160 a 320 ha foram os únicos a apresentar um aumento nos passivos em 2018, mas também foi pouco significativo (aumento de 0,001 %).

Entende-se assim que, nas áreas de estudo, a criação das áreas consolidadas acabou oferecendo um regime jurídico especial, com regras mais flexíveis, para áreas com uma enorme concentração de passivos ambientais. Em termos relativos, as APPs em situação regular não ultrapassaram 30 % em nenhuma classe de área consolidada, em nenhum período avaliado. Além de uma concentração preocupante, os passivos nas APPs sob esse regime também apresentaram as menores reduções. Os diversos incentivos e facilidades para regularização ambiental nas áreas consolidadas, além de ainda não terem se convertido em maiores decréscimos nos déficits de vegetação nas áreas de estudo, também não extinguiram a ocorrência de novos desmatamentos (Figura 8). Isto ressalta uma lacuna preocupante deixada pela LPVN, que não prevê a suspensão dos benefícios àqueles que posteriormente acabam repetindo as transgressões.

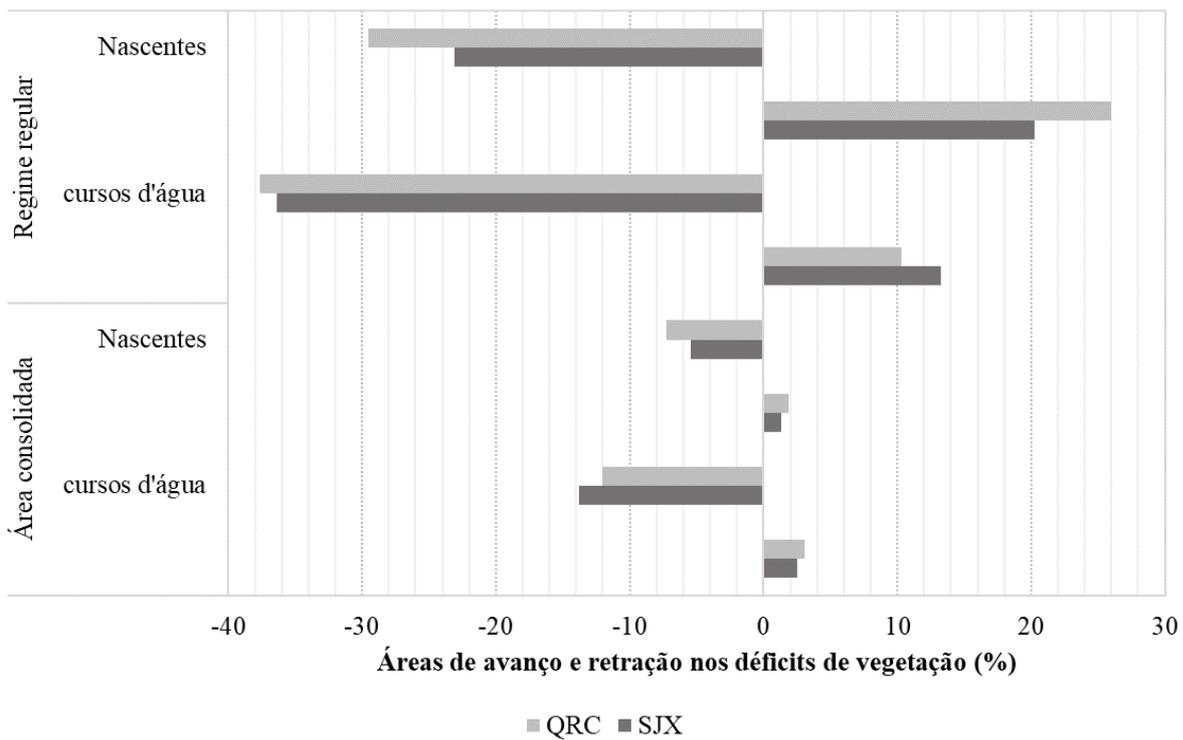


Figura 8. Áreas de avanço (valores positivos) e retração (valores negativos) dos déficits de vegetação nas Áreas de Preservação Permanente em relação ao observado em 2012 (marco 0) nos municípios de Querência (QRC) e São José do Xingu (SJX).

A suspensão de sanções e a flexibilização presente no regime de áreas consolidadas já era vista com preocupação frente à sensação de impunidade que poderia advir da medida (Soares-Filho et al., 2014; Roriz e Fearnside, 2015; Brancalion et al., 2016). Diversos trabalhos também apontam a ineficiência de faixas tão estreitas em manter os serviços ecossistêmicos que justificam a própria existência das APPs (Metzger, 2010; Ramos e Anjos, 2014; Guidotti et al., 2020). De fato, a medida trouxe perdas consideráveis nas faixas de APP em ambos municípios avaliados. Estimase que cerca de 1.020,9 ha (2 %) em Querência e 3.308,7 ha (10 %) em São José do Xingu constituam-se de APPs consolidadas sem obrigatoriedade de recomposição, onde é permitida a manutenção de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural. Uma análise em maior escala espacial e temporal é importante para compreender os reais efeitos da implementação do regime de áreas consolidadas sobre a recuperação e manutenção das APPs, bem como sobre a observância da lei ambiental.

Apesar de uma maior recuperação de áreas já desbastadas, as APPs em regime regular detiveram os maiores avanços nos déficits de vegetação sobre novas áreas (Figura 8). Isso pode ser um indício de que os proprietários se sintam menos inibidos em expandir o desmatamento sobre estas APPs com maiores restrições de uso e faixas de extensão. Como região de cabeceiras da bacia do rio Xingu, a concentração de passivos ambientais nas nascentes também requer atenção. Além de altos déficits de vegetação relativos, tanto no regime regular quanto nas áreas consolidadas, as nascentes detiveram uma das menores reduções de passivos, bem como a maior concentração de novos desmatamentos em relação aos cursos d'água. No norte do estado, também se observou uma tendência de concentração do desmatamento nas áreas de nascentes em relação aos demais ambientes ripários (Zimbres et al., 2018). Outra classe bastante afetada pela presença de passivos foram as APPs de cursos d'água de 0 a 10 m de largura, que detiveram um dos maiores déficits de vegetação absolutos nas duas áreas de estudo e em ambos os períodos avaliados. Tanto as nascentes quanto os rios de primeira-ordem representam elementos-chave para a manutenção do fluxo e da

qualidade da água, bem como da biodiversidade, de toda rede de drenagem (Lowe e Likens, 2005). No caso específico da bacia do Alto Xingu, essa importância é ainda maior, considerando que a atividade agropastoril se concentra nas regiões de cabeceira dos cursos formadores do rio Xingu (Ballester et al., 2020).

Devido a sua dificuldade de mapeamento, os rios de primeira-ordem e as nascentes são frequentemente subestimados. Enquanto a resolução mínima recomendada para a detecção destes corpos é de 1:10.000, a grande maioria dos bancos de dados disponíveis estão, quanto muito, na escala de 1:25.000 ou 1:50.000 (Taniwaki et al., 2018). No presente trabalho, cerca de 1.265,4 km de rios de largura entre 0 a 10 m, identificados através da análise visual de imagens de satélite *Rapid Eye*, não constavam, ou não estavam bem representados, nas bases de dados oficiais disponíveis para as áreas de estudo. A subestimação destes cursos e, conseqüentemente, de nascentes, acaba limitando as ações de monitoramento e fiscalização, bem como de recuperação de suas APPs (Taniwaki et al., 2018). Este fator, em conjunto com a grande extensão ocupada pelos cursos de 0 a 10 m de largura, provavelmente desempenharam um papel importante na concentração de passivos nestas áreas, e reforçam a importância de investir em um banco de dados cartográficos de escala adequada para um melhor delineamento de planos de conservação e restauração.

2.3.3. Contextos municipais

Além de suas diferenças de produção agrícola e investimento tecnológico (Material Suplementar 10), os municípios avaliados apresentam também experiências distintas de governança ambiental, que provavelmente desempenharam um papel importante nos perfis de desmatamento encontrados. Em 2007, o município de Querência, que ocupava o segundo lugar no ranking de desmatamento do estado, foi incluso na primeira lista dos 36 Municípios Prioritários na Amazônia (Brasil, 2007; MMA, 2007; INPE, 2019). O grupo, responsável por cerca de 45 % do desmatamento no bioma durante o período, passou a ser alvo de um maior número de ações de monitoramento e fiscalização, que aumentaram consideravelmente o número de multas e embargos (Assunção e Rocha, 2014). Junto a isso, o Banco Central do Brasil passou a exigir a documentação comprobatória de regularidade ambiental para fins de financiamento agropecuário no bioma (BACEN, 2008).

Essas medidas geraram grande mobilização em Querência, onde os produtores rurais já passavam pelas restrições de comércio com a Moratória da Soja, sendo bastante impactados com as novas restrições de crédito e financiamento. Com isso, as atividades de comando e controle acabaram complementadas por uma série de ações advindas da articulação entre os produtores, o poder público e a sociedade civil organizada. Graças a essa mobilização, até 2011, mais de 80 % das propriedades do município estavam registradas na Secretaria de Meio Ambiente do Estado, e a taxa de desmatamento caiu 60 % em relação à média de 2004 a 2007 (Simões et al., 2017). Neste mesmo ano, Querência acabou se tornando o primeiro no estado a sair da lista dos Municípios Prioritários (MMA, 2011).

Por outro lado, São José do Xingu não foi incluído na lista, mesmo ocupando a sétima posição no ranking de desmatamento do estado em 2007. Ainda que seu desmatamento relativo fosse maior que Querência, equivalendo a 56 % de sua área total, sua taxa de aumento acabou sendo inferior aos demais municípios presentes na lista (INPE, 2019). Considerando que a Moratória da Soja já não teria grande impacto em um município voltado à pecuária extensiva, a diferença foi grande na pressão sobre os produtores para o cumprimento das leis ambientais entre as duas áreas de estudo.

A paisagem retrata essa distinção de tendências pré-LPVN, advindas de diferentes modelos de desenvolvimento econômico, exigências de mercado e políticas públicas. Com uma área irregular quase três vezes maior, as APPs em São José do Xingu se apresentaram muito mais fragmentadas que aquelas observadas no município

de Querência em ambos os períodos avaliados (Material Suplementar 4). Como corredores ecológicos, as APPs facilitam o fluxo de espécies entre as manchas de remanescentes florestais, desempenhando um importante papel na manutenção de funções ecológicas como a ciclagem de água e nutrientes e a conservação da biodiversidade em matrizes rurais. Além de efeitos sobre a dinâmica e manutenção de serviços ecossistêmicos, esses impactos sobre a conectividade das APPs podem acabar potencializando os efeitos da perda de habitat e da fragmentação da paisagem (Lees e Peres, 2008).

Nesse sentido, as tendências observadas em São José do Xingu em 2018 foram positivas, nas quais demonstra uma redução de passivos ambientais em ritmo bem próximo ao de Querência. A mudança foi refletida na estrutura de suas APPs na paisagem, reduzindo o número de fragmentos, o perímetro e a densidade de borda, bem como aumentando a agregação. Apesar dos indicadores apontarem uma estrutura bem menos fragmentada nas APPs de Querência, este município mostrou uma tendência oposta de aumento no número e na densidade dos fragmentos, bem como no perímetro e na densidade de borda. Com isso, o índice de agregação das APPs em Querência foi reduzido em 2018 (Material Suplementar 4).

Isso é um possível reflexo dos avanços de desmatamento em Querência sobre novas áreas de APP. Ainda que tenha restaurado proporções um pouco maiores em relação a São José do Xingu, os novos déficits provavelmente se concentraram de forma mais intensa em algumas regiões. Ao invés de diversos pequenos desmatamentos, que não afetam a conectividade entre as APPs, os novos avanços em Querência podem ter ocorrido mais no sentido perpendicular, adentrando e fragmentando o segmento de APP. Isso significa que mesmo municípios com um saldo similar de redução de passivos podem, ainda assim, apresentar diferentes respostas a nível de paisagem, sendo um fator não necessariamente associado a ganhos de conectividade. Reflete-se, com isso, a importância de que projetos e políticas de restauração de APPs sejam delineados a nível de paisagem, e monitorem não apenas a redução total de passivos ambientais, como também a distribuição dos novos focos de desmatamento e as áreas na paisagem que requerem mais atenção e investimento.

2.4. Considerações finais

As Áreas de Preservação Permanentes (APPs) ripárias são importantes ferramentas para a consolidação de redes de conectividade em paisagens antropizadas, uma condição fundamental para a proteção de importantes serviços ecossistêmicos e da biodiversidade (Lees e Peres, 2008; Zimbres et al., 2018). Assim como evidenciado em estudos de desmatamento em grande escala (Godar et al., 2014; Assunção et al., 2017), o presente trabalho expressa a importância do delineamento das políticas de proteção e planos de recuperação das APPs dentro das heterogeneidades regionais, de forma a melhor direcionar esforços e maximizar sua eficiência. Nas áreas de estudo, tanto a extensão quanto o arranjo dos passivos ambientais variaram conforme o histórico regional de políticas de governança ambiental, atores sociais, uso da terra e tipos de APP. Da mesma forma, o impacto da LPVN, após seis anos de sua implementação, se diferenciou conforme a dinâmica desse conjunto de fatores.

Os altos déficits de vegetação relativos encontrados nas APPs de assentamentos e outros imóveis de pequenos produtores ressaltam a importância de um maior amparo a esses grupos sociais. A falta de orientação jurídica, assistência técnica, acesso a redes de crédito e financiamento, e a dificuldade em bancar os projetos de restauração, estão entre os elementos críticos apontados para a menor taxa de adequação ambiental nestas áreas (Sá et al., 2008, Cardoso, 2011; Nunes et al., 2015). Contudo, foram as grandes propriedades rurais que se destacaram como principais alvos para a concentração de esforços de monitoramento e fiscalização. Estes imóveis responderam pela maioria

absoluta dos déficits de vegetação em ambos os municípios e períodos avaliados. Além disso, também foram os responsáveis pela maior parcela dos novos desmatamentos nas APPs.

Ainda que, de forma geral, as áreas de pastagens compreendam uma gama maior de impactos diretos sobre as APPs, outras atividades agropastoris podem deter um déficit de vegetação igual, ou até superior, conforme as técnicas de manejo adotadas na propriedade. A redução de passivos ambientais também apresentou uma grande variação dentre os usos agropastoris nos dois municípios avaliados, não sendo observado um padrão específico de resposta. Isso indica novamente que a condição das APPs não está necessariamente ligada ao tipo a atividade, mas à sua gestão na propriedade rural e aos demais elementos que tangem essa condução.

A introdução do regime de áreas consolidadas permanece uma questão bastante controversa. Além de reduzir de forma considerável as exigências de recomposição, em especial em São José do Xingu, elas abrangeram as áreas ripárias mais intensamente desbastadas. Nestas áreas, a recuperação dos passivos ambientais não apenas foi menor, como também se constatou novos avanços no desmatamento. Contudo, é inegável que os novos déficits de vegetação se concentraram nas APPs em regime regular. Evidenciam-se, assim, três grandes questões a serem discutidas sobre implementação das áreas consolidadas. Em primeiro lugar, nas áreas de estudo, elas favoreceram áreas de maior descumprimento das leis ambientais, e isso não necessariamente foi revertido em mudanças de postura quanto à prática ilícita. Em segundo lugar, a não exclusão dos benefícios daqueles que acabam repetindo as transgressões é uma grande lacuna deixada pela LPVN, que abre espaço a uma lógica perigosa de que as áreas consolidadas são um direito e não somam um dever a mais aos proprietários em se manter na regularidade. Por último, é possível que os novos avanços sobre as APPs ocorram preferencialmente nas áreas em regime regular, que possuem maior restrição de uso e, usualmente, maior faixa de extensão. Futuros esforços devem ser feitos através da ampliação espacial e temporal destas análises, de forma a confirmar a extensão dessas tendências a nível nacional. Ainda assim, são questões que já merecem ser ponderadas.

As diferentes experiências de governança ambiental e de exigências de mercado foram provavelmente fatores de grande relevância para as diferenças encontradas entre os dois municípios. Isso evidencia que a ação conjunta de medidas mais rígidas de comando e controle, com restrições de mercado e de crédito àqueles em desacordo com as leis ambientais, pode ser eficiente no controle do desmatamento em APPs. Como citado no início, a implantação e o acompanhamento de qualquer uma dessas medidas, e da própria LPVN, precisa considerar que as problemáticas e a capacidade de resposta se difere conforme diferentes condicionantes regionais e atores sociais. É essencial que a gestão das APPs ocorra a nível de paisagem, pois melhorias locais não obrigatoriamente são revertidas em ganhos de conectividade e de proteção aos serviços ecossistêmicos.

REFERÊNCIAS

- Adami, M., Mello, M.P., Aguiar, D.A., Rudorff, B.F.T., Souza, A.F. 2012. A Web Platform Development to Perform Thematic Accuracy Assessment of Sugarcane Mapping in South-Central Brazil. *Remote Sensing* 4, 3201-3214.
- Assunção, J., Rocha, R. 2014. Getting greener by going black: the priority municipalities in Brazil. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative. 18 pp.
- 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>.
- 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.

Banco Central do Brasil (BACEN). Resolução nº 3.545, de 29 de fevereiro de 2008. Altera o MCR 2-1 para estabelecer exigência de documentação comprobatória de regularidade ambiental e outras condicionantes, para fins de financiamento agropecuário no Bioma Amazônia.

Bleich, M.E., Mortati, A.F., André, T., Piedade, M.T.F. 2014. Riparian deforestation affects the structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. *Tropical Conservation Science* 7(4), 657-676. <https://doi.org/10.1177/194008291400700406>.

Brançalion, P.H., Garcia, L.C., Loyola, R., Rodrigues, R.R., Pillar, V.D., Lewinsohn, T.M. 2016. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Natureza & Conservação* 14S, e1-e16. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>.

Brasil. Lei nº 4.771, 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal.

____. Medida Provisória nº 2.166-67, 24 de agosto de 2001. Altera os arts. 1º, 4º, 14, 16 e 44, e acresce dispositivos à Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10 da Lei nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural - ITR, e dá outras providências.

____. Decreto nº 6.321, de 21 de dezembro de 2007. Dispõe sobre ações relativas à prevenção, monitoramento e controle de desmatamento no Bioma Amazônia, bem como altera e acresce dispositivos ao Decreto nº 3.179, de 21 de setembro de 1999, que dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.

____. Lei nº 12.651, 25 de maio de 2012a. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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 nº 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.

____. Lei nº 12.727, 17 de outubro de 2012b. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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; e revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a MP nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.

____. Decreto nº 7.830, 17 de outubro de 2012c. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências.

Brazilian Vegetable Oil Industries Association (ABIOVE). 2014. *New agenda for soybeans in the Amazon biome*. ABIOVE: São Paulo.

Burdon, F.J., McIntosh, A., Harding, J.S. 2013. Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecological Applications* 23(5), 1036-1047. <https://doi.org/10.1890/12-1190.1>.

Cardoso, L.V. 2011. *Financiamento agroambiental no Brasil: subsídio para o desenvolvimento de políticas de crédito de apoio à regularização ambiental de propriedades rurais*. São Paulo: Instituto Socioambiental, 82 pp.

- Chiavari, J., Lopes, C.L. 2017. Legislação Florestal e de uso da terra: uma comparação internacional. Iniciativa para o uso da terra (INPUT). Climate Policy Initiative (CPI) e Núcleo de Avaliação de Políticas Climáticas da PUC-Rio (NAPC/PUC-Rio). 19 pp.
- Cohen, W.B., Yang, Z., Kennedy, R. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync – Tools for calibration and validation. *Remote Sensing of Environment* 114(12), 2911-2924.
- 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>
- Dorais, A., Cardille, J. 2011. Strategies for Incorporating High-Resolution Google Earth Databases to Guide and Validate Classifications: Understanding Deforestation in Borneo. *Remote Sensing* 3, 1157-1176.
- Elliott, K.J., Vose, J.M. 2016. Effects of riparian zone buffer widths on vegetation diversity in southern Appalachian headwater catchments. *Forest Ecology and Management* 376, 9–23. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.046>
- Farias, M. H. C. S., Beltrão, N. E. S., Santos, C. A., Cordeiro, Y. E. M. 2018. Impact of Rural Settlements on the Deforestation of the Amazon. *Mercator*, 17, e17009. <https://doi.org/10.4215/rm2018.e17009>
- Fatorelli, L., Mertens, F. 2010. Integração de políticas e governança ambiental: o caso do licenciamento rural no Brasil. *Ambiente & Sociedade* 13(2), 401-415. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2010000200012>
- Fearnside, P.M. 1993. Deforestation in Brazilian Amazonia: the effect of population and land tenure. *Ambio – J. Hum. Environ. Res. Manag* 22 (8), 537–545.
- _____. 2008. Amazon Forest maintenance as a source of environmental services. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 80(1), 101-114.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2006. *Global Forest Resources Assessment 2005: Progress Towards Sustainable Forest Management*. Forestry Paper 147, 348 pp.
- Freitas, F.L.M., Guidotti, V., Sparovek, G., Hamamura, C. 2018. Nota técnica: Malha fundiária do Brasil. In: *Atlas - A Geografia da Agropecuária Brasileira*, 1812. Disponível em: www.imaflora.org/atlasagropecuario
- Garcia, A.S., Vilela, V.M.F.N., Rizzo, R., West, P., Gerber, J.S., Engstrom, P.M., Ballester, M.V.R. 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 Sensing Applications: Society and Environment* 15(100233), 1-14.
- 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* 347(6220), 377-378.
- Giglio, L., Csiszar, I., Justice, C.O. 2006. Global distribution and seasonality of active fires as observed with the Terra and Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors. *Journal of Geophysical Research* 3, G02016. <https://doi.org/10.1029/2005JG000142>.
- Godar, J., Gardner, T.A., Tizado, E.J., Pacheco, P. 2014. Actor-specific contributions to the deforestation slowdown in the Brazilian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111 (43), 15591–15596.
- Guidotti, V., Ferraz, S.F.B., Pinto, L.F.G., Sparovek, G., Taniwaki, R.H., Garcia, L.G., Brancalion, P.H. 2020. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. *Land Use Policy* 94, 104511.

- Heckenberger, M., Russel, J.C., Fausto, C., Toney, J.R., Schmidt, M.J., Pereira, E., Franchetto, B., Kuikuro, A. 2008. Pre-Columbian Urbanism, Anthropogenic Landscapes, and the Future of the Amazon. *Science* 321(5893), 1214-1217.
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J. 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography* 42(10), 1648-1657. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2009a. Produção da Pecuária Municipal 2008. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br>.
- _____. 2009b. Produção Agrícola Municipal 2008. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/querencia/pesquisa/14/10193?ano=2008>.
- _____. 2013. Produção Agrícola Municipal 2012. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/sao-jose-do-xingu/pesquisa/14/10193?indicador=10370&ano=2012>.
- _____. 2017. Produto Interno Bruto dos Municípios. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/querencia/pesquisa/38/46996?tipo=ranking&indicador=47001>.
- _____. 2018. IBGE cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>.
- _____. 2019a. População estimada. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Estimativas da população residente com data de referência 1º de julho de 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br>.
- _____. 2019b. Produção da Pecuária Municipal 2018. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br>.
- _____. 2019c. Produção Agrícola Municipal 2018. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br>.
- Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). 2013. Sistema Nacional de Cadastro Rural: Índices básicos de 2013. Disponível em: http://www.incra.gov.br/sites/default/files/uploads/estrutura-fundiaria/regularizacao-fundiaria/indices-cadastrais/indices_basicos_2013_por_municipio.pdf.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2019. Projeto PRODES: Desmatamento nos Municípios da Amazônia Legal. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal.php>.
- Jansen, A., Alistar, I.R., 2001. Relationships between livestock management and the ecological condition of riparian habitats along an Australian floodplain river. *J. Appl. Ecol.* 38(1), 63–75. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00557.x>
- Kauffman, J.B., Krueger, W.C. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications... A review. *Journal of Range Management* 37(5), 430-438.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica. Mexico, 479 pp.
- Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J., Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Thomson, J.R., Nally, R.M., Ferreira, J., Barlow, J. 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology* 31, 1725–1745. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>.
- Lees, A.C., Peres, C.A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22(2), 439–449. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00870.x>.
- Lowe, W.H., Likens, G.E. 2005. Moving headwater streams to the head of the class. *BioScience* 55(3), 196–197. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0196:MHSTTH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0196:MHSTTH]2.0.CO;2).
- L’Roe, J., Rausch, L., Munger, J., Gibbs, H.K. 2016. Mapping properties to monitor forests: landholder response to a large environmental registration program in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* 57, 193-203.

- Maxwell, A.E., Strager, M.P., Warner, T.A., Zégre, N.P., Yuill, C.B. 2014. Comparison of NAIP orthophotography and RapidEye satellite imagery for mapping of mining and mine reclamation. *GIScience & Remote Sensing* 51(3), 301-320.
- Metzger, J.P. 2010. O Código Florestal tem Base Científica? *Natureza e Conservação* 8(1), 92-99.
- Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços (MDIC). 2020. Comex Stat: Sistema oficial de consulta aos dados do comércio exterior brasileiro. <http://comexstat.mdic.gov.br/>.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). Portaria nº 28, de 24 de janeiro de 2007. Dispõe sobre os Municípios situados no Bioma Amazônia onde incidirão ações prioritárias de prevenção, monitoramento e controle o desmatamento ilegal.
- _____. Portaria nº 139, de 20 de abril de 2011. www.jusbrasil.com.br/diarios/26226575/pg-99-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-25-04-2011.
- _____. 2013. Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm). Brasília: MMA, 174 p.
- Mittermeier, R.A. 2004. Hotspots revisited. Cemex.
- Nagy, R.C., Porder, S., Neill, C., Brando, P., Quintino, R.M., Nascimento, S.A. 2015. Structure and composition of altered riparian forests in an agricultural Amazonian landscape. *Ecological Applications* 25(6), 1725–1738. <https://doi.org/10.1890/14-1740.1>
- Naiman, R.J., Décamps, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621-658.
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T., DiGiano, M., Shimada, J.a., 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* 344, 1118–1123.
- Neu, V. 2009. O ciclo do carbono na bacia do Alto Xingu: interações entre ambientes terrestre, aquático e atmosférico. Tese de doutorado em Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Nunes, S. S., Barlow, J., Gardner, T. A., Siqueira, J. V., Sales, M. R., Souza, C. M. 2015. A 22 year assessment of deforestation and restoration in riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. *Environmental Conservation* 42(3), 193-203. <https://doi.org/10.1017/S0376892914000356>.
- Nunes, S., Barlow, J., Gardner, T., Sales, M., Monteiro, D., Souza Jr, C. 2019. Uncertainties in assessing the extent and legal compliance status of riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. *Land Use Policy* 82, 37-47. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.051>.
- Pacheco, P. 2009. Agrarian reform in the Brazilian Amazon: its implications for land distribution and deforestation. *World Dev.* 37 (8), 1337–1347.
- Planet. Imagery product specifications. 2019. Planet Labs Inc. Disponível em: <https://assets.planet.com/docs/combined-imagery-product-spec-final-may-2019.pdf>.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. www.R-project.org/.
- Ramos, C.C.O., Anjos, L. 2014. The width and biotic integrity of riparian forests affect richness, abundance, and composition of bird communities. *Natureza & Conservação*, 12(1), 59-64. <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.011>.
- Richards, P.D., VanWey, L. 2016. Farm-scale distribution of deforestation and remaining forest cover in Mato Grosso. *Nat. Clim. Change* 6, 418–425.

- Roriz, P.A.C., Fearnside, P.M. 2015. A construção do Código Florestal Brasileiro e as diferentes perspectivas para a proteção das florestas. *Novos Cadernos – NAEA* 18(2), 51-68. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v18i2.1866>.
- Rudorff, B.F.T., Adami, M., Aguiar, D.A., Moreira, M.A., Mello, M.P., Fabiani, L., Amaral, D.F., Pires, B. M. 2011. The soy moratorium in the Amazon biome monitored by remote sensing images. *Remote Sensing* 3(1), 185-202. <https://doi.org/10.3390/rs3010185>.
- Sá, J.D., Almeida, O., Rivero, S., Nepstad, D., Stickler, C. 2008. Guia de legislação ambiental para o pequeno produtor rural. Série Boas Práticas 5, Belém: EDUFPA, 32 pp. www.ipam.org.br/biblioteca/livro/Guia-de-Legislacao-Ambiental-para-o-Pequeno-Produtor-Rural/384.
- Silva, L.R., Sano, E.E. 2016. Análise das Imagens do Satélite Rapideye para Discriminação da Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Cartografia* 68, 1269-1283. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0988-4>.
- Simões, C.G., Alves, H.Q., Stabile, M.C.C., Junqueira, R.G.P. 2017. Diagnóstico socioambiental de Querência. Querência+: Paisagens Sustentáveis. Instituto de Pesquisas da Amazônia, Instituto Socioambiental. 70 pp. https://ipam.org.br/wp-content/uploads/2017/07/Diagnostico_final.pdf
- Soares, J.L.N. 2008. A organização territorial de assentamentos rurais para atender a legislação ambiental na Amazônia. *Campo-Território* 3 (6), 143-155.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344(6182), 363-364. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>
- 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.
- Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., Hession, W.C., Horwitz, R.J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *PNAS* 101(39), 14132-14137. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405895101>
- Taniwaki, R.H., Forte, Y.A., Silva, G.O., Brancalion, P.H., Coguetto, C.V., Filoso, S., Ferraz, S.F. 2018. The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16(1), 49-53. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.007>.
- Walker, R., Moran, E., Anselin, L. 2000. Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: external capital and household processes. *World Dev.* 28(4), 683-699.
- Willkomm, M., Follmann, A., Dannenberg, P. 2019. Rule-based, hierarchical land use and land cover classification of urban and peri-urban agriculture in datapoor regions with RapidEye satellite imagery: a case study of Nakuru, Kenya. *Journal of Applied Remote Sensing* 13(1), 016517.
- Zimbres, B., Machado, R. B., Peres, C. A. 2018. Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape. *Land Use Policy* 72, 354-363. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.062>.

3. A LACUNA ENTRE A FORMULAÇÃO DE POLÍTICAS E A PROTEÇÃO EFETIVA DOS AMBIENTES RIPÁRIOS

RESUMO

Os ambientes ripários são locais de grande importância para a conservação de espécies, processos ecológicos, e manutenção dos recursos hídricos. Diversos países reconhecem a necessidade de manutenção destas áreas, dando origem a uma diversidade de políticas de proteção que variam em objetivos e estratégias. A fim de compreender quais características e fatores são decisivos para a eficácia destas políticas, o presente estudo realizou uma extensa pesquisa documental sobre o processo histórico de limitação de uso dos ambientes ripários no Brasil, cujo regime de proteção ambiental é considerado um dos mais rígidos do mundo e, ainda assim, insuficiente para conter o desmatamento nestes espaços. Através da identificação de seus principais pontos de progresso e de falha, levantou-se questões importantes a serem discutidas para avanços nos esforços de preservação dos ambientes ripários. Entre estes, destacam-se a (i) influência das inconsistências do sistema normativo que rege o uso e a proteção destas áreas, (ii) a necessidade de investimento em órgãos ambientais e sistemas de monitoramento, fiscalização e responsabilização do desmatamento ilegal, (iii) a linha tênue entre a flexibilização das leis ambientais e seu enfraquecimento, (iv) a importância de uma base científica sólida na formulação de leis, e (v) o papel da valorização econômica da manutenção destas áreas em propriedades particulares.

Palavras-chave: 1. Zonas ripárias, 2. Legislação ambiental, 3. Áreas de Preservação Permanente, 4. Gestão ambiental.

ABSTRACT

Riparian environments play a key role in biodiversity, ecological processes, and water resources conservation efforts. In recognition of this matter, several countries dispose of protection policies for riparian zones that vary in objectives and strategies. In order to understand the main factors affecting the effectiveness of these policies, the present study carried out an extensive documentary research on the historical process of limiting the use of riparian environments in Brazil, whose environmental legislation is considered one of the most strict in the world, but insufficient to contain deforestation rates. Identifying the main points of progress and failure, important questions were raised to be discussed for advances in efforts to preserve riparian environments. Among these, we highlight the (i) influence of inconsistencies in the normative system and sectorial policies, (ii) the need for investment in monitoring, fiscalization and responsabilization systems of illegal deforestation, (iii) the fine line between flexibilization and weakening of environmental laws, (iv) the importance of a solid scientific basis, and (v) the potential of economic incentives for maintaining protect areas on private properties.

Keywords: 1. Riparian zones, 2. Environmental legislation, 3. Permanent Preservation Areas, 4. Environmental management.

3.1. Introdução

Compostas por um mosaico de topografias, habitats e comunidades, as zonas ripárias são um dos ambientes mais diversos, dinâmicos e biofisicamente complexos do mundo (Naiman e Décamps, 1993). Como interfaces entre ecossistemas terrestres e aquáticos, elas apresentam um gradiente de fatores bióticos e abióticos determinante no movimento das águas, nutrientes, sedimentos e espécies (Cooper et al., 1997; Biggs et al., 2004; Burdon et al., 2013;

Bleich et al., 2014), sendo importantes indicadores da qualidade do ambiente aquático e da sustentabilidade das atividades humanas. Muitos países apresentam hoje alguma política de proteção voltada às zonas ripárias e seus múltiplos serviços ecossistêmicos. Variando em seus objetivos de conservação, muitas delas permitem algum grau de manejo dos recursos florestais e de atividades agrícolas, e outras não chegam nem mesmo a estabelecer faixas mínimas de proteção (Chiavari e Lopes, 2017).

No Brasil, a tutela jurídica destas áreas tem por finalidade a manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais advindos dos recursos hídricos, da paisagem, do solo e da biodiversidade. Isso reflete em um dos regimes de proteção mais rígidos do mundo, que exige a manutenção de faixas extensas de vegetação ripária nativa e não admite a exploração econômica destes ambientes (Chiavari e Lopes, 2017). No país, a introdução de restrições sobre o uso e a ocupação das zonas ripárias para fins de conservação remonta a década de 1920. Entretanto, a consolidação de um conjunto de normas que orientassem a definição, execução, monitoramento e fiscalização dessas áreas de proteção perdurou até início do século XXI, sob a atuação inegável de interesses econômicos e de pressões internacionais (Borges et al., 2009; Peccatiello, 2011).

Atualmente, as zonas ripárias estão amparadas na legislação ambiental brasileira dentro do conceito de Áreas de Preservação Permanente (APPs), com o regime de proteção regido pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) (Brasil, 2012a). Apesar dos méritos de suas políticas ambientais, os conflitos de uso e ocupação da terra nas zonas ripárias permanecem presentes, onde estima-se um passivo ambiental de cerca de 4,5 milhões de hectares ao longo de todo território nacional (Soares-Filho et al., 2014). Nesse sentido, torna-se essencial compreender o conjunto de fatores que afetam a efetividade das políticas de proteção das zonas ripárias, de modo que futuros esforços sejam voltados para o preenchimento dessas lacunas.

O presente estudo apresenta uma análise crítica acerca do processo histórico de limitação de uso das APPs no Brasil, destacando os principais pontos que fortalecem e enfraquecem a prática de políticas de proteção nestas áreas. Esse delineamento histórico contemplou quase sessenta anos da legislação ambiental brasileira, bem como a principal literatura referente ao tema. Através dessa contextualização histórica, suscita-se a reflexão acerca das fragilidades de experiências obtidas ao longo desse processo, bem como das potencialidades que emergem para o fortalecimento do aparato político-administrativo na conservação dos ambientes ripários.

3.2. Inconsistências jurídicas e desalinhamento de políticas públicas

A coesão do conjunto de leis e políticas que regem as dinâmicas de uso e proteção dos recursos naturais é muitas vezes tão importante quanto as leis em si, representando um verdadeiro sistema que precisa estar alinhado em uma mesma proposta e direção (Maffra, 2012). Contudo, é comum que as mudanças e aprimoramentos desse complexo normativo ocorram dentro de um longo paralelo de agendas governamentais, que ora cedam à uma política ambiental mais protetiva, e ora retrocedam nesses avanços em prol dos interesses econômicos de certos grupos. No Brasil, isso pode ser notado na frequente desvinculação da matéria ambiental da política econômica e agrícola, bem como nas inúmeras divergências jurídicas que entremeiam seu aparato legal (Azevedo e Oliveira, 2014; Ganem, 2015).

A expansão de projetos de irrigação e drenagem durante as décadas de 1970 e 1990 foi um exemplo claro dessa incongruência. Nesse período, programas como o Provárzeas Nacional (Programa Nacional para Aproveitamento de Várzeas Irrigáveis) foram implementados em todo país para o fornecimento de crédito a baixas taxas de juros, o que permitiu a drenagem, sistematização e aproveitamento agrícola de cerca de 1 Mha de várzeas até 1988. No entanto, os impactos ambientais advindos da ocupação indiscriminada destas áreas não foram considerados

no planejamento dessas políticas, o que resultou na degradação de solos, alteração de regimes hídricos e ocupação de zonas ripárias, gerando grandes passivos ambientais (Manzatto et al., 2002; Santana e Nascimento, 2012; Silva et al., 2012).

Ainda nesse período, a inclusão desordenada de diversas mudanças às leis de proteção dos ambientes ripários acabou denotando a fragilidade e a insegurança jurídica desse sistema (Figura 1). Até então, a Lei nº 4.771, de 1965 (2º Código Florestal), enquadrava estes ambientes dentro do conceito de vegetação de preservação permanente. Contudo, as faixas mínimas de proteção foram definidas apenas para as áreas ao entorno dos cursos d'água, que variavam de 5 a 100 metros conforme sua largura (Brasil, 1965). A primeira grande mudança foi trazida com a aprovação da Política Nacional do Meio Ambiente (PNAMA), que passou a enquadrar a vegetação de preservação permanente no conceito de Reservas Ecológicas. Em suma, isso acabou alterando alguns aspectos de seu regime de proteção, como a atribuição de poder ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) para fixar normas e critérios para seu uso (Brasil, 1981; 1984). Apesar de algumas problemáticas advirem dessa mudança (Agrelli, 2006), ambientes como nascentes e olhos d'água, lagos e lagoas, e reservatórios d'água naturais e artificiais, tiveram a primeira definição de suas faixas mínimas de proteção. As veredas também passaram a ser consideradas como ambientes protegidos, e houve a primeira definição de um referencial para a demarcação das faixas de proteção dos cursos d'água (CONAMA, 1985).

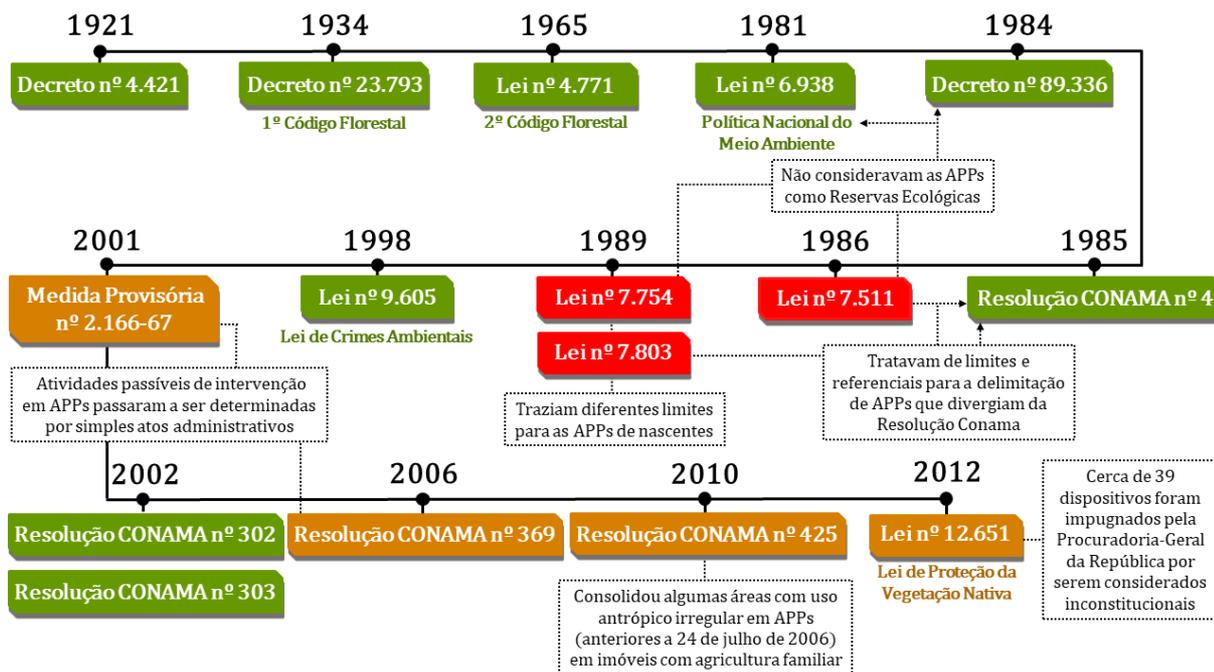


Figura 1. Linha cronológica dos principais marcos históricos da legislação ambiental brasileira referentes às Áreas de Preservação Permanentes (APPs), com destaque às normas que apresentaram conflitos com outros dispositivos (vermelho) ou que flexibilizaram o regime de proteção destas áreas (laranja).

No entanto, a inclusão da vegetação de preservação permanente no regime de Reservas Ecológicas não foi absorvida pela legislação como um todo. No ano seguinte à fixação destas normas pela Resolução CONAMA nº 4, a Lei nº 7.511 instituiu alterações às faixas mínimas de proteção dos corpos d'água, desconsiderando as disposições trazidas pela PNAMA e pela sua norma reguladora (Brasil, 1986). Esse desalinhamento entre as próprias normas jurídicas decretadas pela União continuou se repetindo. Em 14 de abril de 1989, a Lei nº 7.754 foi instituída para tratar das faixas de proteção de nascentes. O dispositivo também se manteve omissivo quanto às disposições do PNAMA e

do CONAMA, definindo uma área de proteção no entorno de nascentes em forma de paralelogramo (Brasil, 1989a). Entretanto, em 18 de julho do mesmo ano, a Lei nº 7.803 determinou que a faixa de proteção das nascentes seria de um raio mínimo de 50 m de largura, ainda em desacordo com o PNAMA e sem revogar o dispositivo anterior (Brasil, 1989b). Mesmo divergentes, as Leis nº 7.754 e 7.803 permaneceram coexistindo até 2012. A Resolução CONAMA nº 4 só recebeu revogação em 2002, de modo que o órgão se manteve dispondo sobre a vegetação de preservação permanente como Reservas Ecológicas ao longo de todo esse período, em contraste com as demais leis federais.

O desalinhamento jurídico também acabou sendo um dos fatores que limitaram o impacto do Sistema de Licenciamento Ambiental de Propriedades Rurais (SLAPR). Este foi um instrumento inovador de licenciamento, monitoramento e fiscalização do desmatamento, implantado no final da década de 1990 no estado do Mato Grosso, que até então possuía as maiores taxas de desmatamento da Amazônia brasileira (INPE, 2020). Nesse mesmo período, foi aprovado no âmbito federal a Lei nº 9.605, conhecida como Lei de Crimes Ambientais. Nela concentrou-se todo o conjunto de sanções, penais e administrativas, derivadas de condutas ou atos lesivos à fauna ou à flora, que até então encontravam-se dispersas em diversas normas que frequentemente se contradiziam (Brasil, 1998; Araújo, 2011). Apesar disso, até 2002, as multas aplicadas no Mato Grosso para casos de desmatamento ilegal ocorreram conforme a legislação estadual, em detrimento dos valores mais severos previstos na Lei de Crimes Ambientais (MMA, 2006). Este fator foi determinante para que as vantagens do desmatamento superassem os ônus das punições. Mesmo com todas as potencialidades do SLAPR, o estado não conseguiu conter suas altas taxas de supressão ilegal de vegetação nativa (INPE, 2020).

Em contrapartida, uma série de experiências positivas resultaram da articulação entre políticas ambientais, econômicas e a sociedade civil organizada. Em 2006, a produção da soja brasileira acabou despertando a atenção internacional com sua associação ao crescente desmatamento no bioma amazônico. Como resposta à reação dos mercados externos, a Associação Brasileira de Indústrias de Óleos Vegetais (ABIOVE) e a Associação Nacional dos Exportadores de Cereais no Brasil (ANEC), responsáveis pela compra de 90 % da soja produzida na Amazônia, fecharam um acordo se comprometendo a não comercializar o produto advindo de áreas desmatadas no bioma. Esse pacto de desmatamento zero, conhecido como Moratória da Soja, foi o primeiro do gênero implementado nos trópicos (Gibbs et al., 2015). Nos municípios monitorados pela Moratória, a taxa média de desmatamento observada entre 2008 a 2019 foi 4,6 vezes menor do que no período de 2001 a 2008 (GTS, 2020). Isso demonstra a contribuição da iniciativa para a redução do desmatamento no bioma e para a observância da legislação ambiental.

Em 2008, essa pressão sobre o desmatamento na Amazônia aumentou ainda mais com a criação da lista de Municípios Prioritários (Brasil, 2007). A lista incluiu inicialmente 36 municípios que responderam juntos por 45 % do desmatamento do bioma no ano anterior. A estratégia era fortalecer o monitoramento e os esforços de aplicação da lei sobre estas áreas prioritárias, incluindo a execução de multas e embargos (Assunção e Rocha, 2014). Junto a isso, o Banco Central do Brasil passou a vincular o financiamento para atividades agropecuárias na Amazônia à comprovação de regularidade ambiental dos imóveis rurais (BACEN, 2008). A atuação conjunta dessas medidas teve tamanho impacto que em muitos municípios observou-se o fomento a ações complementares, como a definição de planos locais de regularização de imóveis e de produção sustentável. Estima-se que, na ausência dessas políticas, o desmatamento teria sido 54 % maior que o observado entre 2008 e 2011 (Assunção e Rocha, 2014).

As normas de proteção ambiental não se aplicam isoladamente, sendo essencial sua coesão e integração às demais políticas setoriais (Ganem, 2015). O desalinhamento das políticas econômicas, em particular, como aquelas de acesso a financiamento e crédito rural, pode inclusive aumentar as taxas de desmatamento em determinadas áreas (Assunção et al., 2020). É de suma importância que as políticas de proteção dos recursos naturais e serviços

ecossistêmicos se tornem responsabilidade comum de todos os setores de governo, formando um sistema simétrico e fortalecido.

3.3. Sistemas de monitoramento e fiscalização

Nas últimas três décadas, uma importante rede de ferramentas, programas e políticas foram desenvolvidas no Brasil para o monitoramento e controle da supressão ilícita de vegetação. O apoio advindo dos setores da economia e do agronegócio, bem como o suporte de agências de financiamento e de acordos internacionais, foram elementos essenciais para a efetivação dessas iniciativas no país (Roitman et al., 2018). Vale dispor sobre estas experiências, que levantam diversos aspectos positivos que podem ser replicados e, ao mesmo tempo, revelam mais um pouco sobre o impacto da falta de coesão nos diferentes setores de governo.

Na década de 1990, com a globalização dos mercados internacionais e os incentivos governamentais, a exportação de *commodities* já era um dos principais motores da economia do Brasil. Com fortes interesses econômicos no avanço da agropecuária e pouco controle sobre a supressão da vegetação nativa, o desmatamento na floresta Amazônica alcançou seu maior ápice (INPE, 2020). Preocupado com sua imagem, o país adotou uma série de medidas mais rígidas contra o desmatamento, e aderiu ao Programa Piloto para Proteção de Florestas do Brasil (PPG-7), um dos maiores programas ambientais de cooperação multilateral de importância global (MMA, 2020).

Os esforços do PPG-7 foram intensos no estado do Mato Grosso que, como citado anteriormente, se tornou a primeira unidade federativa a implantar o SLAPR. O sistema foi desenvolvido para atuar sobre os pilares do licenciamento, monitoramento e fiscalização do desmatamento nos imóveis rurais, inovando ao incorporar o uso de sensoriamento remoto (MMA, 2006). A aquisição da licença ambiental para atividades rurais de potencial impacto passou a ocorrer apenas através do registro dos imóveis no SLAPR, ao qual deveriam ser fornecidos os limites georreferenciados da propriedade e de suas áreas de proteção, incluindo as APPs (Pires e Ortega, 2013). Considerando a potencialidade do sistema em monitorar e fiscalizar os passivos ambientais, modelos similares foram posteriormente replicados em outros estados amazônicos (Roitman et al., 2018).

O impacto inicial do SLAPR sobre as taxas de supressão ilícita de vegetação nativa (Fearnside, 2003; Fearnside e Barbosa, 2003; Chomitz e Wertz-Kanounnikoff, 2005) não se manteve, de forma que após alguns anos o desmatamento ilegal nos imóveis cadastrados passou a superar o de não-cadastrados, e o Mato Grosso se manteve entre os líderes de desmatamento da Amazônia Legal. Apesar de inovador, a execução do SLAPR foi problemática. Em primeiro lugar, houve dificuldade de acesso às informações do sistema e falta de colaboração entre os órgãos governamentais envolvidos nas atividades de monitoramento, fiscalização e responsabilização das práticas de desmatamento ilegal. Em segundo lugar, além da aplicação de multas com valores ínfimos previstos na legislação estadual durante seus primeiros anos, grande parte delas eram canceladas ou prescritas. As raras multas de maior valor que chegavam a processo de execução, decorrentes de grandes infrações, eram extintas em quase sua totalidade. O tempo decorrido entre as autuações e o pagamento efetivo das multas também era longo, de forma que muitos processos acabavam prescrevendo. Com tudo isso, a rapidez proporcionada pelas tecnologias empregadas no monitoramento pelo SLAPR acabou não compensando a demora no processo de responsabilização, tendo pouca influência na tomada de decisão sobre a prática ilícita (MMA, 2006).

No caso específico das APPs, o monitoramento também sofreu com limitações técnicas. De acordo com o responsável pela Coordenadoria de Geoprocessamento do SLAPR, as bases utilizadas não atendiam a precisão necessária para licenciar imóveis inferiores a 200 hectares, muito menos para monitorar o desmatamento em APPs. O

único monitoramento destas áreas se dava através de relatórios enviados pelos técnicos responsáveis pelo projeto de cada imóvel rural (Azevedo, 2009). Pode-se considerar que o SLAPR teve grande êxito em trazer para a legalidade o desmatamento nas propriedades rurais, mas isso não se traduziu na sua redução ou inibição (Azevedo e Saito, 2013).

Em 2012, a LPVN expandiu ao âmbito nacional a proposta de um sistema de cadastramento de dados ambientais de imóveis rurais, instituindo o Cadastro Ambiental Rural (CAR). O CAR é um registro eletrônico público e auto declaratório, que compõe a base de dados para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento (Brasil, 2012ab). Através dele, tornou-se possível a integração de informações referentes a APP, Reserva Legal¹, remanescentes de vegetação nativa e Áreas de Uso Restrito² das propriedades rurais de todo o país (Laudares et al., 2014). Um dos importantes avanços trazidos pelo CAR foi sua vinculação ao Programa de Regularização Ambiental (PRA), que englobou um conjunto de ações e prazos para adequação de passivos ambientais nos imóveis cadastrados (Brasil, 2012ab). A adesão ao CAR e ao PRA também passou a ser obrigatória para o acesso à linhas oficiais de crédito para atividades agropecuárias, o que de fato levou a inscrição da grande maioria dos imóveis rurais no país (Azevedo et al., 2017; CAR, 2019).

O registro no CAR é feito através do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), no qual os dados georreferenciados do imóvel e de suas áreas de proteção são inseridos ou desenhados sobre um conjunto de imagens de satélite com alta resolução espacial (5 metros) (Roitman et al., 2018). Esta foi uma importante aquisição do governo brasileiro, e um avanço em relação ao SLAPR, que torna possível um correto delineamento e monitoramento de áreas tão estreitas como as APPs. O SICAR também inovou ao tornar público a maior parte dos dados cadastrados, refletindo grandes avanços em termos de transparência.

Por outro lado, essa facilidade no registro dos dados georreferenciados no SICAR trouxe a necessidade de sua análise e validação, o que representa hoje o principal entrave para a consolidação do sistema (Roitman et al., 2018). São mais de 6,4 milhões de imóveis cadastrados em todo país, e os órgãos estaduais competentes sofrem com séria escassez de recursos financeiros e de pessoal, de forma que apenas 3,4 % foram analisados após sete anos da implementação do cadastro (OCF, 2019). Vale ressaltar que até o órgão competente se manifestar quanto às pendências ou inconsistências nas informações cadastradas, permanece efetivada a inscrição do imóvel e seu acesso aos benefícios previstos em lei (Brasil, 2014).

O CAR pode ser a chave para um mapeamento mais acurado das áreas de proteção localizadas em imóveis rurais e dos níveis de fragmentação da paisagem, auxiliando na definição de áreas prioritárias. Isso se aplica especialmente para as APPs, considerando sua dificuldade de mapeamento e conseqüente subestimação, principalmente em rios de primeira ordem. Apesar disso, a falta de controle sobre a veracidade dos dados declarados ainda torna baixa a qualidade de seus dados. Tomando como exemplo um estudo de escala local (1:10.000), a extensão dos rios de primeira ordem declarados chegou a ser 80 % menor que os valores estimados, levando a omissão de cerca de 143 mil km de APPs na base de dados do SICAR (Taniwaki et al., 2018).

Mesmo com toda a inovação trazida pelo CAR, a responsabilização de crimes ambientais no país também continua apresentando números dramáticos. Em 2017, o tempo médio para o julgamento dos autos de infração foi de três anos e seis meses, o que ainda é inferior à média observada entre 2005 e 2012, quando chegou a cinco anos e sete meses (IBAMA, 2019). Estima-se que seriam necessários 13 anos para julgar todos os processos administrativos em

¹ De acordo com a Lei nº 12.651, de 2012, se refere a “*área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural [...], 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 Conforme a Lei nº 12.651, de 2012, incluem-se neste termo os pantanais e planícies pantaneiras e as áreas de inclinação entre 25° e 45°.

andamento (CGU, 2018). E o problema se torna mais crítico considerando que os autos de infração cujo processo permaneça parado por mais de três anos são considerados prescritos. Entre 2016 e 2018, dos 47.867 autos de infração lavrados, cerca de 1.193 foram cancelados ou suspensos, equivalentes a 17 % do total que seria arrecadado, e apenas 5.855 foram pagos, que representam menos de 0,3 % do valor total (IBAMA, 2019).

Existe uma série de entraves que reduz a capacidade de operação dos órgãos ambientais, incluindo (i) a escassez de recursos financeiros e de pessoal, (ii) a fragilidade dos procedimentos de distribuição dos processos para instrução e julgamento, (iii) o grande volume de processos físicos em tramitação ainda não digitalizados, (iv) a fraco controle de prazos prescricionais, e (v) as deficiências no processo de apuração de responsabilidade pela ocorrência de prescrição (CGU, 2018). Em carta aberta ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e à sociedade brasileira, os agentes ambientais do órgão retrataram a situação preocupante do IBAMA, destacando que há mais de dez anos não são contratados novos profissionais para reposição do quadro das unidades da Amazônia. Além disso, entre 2010 e 2019, o efetivo da fiscalização ambiental sofreu uma redução de 45 %, contando atualmente com apenas 780 fiscais para combater crimes ambientais, o que corresponde a 1 fiscal por 579 km². E a situação pode se agravar ainda mais, considerando que 189 destes agentes já estão aptos a aposentar (SUPES/TO, 2019).

O investimento em recursos para a consolidação do CAR e a manutenção do bom funcionamento dos órgãos responsáveis pelo monitoramento, fiscalização e responsabilização de crimes ambientais é essencial para a efetivação de diversos projetos de extrema relevância para o país. Entre estes, inclui-se o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa, que através de diversas políticas de incentivo pretende até 2030 recuperar 12 milhões de hectares de vegetação nativa em APPs, Reservas legais, e áreas degradadas com baixa produtividade. A Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais também depende de seus dados para oferecer incentivos financeiros àqueles que conservam suas áreas de proteção. O investimento também é fundamental para o alcance de metas nacionais e de acordos internacionais sobre o clima e a proteção da biodiversidade, como o Acordo de Paris, a Política Nacional de Mudanças Climáticas e a Convenção sobre Diversidade Biológica (Roitman et al., 2018).

3.4. Flexibilização de leis ambientais

As diferentes agendas governamentais e os conflitos de interesse sobre as APPs estão refletidos nos recorrentes afrouxamentos de seus dispositivos. O desmatamento em APPs foi repetidamente tratado pelo Estado através do abrandamento das leis ambientais e da anistia dos crimes dessa natureza. Uma reflexão sobre a questão pode ser retirada da análise de Zhouri e colaboradores (2005), que destacam a frequente adequação de dispositivos legais aos objetivos econômicos de grupos hegemônicos, de forma que os entraves legais possam ser contornados e denotados como uma questão de interesse público.

A vinculação da comprovação de regularidade ambiental ao financiamento agropecuário (BACEN, 2008), fomentou uma forte movimentação política no estado do Mato Grosso em busca de sua anulação (Messias e Souza, 2017). Sem sucesso, este acabou sendo um dos principais impulsos para a aprovação do Programa Mato-grossense de Regularização Ambiental Rural (MT Legal). O programa foi criado com o objetivo de promover a regularização ambiental de imóveis rurais e ampliar os cadastros no SLAPR. Como forma de incentivo a sua adesão, o MT Legal permitiu a suspensão do ilícito administrativo dos cadastrantes que apresentassem APPs ou Reservas Legais em situação irregular até dezembro de 2007, desde que cumprissem com as medidas de correção exigidas pelo órgão

ambiental. Além dessa anistia em massa, os casos previamente autuados poderiam dispor da redução de 90 % do valor da multa se comprovassem reparação do dano ambiental (Mato Grosso, 2008ab; 2009).

Em 2010, o prazo máximo para adesão ao MT Legal, que até então se encerrava em 13 de novembro de 2010, foi adiado por mais dois anos (Mato Grosso, 2010). Essa prorrogação permitiria que os proprietários rurais em situação ambiental irregular aguardassem a possível aprovação da LPVN, cujo processo estava em curso e poderia trazer uma redução significativa nas exigências de restauração. De toda forma, o interesse em diminuir as áreas a serem restauradas acabou contemplado na própria legislação estadual. As faixas mínimas de APPs em cursos d'água com largura inferior a 10 metros foram reduzidas de 50 para 30 metros. Da mesma forma, as APPs de nascentes e olhos d'água, bem como as de lagoas, lagos e reservatórios d'água, com área de até 20 hectares, também tiveram suas larguras diminuídas de 100 para 50 metros (Mato Grosso, 2010).

Ao invés de investir em políticas que auxiliassem os produtores na recuperação de seus passivos ambientais, ou que incentivassem a manutenção de suas áreas protegidas, os principais esforços do Estado permaneceram voltados na redução das exigências de restauração e no corte de penas. É difícil vincular o objetivo central do programa MT Legal ao fomento da recuperação das áreas protegidas degradadas, e não na simplificação do processo de obtenção da certificação de regularidade ambiental. Se por um lado essa abordagem permite com que os produtores rurais quitem suas irregularidades e possam ter um novo ponto de partida, também pode se tornar uma “faca de dois gumes” por não oferecer nenhum benefício àqueles que cumpriram de forma integral com a legislação ambiental.

A aprovação da LPVN trouxe de fato uma considerável redução nas exigências de restauração das APPs. Além de excluir o regime de proteção dos rios efêmeros e desconsiderar o leito maior do curso d'água como referencial de demarcação das APPs, a lei também retirou a obrigatoriedade de manutenção das APPs em nascentes intermitentes. Santos (2016) discutiu a incoerência da determinação de uma regra única e tão superficial para todos os afloramentos, que acabou desconsiderando diversos aspectos fundamentais que tangem a importância social e ambiental da proteção destes ambientes. A exemplo disso, considerando uma região com alta pluviosidade, como a Amazônia, a contribuição de um afloramento intermitente de fato não se faz tão notável. Porém, em uma região com marcante período de seca, como no semiárido brasileiro, sua presença pode representar um recurso inestimável ao abastecimento humano. O autor destacou ainda a relatividade do termo “intermitente”, que pode se referir tanto a uma intermitência de poucos meses quanto na ordem de anos, o que também pode influir em seu papel social e ambiental.

Este foi um dos muitos dispositivos da LPVN impugnados pela Procuradoria-Geral da República, considerado como claro retrocesso à legislação ambiental (PGR, 2013). Após um extenso processo, ele foi considerado inconstitucional pelo Supremo Tribunal Federal (STF), que manteve o entendimento de que os entornos das nascentes e olhos d'água intermitentes configuram sim APP (STF, 2019). Entretanto, cabe considerar que, no intervalo de seis anos entre a aprovação da LPVN e a decisão do STF, é possível que uma significativa parcela das APPs de nascentes intermitentes tenham sido alvo de intervenções e/ou supressão de vegetação. Isso retrata a necessidade de uma discussão mais ampla, baseada nos princípios constitucionais e no conhecimento científico, antes da alteração de leis ambientais, especialmente daquelas que implicam em redução nos regimes de proteção, pois ainda que sejam posteriormente indeferidas podem causar impactos durante sua vigência e ampliar a demanda por recursos e estratégias de mitigação.

Mesmo com tantas controvérsias, o ponto mais polêmico da LPVN provavelmente residiu na repetição da abordagem observada em programas como o MT Legal. Uma vez inscritos no CAR e aderido ao PRA, os imóveis rurais não poderão ser autuados pelas infrações advindas das irregularidades em processo de adequação, desde que cometidas em data anterior a 22 de julho de 2008. Se as obrigações assumidas através do PRA ou do termo de

compromisso forem devidamente cumpridas, dentro dos prazos e condições estabelecidos, as multas e outras punições previstas para esses crimes serão extintas, considerando que, na visão do legislador, houve sua conversão a serviços de preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental (Brasil, 2012a). Se o valor da multa que deveria ser arrecadada pelo Estado foi convertido em reparação do dano ambiental causado pelo imóvel rural, entende-se que os custos de recuperação dessas áreas foram arcados pelos cofres públicos, o que em tese fere a lógica de responsabilidade pela reparação do dano ambiental (Ellinger e Barreto, 2011).

Além da anistia em massa das multas referentes ao desmatamento ilegal em APPs, Reservas Legais e Áreas de Uso Restrito, a LPVN também possibilitou a regularização da ocupação antrópica dentro destes espaços, desde que preexistente a 22 de julho de 2008, ao qual atribuiu-se o termo de área consolidada. Nas APPs permitiu-se exclusivamente a continuidade das atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural, inclusive da infraestrutura associada e de acesso. Nas áreas consolidadas, o regime de proteção das APPs foi ainda mais descaracterizado com a desobrigação de reparação integral do dano, sendo exigida a recomposição de faixas muito inferiores àquelas previstas para os demais casos, variando de acordo com o tamanho do imóvel e não com a largura do curso d'água (Figura 2). Permitiu-se ainda sua recomposição através do plantio intercalado de espécies exóticas com nativas em pequenas propriedades ou posses rurais familiares. Por fim, foram estabelecidos limites para as exigências máximas de recomposição das APPs, que não devem ultrapassar 10 % da área total de imóveis de até 2 módulos fiscais, e 20 % de imóveis entre 2 e 4 módulos fiscais (Brasil, 2012ab).

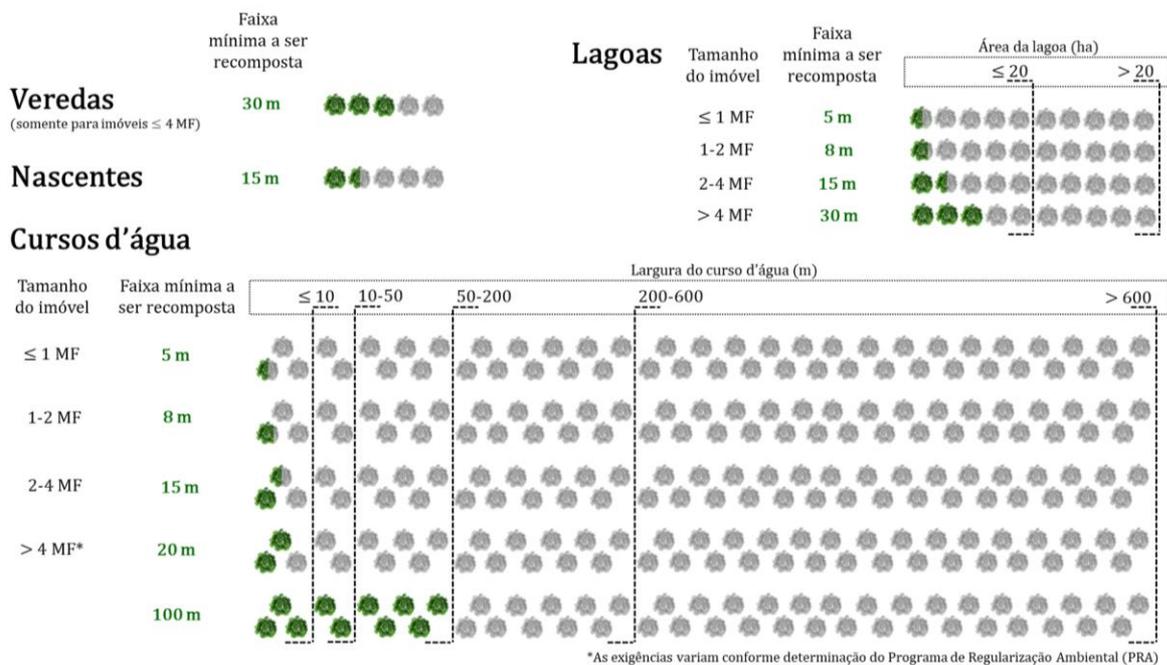


Figura 2. Perdas nas faixas obrigatórias de recomposição de Áreas de Preservação Permanente, representadas em cinza, sob regime de área consolidada, conforme disposto pela Lei nº 12.727, de 2012. MF – Módulos fiscais.

A dimensão do impacto ambiental advindo dessa flexibilização é incerta. Estima-se que cerca de 53 % da vegetação nativa do Brasil esteja presente em propriedades privadas, e que juntas essas medidas possam reduzir em 60 e 51 % as APPs a serem restauradas na Amazônia e no Cerrado, respectivamente (Soares-Filho et al., 2014). Apesar da suspensão de sanções sobre o desmatamento ilegal em APPs representar uma medida perigosa frente à sensação de impunidade e ineficiência do Estado, é uma prática recorrente na legislação brasileira (e.g.: Mato Grosso, 2008ab; 2010; CONAMA, 2010). Esse fator, em complemento ao baixo número de multas executadas (MMA, 2006; IBAMA, 2019),

abre espaço a uma lógica ainda mais nociva: a impunidade é mais regra que exceção (Ellinger e Barreto, 2011; Soares-Filho et al., 2014; Brancalion et al., 2016). Pode-se dizer que a LPVN instaurou um novo paradigma de adequação da regra à realidade e não da realidade à regra, rompendo um histórico de avanços na proteção ambiental com um marco legal amplamente flexível (Roriz e Fearnside, 2015).

Apesar da existência de dispositivos teoricamente eficazes de responsabilização do causador do dano ambiental, o Brasil apresenta um perigoso histórico de impunidade quando se trata da flexibilização da penalização dos crimes dessa natureza (Magalhães, 2018). Essa conduta reflete uma clara inversão nos princípios de desenvolvimento sustentável, no qual o crescimento econômico deve ser compatibilizado com a proteção ambiental, e não o oposto. A sobreposição do sistema econômico ao sistema político pode ser nociva aos interesses ambientais, e foi constatada em propostas recentes do governo brasileiro, como a de unir o Ministério do Meio Ambiente ao da Agricultura, o que o esgotaria de seu próprio objetivo. A flexibilização pautada em interesses individuais e imediatos atua como um importante agente na ineficácia das normas ambientais como um todo. Como um fator que permeia por todos os aspectos da vida humana, a matéria ambiental precisa emergir de forma protagonista nas agendas políticas, como uma questão tão relevante ao país quanto os interesses econômicos imediatistas.

3.5. Carência de embasamento científico

Se tratando de ambientes dinâmicos e de grande complexidade, as políticas de proteção das zonas ripárias precisam ser construídas sobre um sólido embasamento científico. Porém, na prática, essas políticas costumam se alterar mais rapidamente que o reconhecimento de sua eficácia ou potenciais impactos (Richardson e Thompson 2009). Frente à multiplicidade de seus serviços ecossistêmicos, a largura mínima das APPs sempre foi tema de debate. Pode-se considerar que a faixa mínima de proteção deve ser suficiente para a manutenção de sua função mais exigente, possivelmente a conservação da biodiversidade (Metzger, 2010; Luke et al., 2019). Estudos avaliando os efeitos da largura das APPs sobre a manutenção da biodiversidade ocorreram para diferentes biomas e grupos taxonômicos e, de forma geral, revelam a necessidade da fixação de uma faixa mínima de 50 metros (Metzger, 2010; Ramos e Anjos, 2014).

Com um fundamento teórico ainda em construção e já apontando para a necessidade de ampliação nas larguras mínimas de APP, a LPVN possibilitou através das áreas consolidadas a desobrigação da recomposição integral de APPs e a redução de suas faixas para até 5 metros de largura (Brasil, 2012ab). Avaliando o impacto da medida sobre a capacidade dos ambientes ripários em manter serviços ecossistêmicos, Guidotti e colaboradores (2020) mostraram que faixas inferiores a 15 metros não apenas são insuficientes para proteção da biodiversidade como também têm sua capacidade de controle de erosão e estabilização das margens bastante reduzida. As áreas consolidadas acabam sendo um retrato extremo da falta de embasamento teórico no delineamento de políticas ambientais, e ilustra a tomada de decisão baseada na conveniência.

Os reflexos das áreas consolidadas a nível de paisagem podem se diferenciar conforme contextos fundiários, sociais, políticos, econômicos e ambientais regionais, o que acaba sendo desconsiderado em medidas genéricas como as até então implementadas. As políticas para as APPs precisam ser expandidas não apenas em escala como também para além dos limites destas áreas de proteção. A redução da perda de solo promovida pela recomposição das APPs é consideravelmente inferior àquela alcançada com a implementação conjunta de boas práticas de manejo do solo nas áreas de uso agrícola da bacia (Guidotti et al., 2020). Alterações na malha viária ou na cobertura florestal da bacia também podem levar a marcantes alterações no escoamento superficial, na sedimentação e na temperatura dos cursos

d'água (Leal et al., 2016). As políticas de gestão das APPs precisam ocorrer em múltiplas escalas, e atuar sobre a bacia hidrográfica como um todo (Luke et al., 2019; Guidotti et al., 2020).

Mesmo normas consolidadas e alinhadas aos preceitos científicos não seguem imunes a possíveis retrocessos. Desde a primeira definição de um referencial para a demarcação das APPs, a legislação ambiental brasileira reconhece a importância de considerar a variação sazonal dos leitos e, para tal, iniciava sua medição a partir do nível mais alto do curso d'água (Brasil, 1985; 1989). Mantido por quase 30 anos, esse referencial foi alterado pela LPVN, que passou a considerar a borda da calha do leito regular (Brasil, 2012a). As implicações dessa mudança podem ser severas para diversas regiões do país, reduzindo em até 50 % a área protegida de cursos d'água em áreas de Cerrado e Mata Atlântica, e afetando a já crítica disponibilidade de água em algumas localidades. Em regiões com ampla variação sazonal dos leitos, como no Pantanal e na Amazônia, grandes extensões de zonas ripárias também passariam a estar sujeitas à supressão (Garcia et al., 2013). Além disso, com a possibilidade de uma maior aproximação da ocupação antrópica aos leitos de ampla variação, aumenta-se também a possibilidade de desastres causados por enchentes (Zucco et al., 2011).

A desobrigação de manutenção das APPs em cursos d'água efêmeros também foi uma medida sem fundamento científico trazida pela LPVN, que pode refletir negativamente em regiões em que a disponibilidade e a demanda hídrica são críticas, como no nordeste brasileiro, onde estes cursos d'água são abundantes e possuem grande importância social e ambiental (Tambosi et al., 2015; Garcia et al., 2016; Castro et al., 2018). Ressalta-se que os cursos d'água efêmeros são capazes de sustentar ecossistemas diferenciados e vulneráveis (Maltchik, 1999; Martini e Trentini, 2011), e que até mesmo rios intermitentes em anos úmidos podem adquirir efemeridade durante anos mais secos (Maltchik, 1996). O princípio constitucional da não-regressão no direito ambiental não impediu a aprovação de nenhuma dessas mudanças, ressaltando que nenhum avanço na política ambiental está a salvo de retrocessos.

3.6. Incentivos econômicos

A utilização de instrumentos econômicos tem mostrado grande potencial para complementação das abordagens de comando e controle (Ganem, 2015). Apesar das poucas exigências em comparação ao Brasil, países como a Alemanha são adeptos a esse tipo de abordagem, oferecendo compensação financeira e outros incentivos econômicos para a proteção das zonas ripárias (Chiavari e Lopes, 2017). Apesar da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) prever mecanismos de mercado e incentivos econômicos entre seus instrumentos de gestão, a implementação da legislação ambiental ocorre majoritariamente através de instrumentos de comando e controle.

A isenção de Imposto Territorial Rural (ITR) sobre as APPs talvez represente uma das principais medidas econômicas existentes no Brasil para as APPs. No entanto, a participação do imposto no Sistema Tributário é insignificante (Ganem, 2015), e seu valor é baixo frente aos possíveis ganhos com a exploração econômica destas áreas (Borges et al, 2011; OECD, 2015). O cálculo do ITR também apresenta lacunas contraditórias, permitindo o desconto de gastos com culturas e pastagens sem qualquer restrição de ordem ambiental, como a exigência da utilização de práticas de manejo adequadas (Ganem, 2015).

Apesar da urgência do tema, os custos de restauração são altos, especialmente para os pequenos produtores (Trujillo-Miranda et al., 2018; Rocha et al., 2020). A utilização do ICMS ecológico (Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços) para financiar projetos de recomposição de APPs e outras áreas protegidas em imóveis rurais pode contribuir para o alcance de metas nacionais e o aumento na conectividade de paisagens agrícolas (Rocha et al., 2020). O ICMS ecológico é um mecanismo econômico de transferência fiscal para os estados e municípios baseado

em alguns indicadores ambientais, considerada a primeira experiência brasileira de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), e representa um exemplo de sucesso da implementação de incentivos econômicos para proteção ambiental (Brito e Marques, 2017).

O município de Extrema, situado no sul do Estado de Minas Gerais, foi o primeiro no país a regulamentar o PSA relacionado à água. Através do projeto Conservador das Águas, o município passou a complementar as atividades de comando e controle com instrumentos econômicos de incentivo à recuperação da cobertura florestal e a preservação dos mananciais. Aos proprietários rurais que aderissem ao projeto seriam oferecidos não apenas apoio técnico como também auxílio financeiro de cerca de R\$ 279,00 por hectare/ano. Entre as metas presentes no termo de compromisso estavam: (i) a adoção de práticas de conservação do solo, (ii) a implantação de sistema de saneamento ambiental rural, e (iii) a recuperação e manutenção das APPs e Reservas Legais. O projeto é hoje mundialmente reconhecido por suas práticas de conservação, totalizando mais de 238 contratos, 7.300 hectares protegidos, 276.811 metros de cercas construídas, 1.554.793 mudas plantadas, e R\$ 5.199.724,78 pagos aos proprietários rurais (Pereira, 2017). Com diversos prêmios nacionais e internacionais, o projeto é um ótimo exemplo da potencialidade da conciliação de instrumentos econômicos aos mecanismos de comando e controle na proteção das APPs.

A Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais é um projeto de lei, ainda em processo de tramitação, que pode trazer avanços significativos a essa matéria no país, prevendo, entre diversas outras medidas, a retribuição, monetária ou não, à manutenção de APPs, Reservas Legais e Áreas de Uso Restrito (Brasil, 2019). Contudo, deve-se atentar à crescente tendência de redução da participação das despesas ambientais no orçamento público. Enquanto em 2003, 0,71 % do orçamento federal era destinado ao Ministério do Meio Ambiente para despesas discricionárias, em 2015 esse valor caiu para 0,36 % (Young et al. 2015). A atual crise fiscal dos estados e municípios, bem como a crise financeira mundial que se instaura com o advento da pandemia de COVID-19, poderão ter grandes impactos sobre o orçamento disponível para projetos de PSA e outros programas de proteção ambiental.

3.7. Considerações finais

Através da análise histórica da construção das políticas de proteção dos ambientes ripários no Brasil, foi possível observar que mesmo um regime de proteção rígido, assistido por avançados sistemas de monitoramento e fiscalização, pode não ser suficiente quando não há um alinhamento preciso nas práticas governamentais e econômicas. A inconsistência de agendas governamentais na matéria ambiental, que ora adotam posturas mais protetivas e ora regridem a práticas mais condescendentes ao setor produtivo, pode levar a um preocupante desalinhamento no sistema normativo e a excessiva flexibilização das leis ambientais. Em ambos os casos, os instrumentos de proteção das zonas ripárias podem ser enfraquecidos, bem como sua influência na tomada de decisão sobre a prática ilícita. Os objetivos, metas, definições, exigências e instrumentos desse aparato legal precisam estar apoiados em uma sólida base científica, sem a qual seus esforços perdem poder e sentido. Apesar disso, nota-se frequentemente uma clara priorização de interesses econômicos às demandas ambientais, ao conhecimento gerado sobre o tema, e até mesmo a políticas já estabelecidas para estas áreas.

A eficácia da proteção das zonas ripárias também requer o investimento e a manutenção de recursos financeiros e de pessoal nos órgãos responsáveis pelo monitoramento, fiscalização e responsabilização de crimes ambientais, garantindo que sua capacidade de operação seja condizente com as demandas. A sensação de impunidade e ineficiência do Estado no tratamento dos crimes ambientais pode ser fatal até mesmo para os mais avançados sistemas de monitoramento e fiscalização ou políticas de proteção. Por fim, é importante que se pese a aplicação conjunta de instrumentos econômicos e de comando e controle. A restauração e a manutenção da vegetação ripária passam por

diversos contextos sociais e econômicos, e pode ser muito beneficiada da ponderação de medidas de incentivo à conservação.

REFERÊNCIAS

- Agrelli, V.M. 2006. Reserva Ecológica no Contexto Legal e Constitucional dos Espaços Territoriais Protegidos. *Revista Magister de Direito Ambiental e Urbanístico* (6), 5-16.
- Araújo, S.M.V.G. 2011. Origem e principais elementos da legislação de proteção à biodiversidade no Brasil. In: Ganem, R.S. (Org.), *Conservação da Biodiversidade – Legislação e Políticas Públicas*. 2 vol. Edições Câmara: Série memória e análise de leis, Brasília, 437 pp.
- Assunção, J., Rocha, R. 2014. Getting greener by going black: the priority municipalities in Brazil. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative. 18 pp.
- Assunção, J., Gandour, C., Rocha, R., Rocha, R. 2020. The Effect of Rural Credit on Deforestation: Evidence from the Brazilian Amazon. *The Economic Journal* 130(626), 290–330. <https://doi.org/10.1093/ej/uez060>.
- Azevedo, A.A. 2009. Legitimação da insustentabilidade? Análise do Sistema de Licenciamento Ambiental de Propriedades Rurais - SLAPR (Mato Grosso). Tese de doutorado. Pós-graduação em Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. 325 pp.
- Azevedo, A.A., Saito, C.H. 2013. O perfil dos desmatamentos em Mato Grosso, após implementação do Licenciamento Ambiental em Propriedades Rurais. *Cerne* 19(1), 111-122.
- Azevedo, A.A., Rajão, R., Costa, M.A., Stabile, A.C.C., Macedo, M.N., Reis, T.N.P., Alencar, A., Soares-Filho, B.S., Pacheco, R. 2017. Limits of Brazil's Forest code as a means to end illegal deforestation. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 114(29), 7653–7658. <https://doi.org/10.1073/pnas.1604768114>.
- Azevedo, R.E.S., Oliveira, V.P.V. 2014. Reflections of the new code at urban permanent preservation areas-PPA. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 29, 71-91.
- Banco Central do Brasil (BACEN). Resolução nº 3.545, 29 de fevereiro de 2008. Altera o MCR 2-1 para estabelecer exigência de documentação comprobatória de regularidade ambiental e outras condicionantes, para fins de financiamento agropecuário no Bioma Amazônia.
- Biggs, T.W., Dunne, T., Martinelli, L.A. 2004. Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. *Biogeochemistry* 68, 227-257. <https://doi.org/10.1023/B:BIOG.0000025744.78309.2e>.
- Bleich, M.E., Mortati, A.F., André, T., Piedade, M.T.F. 2014. Riparian deforestation affects the structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. *Tropical Conservation Science* 7(4), 657-676. <https://doi.org/10.1177/194008291400700406>.
- Borges, L.A.C., Rezende, J.L.P., Pereira, J.A.A. 2009. Evolução da legislação ambiental no Brasil. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente* 2(3), 447-466.
- Borges, L.A.C., Rezende, J.L.P.D., Pereira, J.A.A., Coelho Júnior, L.M., Barros, D.A.D. 2011. Áreas de preservação permanente na legislação ambiental brasileira. *Ciência Rural* 41(7), 1202-1210. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782011000700016>.
- Brancalion, P.H., Garcia, L.C., Loyola, R., Rodrigues, R.R., Pillar, V.D., Lewinsohn, T.M. 2016. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Natureza & Conservação* 14S, e1-e16. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>.
- Brasil. Lei nº 4.771, 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal.

- ____. Lei nº 6.938, 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.
- ____. Decreto nº 89.336, 31 de janeiro de 1984. Dispõe sobre as Reservas Econômicas e Áreas de Relevante Interesse Ecológico, e dá outras providências.
- ____. Lei nº 7.511, 07 de julho de 1986. Altera dispositivos da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal.
- ____. Lei nº 7.754, 14 de abril de 1989a. Estabelece medidas para proteção das florestas existentes nas nascentes dos rios e dá outras providências.
- ____. Lei nº 7.803, 18 de julho de 1989b. Altera a redação da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis nº 6.535, de 15 de junho de 1978, e 7.511, de 7 de julho de 1986.
- ____. Lei nº 9.605, 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.
- ____. Decreto nº 6.321, de 21 de dezembro de 2007. Dispõe sobre ações relativas à prevenção, monitoramento e controle de desmatamento no Bioma Amazônia, bem como altera e acresce dispositivos ao Decreto nº 3.179, de 21 de setembro de 1999, que dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.
- ____. Lei nº 12.651, 25 de maio de 2012a. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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 nº 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.
- ____. Lei nº 12.727, 17 de outubro de 2012b. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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; e revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.
- ____. Decreto nº 8.235, 05 de maio de 2014. Estabelece normas gerais complementares aos Programas de Regularização Ambiental dos Estados e do Distrito Federal, de que trata o Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012, institui o Programa Mais Ambiente Brasil, e dá outras providências.
- ____. Projeto de Lei nº 3.791, de 2019. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais - PNPSA, e altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, nº 8.212, de 24 de julho de 1991, nº 8.666, de 21 de junho de 1993, nº 7.797, de 10 de julho de 1989, e nº 12.114, de 9 de dezembro de 2009.
- Brito, R.O., Marques, C.F. 2017. Pagamento por Serviços Ambientais: uma análise do ICMS ecológico nos estados brasileiros. *Planejamento e Políticas Públicas* (49), 357-383.
- Burdon, F.J., McIntosh, A., Harding, J.S. 2013. Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecological Applications* 23(5), 1036-1047. <https://doi.org/10.1890/12-1190.1>.
- Cadastro Ambiental Rural (CAR). 2019. Boletim Informativo: Dados até 30 de novembro de 2019. Serviço Florestal Brasileiro, Ministério da Agricultura.
- Castro, S.L.I., May, L.R., Garcias, C.M. 2018. Meio ambiente e cidades - Áreas de Preservação Permanente (APPs) marginais urbanas na lei federal n. 12.651/12. *Ciência Florestal* 28(3), 1340-1349. <https://doi.org/10.5902/1980509833353>

- Chiavari, J., Lopes, C.L. 2017. Legislação Florestal e de uso da terra: uma comparação internacional. Iniciativa para o uso da terra (INPUT). Climate Policy Initiative (CPI) e Núcleo de Avaliação de Políticas Climáticas da PUC-Rio (NAPC/PUC-Rio). 19 pp.
- Chomitz, K.M., Wertz-Kanounnikoff, S. 2005. Measuring the initial impacts on deforestation of Mato Grosso's program for environmental control. World Bank Policy Research Working Paper 3762, 1-58.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 04, 18 de setembro de 1985.
- _____. Resolução CONAMA nº 425, 25 de maio de 2010. Dispõe sobre critérios para a caracterização de atividades e empreendimentos agropecuários sustentáveis do agricultor familiar, empreendedor rural familiar, e dos povos e comunidades tradicionais como de interesse social para fins de produção, intervenção e recuperação de Áreas de Preservação Permanente e outras de uso limitado.
- Cooper, S.D., Barmuta, L., Sarnelle, O., Kratz, K., Diehl, S. 1997. Quantifying spatial heterogeneity in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16(1), 174-88. <https://doi.org/10.2307/1468250>
- Ellinger, P., Barreto, P. 2011. Código Florestal: como sair do impasse? Imazon, Belém, 13 pp.
- Fearnside, P.M. 2003. Deforestation control in Mato Grosso: a new model for slowing the loss of Brazil's Amazon forest. *AMBIO: A J. of the Human Environment* 32(5), 343-345. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.5.343>
- Fearnside, P.M., Barbosa, R.I. 2003. Avoided deforestation in Amazonia as a global warming mitigation measure: the case of Mato Grosso. *World Resource Review* 15(3), 352-361.
- Ganem, R.S. (org.). 2015. Políticas setoriais e meio ambiente. Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 374 pp.
- Garcia, L.C., Santos, J.S., Matsumoto, M., Silva, T.S.F., Padovezi, A., Sparovek, G., Hobbs, R.J. 2013. Restoration challenges and opportunities for increasing landscape connectivity under the new Brazilian Forest Act. *Natureza & Conservação* 11(2), 181-185. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.028>.
- Garcia, L.C., Ellovitch, M.F., Rodrigues, R.R., Brancalion, P.H.S., Matsumoto, M.H., Garcia, F.C., Loyola, R., Lewinsohn, T.M. 2016. Análise científica e jurídica das mudanças no Código Florestal, a recente Lei de Proteção da Vegetação Nativa. ABECO, Ed. UFMS, Rio de Janeiro, 43 pp.
- 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* 347(6220), 377-378. <https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>.
- Grupo de Trabalho da Soja (GTS). 2020. Moratória da Soja – Safra 2018/2019. Agrosatélite Geotecnologia Aplicada Ltda. ABIOVE. INPE. 56 pp. <http://abiove.org.br/relatorios/moratoria-da-soja-relatorio-12o-ano/>
- Guidotti, V., Ferraz, S.F.B., Pinto, L.F.G., Sparovek, G., Taniwaki, R.H., Garcia, L.G., Brancalion, P.H. 2020. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. *Land Use Policy* 94, 104511.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). 2019. Relatório de gestão do exercício de 2018. Ministério do Meio Ambiente, Brasil.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2020. Projeto PRODES: Monitoramento da floresta Amazônica brasileira por satélite. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/dashboard/prodes-rates.html>.
- Laudares, S.S.A., Silva, K.G., Borges, L.A.C. 2014. Cadastro Ambiental Rural: uma análise da nova ferramenta para regularização ambiental no Brasil. *Desenv. Meio Ambiente* 31, 111-122.
- Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J., Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Thomson, J.R., Nally, R.M., Ferreira, J., Barlow, J. 2016. Multi-scale assessment of human-induced

- changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology* 31, 1725–1745. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>.
- Luke, S.H., Slade, E.M., Gray, C.L., Annammala, K.V., Drewer, J., Williamson, J., Agama, A.L., Ationg, M., Mitchell, S.L., Vairappan, C.S., Struebig, M.J. 2019. Riparian buffers in tropical agriculture: Scientific support, effectiveness and directions for policy. *Journal of applied ecology* 56(1), 85-92. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13280>.
- Maffra, M.A. 2012. Conflitos normativos em matéria ambiental: a prevalência da proteção. *Revista Jurídica da Escola Superior do Ministério Público de São Paulo* 1, 129-145.
- Magalhães, C.T.G. 2018. A flexibilização das normas ambientais após a tragédia de Mariana. *Cadernos de Direito – UNIFESO* 1(2), 93-139.
- Maltchik, L. 1996. Perturbação hidrológica e zona hiporreica: Conceitos básicos para pesquisas nos rios temporários do semi-árido brasileiro. *Revista Nordestina de Biologia* 11, 1-13.
- _____. *Ecologia de rios intermitentes tropicais*. 1999. In: Pompeo M.L.M. (ed.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. Gráfica e Editora União, 77-89.
- Manzatto, C.V., Freitas-Junior, E., Peres, J.R.R. (Eds.). 2002. *Uso agrícola dos solos brasileiros*. Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 174 pp.
- Martini, L.C.P., Trentini, E.C. 2011. Agricultura em zonas ripárias do sul do Brasil: conflitos de uso da terra e impactos nos recursos hídricos. *Sociedade e Estado* 26(3), 613-630.
- Messias, E.R., Souza, P.R.P. 2017. Responsabilidade civil ambiental das instituições financeiras: análise sob uma perspectiva combinada do constructivismo lógico-semântico com o “law and economics”. *Rev. Direito Econ. Socioambiental* 8(3), 522-559. <http://dx.doi.org/10.7213/rev.dir.econ.soc.v8i3.16556>.
- Mato Grosso. Lei nº 8.961, 18 de agosto de 2008a. Cria o Programa Mato-grossense de Legalização Ambiental Rural – MT LEGAL, disciplina as etapas do Processo de Licenciamento Ambiental de Imóveis Rurais e dá outras providências.
- _____. Lei Complementar nº 343, 24 de dezembro de 2008b. Cria o Programa Mato-grossense de Regularização Ambiental Rural – MT LEGAL, disciplina as etapas do Processo de Licenciamento Ambiental de Imóveis Rurais e dá outras providências.
- _____. Decreto nº 2.238, 13 de novembro de 2009. Regulamenta o Programa Mato-grossense de Regularização Ambiental Rural – MT LEGAL, disciplina as etapas do Processo de Licenciamento Ambiental de Imóveis Rurais e dá outras providências.
- _____. Lei Complementar nº 412, 13 de dezembro de 2010. Dispõe sobre alterações na Lei Complementar nº 38, de 21 de novembro de 1995, na Lei Complementar nº 232, de 21 de dezembro de 2005, Lei Complementar nº 233, de 21 de dezembro de 2005, a Lei Complementar nº 343, de 24 de dezembro de 2008 e dá outras providências.
- Metzger, J.P. 2010. O Código Florestal tem Base Científica? *Natureza e Conservação* 8(1), 92-99.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2006. *Sistema de licenciamento ambiental em propriedades rurais no estado de Mato Grosso: análise de sua implementação*. Instituto Socioambiental (ISA), Instituto Centro de Vida (ICV). MMA, Brasília, 177 pp.
- _____. *Programa Piloto a Proteção das Florestas Tropicais no Brasil*. 2020. Brasília, DF. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/florestas/programa-para-a-protecao-das-florestas-tropicais>.
- Ministério da Transparência e Controladoria-Geral da União (CGU). 2018. *Relatório de auditoria anual de contas: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Exercício 2017*. Secretaria Federal de Controle Interno, Brasília, 79 pp.

- Naiman, R.J., Décamps, H., Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3(2), 209–12. <https://doi.org/10.2307/1941822>
- Observatório do Código Florestal (OCF). 2019. Caminhos para a validação do CAR pelos Estados da Amazônia e do Cerrado. Projeto ValidaCAR, 30 pp.
- Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). 2015. Environmental Performance Reviews: Brazil 2015. OECD Publishing, Paris, 279 pp.
- Peccatiello, A.F.O. 2011. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). *Desenvolvimento e Meio Ambiente* (24), 71-82.
- Pereira, P.H. 2017. Projeto Conservador das Águas – 12 anos. Secretaria Municipal de Meio Ambiente, Extrema, 188 pp.
- Pires, M.O., Ortega, V.G. 2013. O cadastro ambiental rural na Amazônia. Conservação Internacional, Brasília, 46 pp.
- Procuradoria-Geral da República (PGR). 2013. Ações Diretas de Inconstitucionalidade. Disponível em: <http://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/documentos/adis-propostas>.
- Ramos, C.C.O., Anjos, L. 2014. The width and biotic integrity of riparian forests affect richness, abundance, and composition of bird communities. *Natureza & Conservação* 12(1), 59-64. <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.011>.
- Richardson, J.S., Thompson, R.M. 2009. Setting conservation targets for freshwater ecosystems in forested catchments. In: Villard, M.A., Jonsson, B.G. (Eds), *Setting conservation targets for managed forest landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, 244-263.
- Rocha, S.J.S.S., Comini, I.B., Morais Júnior, V.T.M., Schettini, B.L.S., Villanova, P.H., Alves, E.B.B.M., Silva, L.B., Jacovine, L.A.G., Torres, C.M.M.E. 2020. Ecological ICMS enables forest restoration in Brazil. *Land Use Policy* 91, 104381.
- Roitman, I., Galli, C., Vieira, L., Jacobson, T.K.B., Bustamante, M.M.C., Marcondes, N.J.S., Cury, K., Estevam, L.S., Ribeiro, R.J.C., Ribeiro, V., Stabile, M.C.C., Miranda-Filho, R.J., Avila, M.L. 2018. Rural Environmental Registry: an innovative model for land-use and environmental policies. *Land Use Policy* 76, 95-102. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.037>.
- Roriz, P.A.C., Fearnside, P.M. 2015. A construção do Código Florestal Brasileiro e as diferentes perspectivas para a proteção das florestas. *Novos Cadernos – NAEA* 18(2), 51-68. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v18i2.1866>.
- Santana, C.A., Nascimento, J.R. 2012. Public policies and agricultural investment in Brazil: final report. FAO, Brasília, 130 pp.
- Santos, A.R. 2016. O Código Florestal ignora a geologia das nascentes. *Revista Eco21 XXVI* (237), 1-5.
- Silva, J.A.A., Nobre, A.D., Manzatto, C.V., Joly, C.A., Rodrigues, R.R., Skorupa, L.A., Nobre, C.A., Ahrens, S., May, P.H., Sá, T.D.A., Cunha, M.C., Rech Filho, E.L. 2012. O Código Florestal e a ciência: contribuições para o diálogo. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC), Academia Brasileira de Ciências (ABC). 2ª ed. 294 pp.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344(6182), 363-364. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>.
- Superintendência do Ibama no Estado de Tocantins (SUPES/TO). 2019. Ofício nº 384/2019/SUPES-TO. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Disponível em: <https://www.oeco.org.br/wp-content/uploads/2019/08/Carta-aberta-IBAMA-ao-Brasil.pdf>.

- Superior Tribunal Federal (STF). 2019. Emb. Decl. na Ação Direta De Inconstitucionalidade 4.903. Distrito Federal, 23 pp. Disponível em: <http://portal.stf.jus.br/processos/downloadPeca.asp?id=15341324813&ext=.pdf>.
- Tambosi, L.R., Vidal, M.M., Ferraz, S.F.B., Metzger, J.P. 2015. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos Avançados* 29(84), 151-162. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000200010>.
- Taniwaki, R.H., Forte, Y.A., Silva, G.O., Brancalion, P.H., Coguetto, C.V., Filoso, S., Ferraz, S.F. 2018. The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16(1), 49-53. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.007>.
- Trujillo-Miranda, A.L., Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F., Gerez-Fernández, P., 2018. Active versus passive restoration: recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. *Ecol. Eng.* 117, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.03.011>.
- Young, C.E.F., Alvarenga Jr., N.M., Souza Neto, E. 2015. Financiamento público da gestão ambiental no Brasil. GEMA-IE/ UFRJ, Rio de Janeiro.
- Zhour, A., Laschefski, K., Paiva, A. 2005. Uma sociologia do licenciamento ambiental: o caso das hidrelétricas em Minas Gerais. In: Zhour, A., Laschefski, K., Pereira, D. (Orgs.), *A Insustentável Leveza da Política Ambiental: desenvolvimento e conflitos socioambientais*. Autêntica, Belo Horizonte, 89-116.
- Zucco, C.A., Oliveira-Santos, L.R., Fernandez, F. 2011. Protect Brazil's land to avert disasters. *Correspondence - Nature* 470(7334), 335.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Material Suplementar referente ao Capítulo 1: O papel do regime legal e dos padrões de uso da terra no desmatamento de ambientes ripários em uma fronteira agrícola amazônica (MT, Brasil)

Material Suplementar 1. Configuração das malhas fundiárias das áreas de estudo, derivadas da Malha Fundiária do Brasil (Freitas et al., 2018).

Tabela 1. Descrição dos componentes da malha fundiária dos municípios de Querência (QRC) e São José do Xingu (SJX), com destaque para as diferentes categorias de imóveis rurais e sua representatividade em número e área.

	Município	Dados gerais			
		Unidades	Área total (ha)	Área total (%)	
Terras Indígenas	QRC	2	723.598,5	40,7	
	SJX	2	133.443,9	17,9	
Imóveis rurais privados	QRC	858	1.068.050,2	57,3	
	SJX	362	601.683,0	78,1	
	Município	Imóveis rurais privados			
		Unidades	Unidades (%)	Área total (ha)	Área total (%)
Assentamentos	QRC	5	0,6	99.489,0	9,3
	SJX	2	0,6	9.175,0	1,5
Minifúndios	QRC	237	27,6	7.593,4	0,7
	SJX	98	27,1	5.282,1	0,9
Pequenas propriedades	QRC	362	42,2	66.083,3	6,2
	SJX	96	26,5	12.606,9	2,1
Médias propriedades	QRC	131	15,3	86.210,8	8,1
	SJX	34	9,4	23.509,4	3,9
Grandes propriedades	QRC	123	14,3	808.673,6	75,7
	SJX	132	36,5	551.109,6	91,6

Material Suplementar 2. Lista de imagens *Rapid Eye* utilizadas no processo de classificação.

Tabela 2. Lista das cenas utilizadas na classificação da cobertura do solo nos municípios de Querência (QRC) e São José do Xingu (SJX). A primeira coluna de cada município representa o código de identificação da imagem. As datas de aquisição das imagens que compõem os mapas de cobertura de 2012 e 2018 seguem descritas na segunda e na terceira coluna, respectivamente.

QRC			SJX		
ID	2012	2018	ID	2012	2018
2233008	07/09/2012	12/06/2018	2233906	13/05/2012	18/06/2018
2233009	21/09/2012	25/07/2018	2233907	13/05/2012	18/06/2018
2233010	21/09/2012	12/06/2018	2233908	13/05/2012	14/06/2018
2233108	07/09/2012	27/07/2018	2234006	06/09/2011	18/06/2018
2233109	07/09/2012	12/06/2018	2234007	06/09/2011	18/06/2018
2233110	21/09/2012	25/07/2018	2234008	13/05/2012	14/06/2018
2233207	03/09/2012	27/07/2018	2234009	10/07/2012	12/06/2018
2233208	03/09/2012	27/07/2018	2234106	06/09/2011	18/06/2018
2233209	12/05/2012	12/06/2018	2234107	10/07/2012	18/06/2018
2233210	03/09/2012	12/06/2018	2234108	10/07/2012	14/06/2018
2233307	23/05/2011	14/06/2018	2234109	10/07/2012	14/06/2018
2233308	03/09/2012	12/06/2018	2234206	20/08/2011	18/06/2018
2233309	03/09/2012	12/06/2018	2234207	10/07/2012	18/06/2018
2233310	03/09/2012	12/06/2018	2234208	24/07/2012	14/06/2018
2233406	20/07/2011	14/06/2018	2234209	10/07/2012	12/06/2018
2233407	23/05/2011	14/06/2018	2234306	20/08/2011	18/06/2018
2233408	03/09/2012	12/06/2018	2234307	20/08/2011	18/06/2018
2233409	03/09/2012	12/06/2018	2234308	10/07/2012	14/06/2018
2233410	03/09/2012	22/07/2019	2234309	10/07/2012	12/06/2018
2233505	20/07/2011	02/08/2019			
2233506	20/07/2011	14/06/2018			
2233507	20/07/2011	12/06/2018			
2233508	23/05/2011	12/06/2018			
2233509	03/09/2012	22/07/2019			
2233510	23/05/2011	22/07/2019			
2233606	20/07/2011	14/06/2018			
2233607	22/09/2012	14/06/2018			
2233608	22/09/2012	14/06/2018			
2233609	03/09/2012	22/07/2019			
2233706	13/05/2012	14/06/2018			
2233707	13/05/2012	14/06/2018			
2233708	22/09/2012	14/06/2018			

Material Suplementar 3. Nesta seção, seguem detalhados a obtenção e o tratamento dos dados georreferenciados.

3.1. Descrição, fonte e escala dos dados utilizados no estudo

Todo o conjunto de dados (Tabela 3) foi processado empregando-se o Sistema de Informações ArcGIS 10.4 e de Processamento de Imagem Erdas-Image 2014 (Erdas, 1999). Foram adotados o sistema de projeção Cônico Albers de Área Igual, e o Datum Sul Americano de 1969.

Tabela 3. Descrição do banco de dados utilizado no estudo.

Dados	Descrição	Fonte	Escala
Limites municipais	Limites político-administrativos de Querência e São José do Xingu/MT, vigentes em 01 de julho de 2018	IBGE	1:100.000
Fitofisionomias	Principais tipos fitofisionômicos contidos na bacia do Alto Xingu derivados das cartas de vegetação do Brasil	MMA	1:250.000
Malha fundiária	Limites das propriedades rurais e assentamentos	SICAR; Freitas et al. (2018)	–
Hidrografia	Rede hidrográfica, incluindo nascentes	FBDS; SEPLAN-MT; SICAR; Produto deste estudo	1:10.000 (FBDS); 1:100.000 (SEPLAN-MT)
Áreas de Preservação Permanente (APPs)	APPs presentes nos imóveis rurais, delimitadas conforme a Lei nº 12.651, de 2012	Produto deste estudo	–
Uso agropastoril	Mapa de uso e cobertura do solo gerado através do processamento de imagens de satélite Landsat referentes ao ano de 2015	Garcia et al. (2019)	30 m
Áreas consolidadas	Ocupação antrópica em APP de imóveis rurais pré-existente a 22 de julho de 2008	ICV	1:25.000
Imagens <i>Rapid Eye</i>	Ortorretificadas, com resolução radiométrica de 16 bits, referentes aos anos de 2011, 2012 e 2018.	Planet Labs Inc.	5 m

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; MMA – Ministério do Meio Ambiente; SICAR – Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural; FBDS – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável; SEPLAN-MT – Secretaria de Estado de Planejamento e Gestão do Mato Grosso; ICV - Instituto Centro de Vida.

3.2. Malha fundiária

A malha fundiária utilizada pelo presente trabalho é uma versão modificada da Malha Fundiária do Brasil (Freitas et al., 2018), que ofereceu tratamento criterioso ao problema de sobreposição de imóveis nas bases cadastrais do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) e do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR). Deste material foram mantidos somente os polígonos referentes aos imóveis rurais privados ou assentamentos. Algumas correções manuais foram feitas consultando-se a base de dados declarados do SICAR, adicionando imóveis cadastrados que não estão presentes na Malha Fundiária do Brasil e que não apresentam

sobreposições, ou efetuando ajustes em polígonos com limites confusos. Os imóveis rurais foram classificados em relação a sua dimensão conforme o número de módulos fiscais (MF), dividindo-se em minifúndios (≤ 1 MF), pequenas (1-4 MF), médias (4-15 MF) e grandes propriedade (> 15 MF), conforme define a Lei nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993. O valor do MF fixado para os municípios de Querência e São José do Xingu é de 80 hectares (INCRA, 2013).

3.3. Uso agropastoril

Para possibilitar a avaliação da influência das atividades agropastoris sobre a manutenção das APPs, optou-se por classificar os imóveis rurais conforme seu principal tipo de uso agropastoril. Para isso, utilizou-se como base o mapa de uso e cobertura do solo desenvolvido por Garcia et al. (2019), que conta com a seguinte legenda: floresta, formações savânicas, áreas úmidas, vegetação secundária, agricultura, pastagens, terra nua, urbanização, superfície de água, terra queimada e confusão. A partir do cruzamento destes dados com a malha fundiária, determinou-se a proporção de área ocupada por cada classe de uso e ocupação do solo dentro dos imóveis rurais. Estes foram categorizados conforme seu tipo de uso agropastoril mais representativo, adotando-se a legenda: “agricultura”, “pastagem”, “agricultura e pastagem” e “outro”. Os critérios utilizados para essa classificação dos imóveis seguem dispostos na Figura 1.

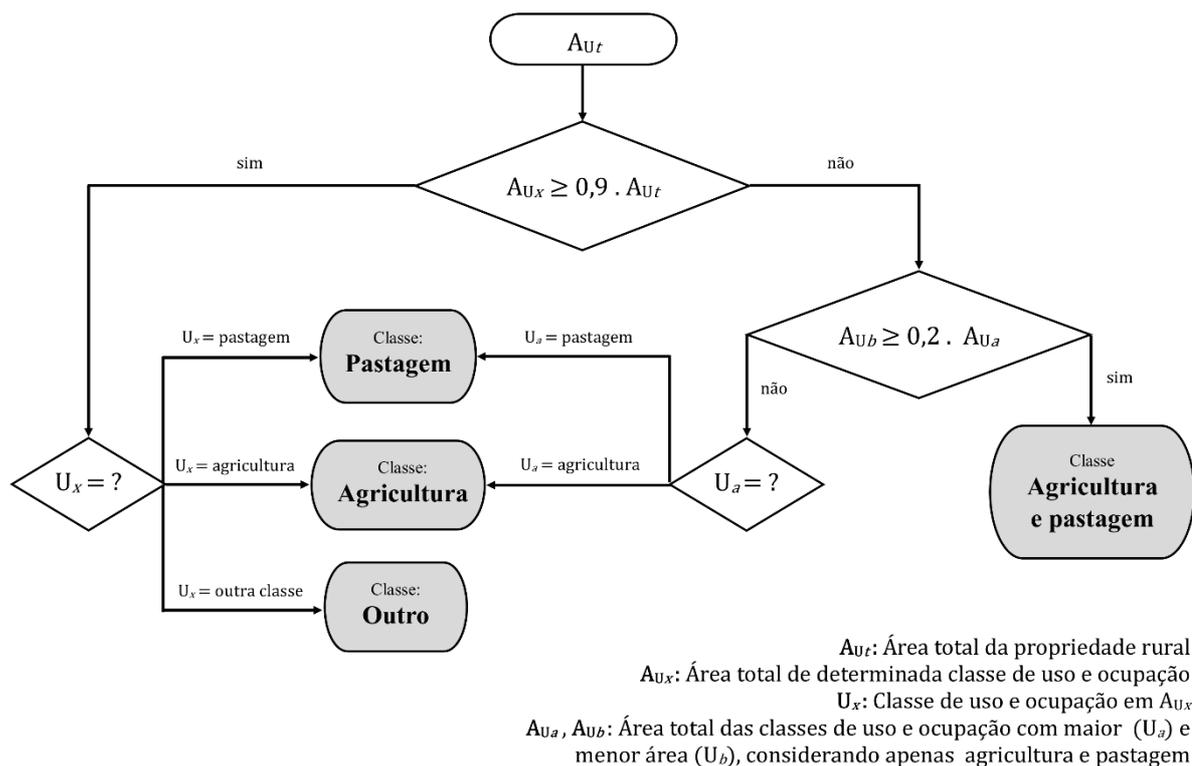


Figura 1. Fluxograma da classificação dos imóveis rurais quanto ao seu tipo de uso agropastoril, utilizando-se os mapas de uso e cobertura do solo (LULC) de Garcia et al. (2019) e a malha fundiária de Freitas et al. (2018).

Primeiramente, foi avaliado se alguma classe de uso e ocupação do solo ocupava $\geq 90\%$ da área total do imóvel. Estabeleceu-se esse critério para separar na classe “outro” aqueles imóveis cuja vegetação natural permanece cobrindo a maior parte de sua área, e os usos agropastoris ainda não são notáveis. Além disso, essa triagem também permitiu separar de imediato aqueles imóveis onde as classes “agricultura” e “pastagem” eram predominantes. Nos demais imóveis, onde nenhuma classe excedeu $\geq 90\%$ de sua área, as classes “agricultura” e “pastagem” foram

ponderadas. Nos casos onde a classe com menor área as duas ocupasse mais de 20 % da área ocupada pela outra, o imóvel foi incluído na classe “agricultura e pastagem”. Essa categoria representa aqueles imóveis que desenvolvem agricultura e pastagem em proporções próximas, de forma que ambas poderiam influir sobre a manutenção das APPs. Nos casos onde a classe com menor área entre “agricultura” e “pastagem” abrangeu uma área inferior a 20 % da área ocupada pela outra, o imóvel foi incluído na classe com maior área. A Tabela 3 dispõe da distribuição final dos imóveis rurais de cada município avaliado nas classes de uso agropastoril.

Tabela 4. Relação dos tipos de imóveis rurais por tipo de uso agropastoril nos municípios de Querência (QRC) e São José do Xingu (SJX).

Tipo de imóvel	QRC				SJX				
	Agricultura	Agricultura e pastagem	Pastagem	Outro	Agricultura	Agricultura e pastagem	Pastagem	Outro	
Assentamento	Unidades	0	4	1	0	0	2	0	
	Área (ha)	0	95.732	3.757	0	0	9.175	0	
	Área (%)	0	96	4	0	0	100	0	
Minifúndio	Unidades	171	45	18	3	1	93	3	
	Área (ha)	5.699	1.378	423	93	6	5.117	130	
	Área (%)	75	18	6	1	0	97	2	
Pequena	Unidades	284	46	13	19	1	2	88	5
	Área (ha)	51.321	8.525	2.395	3.842	235	365	11.005	1.002
	Área (%)	78	13	4	6	2	3	95	0
Média	Unidades	97	14	11	9	3	2	25	4
	Área (ha)	62.502	8.323	8.010	7.376	2.377	1.449	17.109	2.574
	Área (%)	72	10	9	9	11	7	82	0
Grande	Unidades	58	30	8	27	6	16	106	4
	Área (ha)	365.174	318.032	25.580	99.888	15.071	80.174	440.148	15.738
	Área (%)	45	39	3	12	3	15	82	0
Total	Unidades	610	139	51	58	11	21	314	16
	Área (ha)	484.696	431.990	40.166	111.198	17.689	82.018	482.554	19.444
	Área (%)	45	40	4	10	3	14	80	3

Material Suplementar 4. Métricas da paisagem calculadas para as Áreas de Preservação Permanente dos municípios de Querência e São José do Xingu, a Amazônia e Cerrado da Bacia do Alto Xingu – MT, Brasil.

Tabela 5. Descrição das métricas da paisagem utilizadas, incluindo acrônimo, nome, descrição e tipo.

Acrônimo	Nome	Descrição	Tipo
CA	Área total da classe (ha)	Área total ocupada por determinada classe na paisagem	Composição
PLAND	Proporção da paisagem (%)	Porcentagem da paisagem ocupada por determinada classe	Composição
NP	Número de fragmentos	Número de fragmentos pertencentes a determinada classe	Configuração
PD	Densidade de fragmentos	Número de fragmentos pertencentes a determinada classe por cada 100 hectares	Configuração
LPI	Índice de maior fragmento (%)	Proporção da paisagem coberta pelo maior fragmento de determinada classe	Configuração
TE	Total de borda (m)	Perímetro de borda total das classes na paisagem	Configuração
ED	Densidade de borda (m/ha)	Razão do valor Total de Borda pela área total da paisagem	Configuração
CLUMPY	Índice de agregação (<i>Clumpiness index</i>)	Desvio proporcional da proporção de adjacências semelhantes envolvendo determinada classe em relação àquela esperada em uma distribuição espacialmente aleatória	Configuração

Tabela 6. Valores obtidos para as métricas de paisagem aplicadas sobre os mapas de cobertura dos municípios de Querência (QRC) e São José do Xingu (SJX) nos anos de 2012 e 2018.

	Ano	Classe	CA	PLAND	NP	PD	LPI	TE	ED	CLUMPY
QRC	2012	Regular	31.001,4	91,4	11.971	35,308	4,768	839.465	24,760	0,961
		Irregular	2.902,7	8,6	11.001	32,447	0,166	839.465	24,760	0,956
	2018	Regular	31.597,3	93,2	13.496	39,806	3,865	849.375	25,052	0,951
		Irregular	2.306,8	6,8	13.471	39,733	0,125	849.375	25,052	0,945
SJX	2012	Regular	20.899,3	72,6	27.333	94,961	1,277	2.020.605	70,200	0,953
		Irregular	7.884,1	27,4	32.142	111,668	0,214	2.020.605	70,200	0,950
	2018	Regular	22.248,1	77,3	24.440	84,910	1,565	1.604.585	55,747	0,958
		Irregular	6.535,4	22,7	25.306	87,919	0,164	1.604.585	55,747	0,955

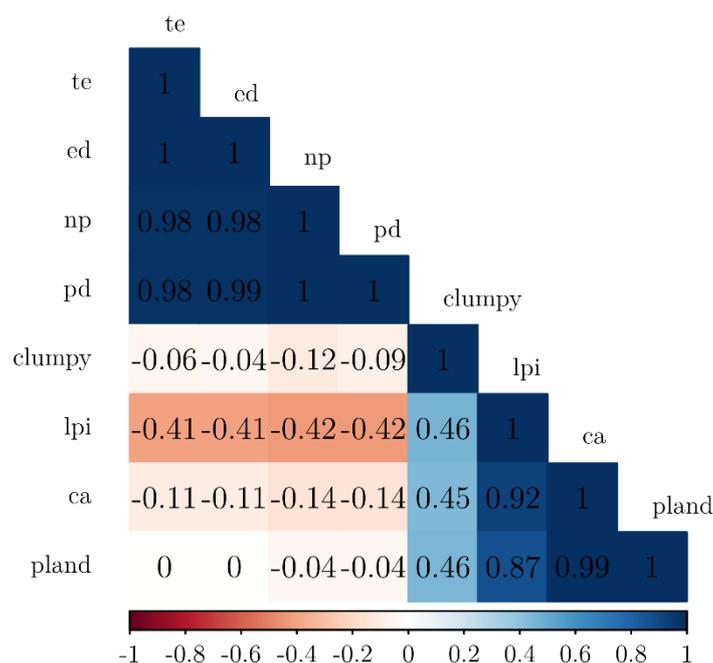


Figura 2. Correlação de Pearson aplicada sobre as métricas de paisagem obtidas para as áreas de estudo.

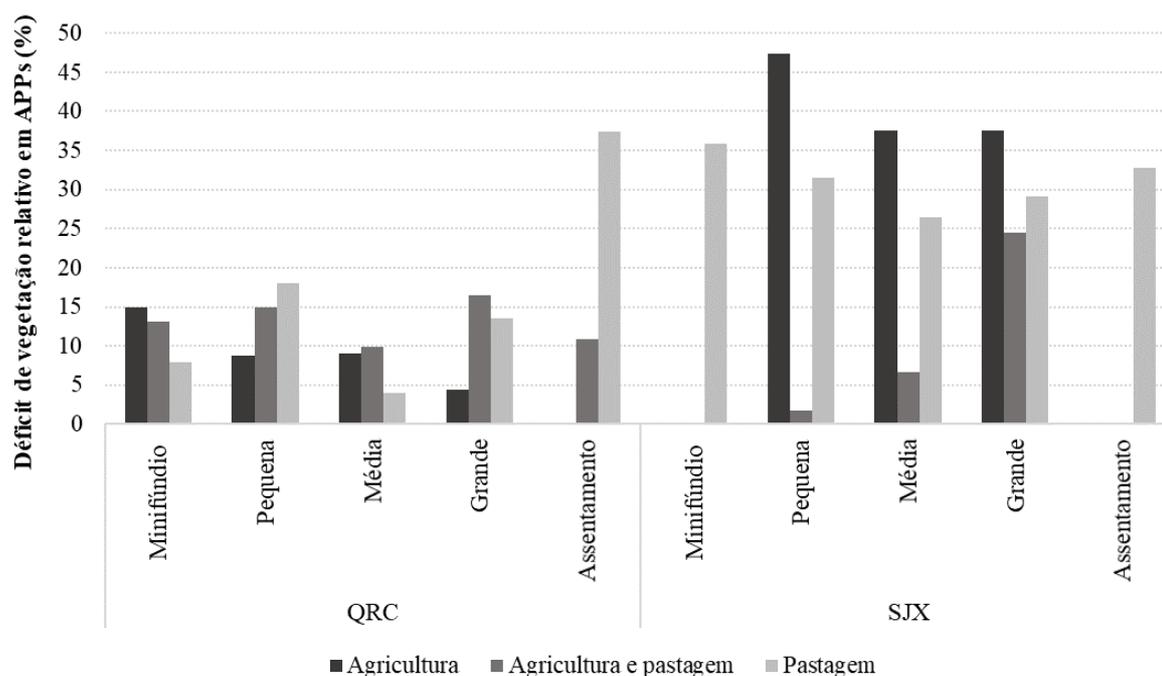
Material Suplementar 5. Distribuição das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e de seus déficits de vegetação por tipo de imóvel rural. Considera-se como área irregular absoluta aquela ponderada pela área total das APPs em Querência (QRC) ou São José do Xingu (SJX). A área irregular relativa é ponderada pela área total das APPs na subcategoria. A redução nos passivos em relação a 2012 considera as mudanças na área irregular absoluta entre os anos de 2012 e 2018.

Município	Tipo de imóvel rural	Distribuição das APPs (%)	Área irregular absoluta (%)		Área irregular relativa (%)		Redução nos passivos em relação a 2012 (%)
			2012	2018	2012	2018	
QRC	Minifúndio (0-80 ha)	0,4	0,04	0,03	10,9	8,8	18,9
	Pequena (80-320 ha)	3,7	0,4	0,3	10,5	8,3	20,5
	Média (320-1.200 ha)	7,2	0,6	0,5	8,3	6,8	18,2
	Grande (> 1.200 ha)	77,8	8,3	6,5	10,7	8,3	21,9
	Assentamento	10,9	1,3	1,2	11,7	11,3	3,4
SJX	Minifúndio (0-80 ha)	0,5	0,2	0,1	35,8	26,1	27,2
	Pequena (80-320 ha)	1,4	0,4	0,4	30,6	25,8	15,6
	Média (320-1.200 ha)	3,7	1,0	0,8	26,0	22,4	14,0
	Grande (> 1.200 ha)	93,2	26,7	22,1	28,6	23,7	17,2
	Assentamento	1,3	0,4	0,4	32,7	28,8	12,0

Material Suplementar 6. Distribuição das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e de seus déficits de vegetação por tipo de uso agropastoril. Distribuição das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e de seus déficits de vegetação por tipo de imóvel rural. Considera-se como área irregular absoluta aquela ponderada pela área total das APPs em Querência (QRC) ou São José do Xingu (SJX). A área irregular relativa é ponderada pela área total das APPs na subcategoria. A redução nos passivos em relação a 2012 considera as mudanças na área irregular absoluta entre os anos de 2012 e 2018.

Município	Tipo de uso agropastoril	Distribuição das APPs (%)	Área irregular absoluta (%)		Área irregular relativa (%)		Redução nos passivos em relação a 2012 (%)
			2012	2018	2012	2018	
QRC	Agricultura	44,9	2,4	1,9	5,3	4,2	20,0
	Agricultura e pastagem	49,5	7,5	6,2	15,2	12,5	17,8
	Pastagem	5,6	0,7	0,5	13,3	8,8	33,7
SJX	Agricultura	2,5	1,0	0,7	37,7	28,6	24,2
	Agricultura e pastagem	15,3	3,7	3,0	24,1	19,3	19,8
	Pastagem	82,1	24,0	20,1	29,2	24,4	16,3

Material Suplementar 7. Distribuição dos déficits de vegetação relativos, aquele ponderado pela área total das APPs na classe, entre os diferentes tipos de imóveis rurais e uso agropastoril no ano de 2012.



Material Suplementar 8. Distribuição das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e de seus déficits de vegetação nas subcategorias do regime de proteção regular. Considera-se como área irregular absoluta aquela ponderada pela área total das APPs em Querência (QRC) ou São José do Xingu (SJX). A área irregular relativa é ponderada pela área total das APPs na subcategoria, e representa no campo Total as áreas irregulares em função da área total de APPs no regime. A redução nos passivos em relação a 2012 considera as mudanças na área irregular absoluta entre os anos de 2012 e 2018.

Município	Tipo de APP	Distribuição das APPs	Área irregular absoluta				Área irregular relativa (%)		Redução nos Passivos em relação a 2012		
			ha	%	2012 (ha)	2012 (%)	2018 (ha)	2018 (%)	2012	2018	ha
QRC	0-10 m	16.386,3	48,3	1.218,0	3,6	934,0	2,8	7,4	5,7	284,0	23,3
	10-50 m	10.097,0	29,8	769,2	2,3	557,0	1,6	7,6	5,5	212,2	27,6
	50-200 m	5.561,6	16,4	32,4	0,1	28,1	0,1	0,6	0,5	4,3	13,3
	200-600 m	628,9	1,9	6,9	0,02	17,0	0,1	1,1	2,7	-10,1	-145,4
	Nascentes	264,9	0,8	27,3	0,1	26,5	0,1	10,3	10,0	0,9	3,1
	Total	32.938,6	97,2	2.053,9	6,1	1.562,6	4,6	6,2	4,7	491,3	23,9
SJX	0-10 m	17.078,4	63,0	2.839,0	10,5	2.048,1	7,6	16,6	12,0	790,9	27,9
	10-50 m	3.508,3	12,9	111,6	0,4	43,0	0,2	3,2	1,2	68,5	61,4
	50-200 m	1.821,8	6,7	440,9	1,6	371,0	1,4	24,2	20,4	69,8	15,8
	200-600 m	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Nascentes	635,2	2,3	112,0	0,4	108,0	0,4	17,6	17,0	4,0	3,5
	Total	23.043,8	85,0	3.503,4	12,9	2.570,2	9,5	15,2	11,2	933,2	26,6

Material Suplementar 9. Distribuição das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e de seus déficits de vegetação nas subcategorias do regime de proteção em áreas rurais consolidadas. Considera-se como área irregular absoluta aquela ponderada pela área total das APPs em Querência (QRC) ou São José do Xingu (SJX). A área irregular relativa é ponderada pela área total das APPs na subcategoria, e representa no campo "Total" as áreas irregulares em função da área total de APPs no regime. A redução nos passivos em relação a 2012 considera as mudanças na área irregular absoluta entre os anos de 2012 e 2018.

Município	Tipo de APP	Distribuição das APPs		Área irregular absoluta			Área irregular relativa (%)		Redução nos Passivos em relação a 2012		
		ha	%	2012 (ha)	2012 (%)	2018 (ha)	2018 (%)	2012	2018	ha	%
QRC	Imóvel ≤ 80 ha	3,8	0,01	3,5	0,01	3,4	0,01	90,7	88,9	0,1	2,0
	Imóvel 80-160 ha	11,4	0,03	10,9	0,03	10,4	0,03	95,9	91,6	0,5	4,5
	Imóvel 160-320 ha	55,6	0,2	52,2	0,2	45,5	0,1	93,8	81,8	6,7	12,8
	Imóvel > 320 ha	874,2	2,6	763,1	2,3	666,7	2,0	87,3	76,3	96,4	12,6
	Nascentes	20,6	0,1	19,2	0,1	18,2	0,1	93,6	88,5	1,0	5,4
	Total	965,6	2,8	848,9	2,5	744,2	2,2	87,9	77,1	104,6	12,3
	Imóvel ≤ 80 ha	16,3	0,1	12,7	0,05	11,7	0,04	77,9	72,0	1,0	7,6
	Imóvel 80-160 ha	7,4	0,03	5,9	0,02	5,2	0,02	79,4	70,5	0,7	11,1
	Imóvel 160-320 ha	10,0	0,04	8,0	0,03	8,1	0,03	80,0	81,7	-0,2	-2,1
	Imóvel > 320 ha	3.937,9	14,5	3.548,6	13,1	3.228,6	11,9	90,1	82,0	319,9	9,0
SJX	Nascentes	89,6	0,3	84,1	0,3	79,5	0,3	93,9	88,8	4,5	5,4
Total	4.061,1	15,0	3.659,1	13,5	3.333,2	12,3	90,1	82,1	325,9	8,9	

Material Suplementar 10. Dados do censo agropecuário (IBGE, 2017) para os municípios de Querência (QRC) e São José do Xingu (SJX).

Census data	QRC	SJX	
Produto Interno Bruto (per capita)	97.592,96	44.052,92	
Acesso à serviços de financiamento e crédito rural (%)	29	11	
Acesso à assistência técnica (%)	39	13	
Imóveis com irrigação (unidades)	40	1	
Aplicação de fertilizantes (%)	50	13	
Aplicação de pesticidas (%)	44	26	
	Trator (unidades)	285	133
Máquinas e implementos agrícolas	Semeadora e plantadora (unidades)	183	57
	Colheadeira (unidades)	167	21
Taxa de lotação de pastagens (unidade animal/ha)	1,20	0,84	
Produtividade da soja (ton/ha)	3,52	3,24	

REFERÊNCIAS

- ERDAS. 1999. Erdas Field Guide. Erdas Inc., Atlanta, Georgia.
- Freitas, F.L.M., Guidotti, V., Sparovek, G., Hamamura, C. 2018. Nota técnica: Malha fundiária do Brasil. In: Atlas - A Geografia da Agropecuária Brasileira, 1812. www.imaflora.org/atlasagropecuario
- Garcia, A.S., Vilela, V.M.F.N., Rizzo, R., West, P., Gerber, J.S., Engstrom, P.M., Ballester, M.V.R. 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 Sensing Applications: Society and Environment* 15(100233), 1-14.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2017. Census of Agriculture. <https://cidades.ibge.gov.br>.
- Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). 2013. Sistema Nacional de Cadastro Rural: Índices básicos de 2013. www.incra.gov.br/sites/default/files/uploads/estrutura-fundiaria/regularizacao-fundiaria/indices-cadastrais/indices_basicos_2013_por_municipio.pdf