

Organizadoras:
Manuela Carneiro da Cunha
Sônia Barbosa Magalhães
Cristina Adams



Sociedade
Brasileira para o
Progresso da
Ciência

PARTE II

Seção 5

**Os territórios indígenas e
tradicionais protegem a
biodiversidade?**

Povos Tradicionais e Biodiversidade no Brasil

Contribuições dos povos indígenas,
quilombolas e comunidades tradicionais
para a biodiversidade, políticas e ameaças

Organizadoras:
Manuela Carneiro da Cunha
Sônia Barbosa Magalhães
Cristina Adams



**Povos Tradicionais
e Biodiversidade
no Brasil**

Contribuições dos povos
indígenas, quilombolas
e comunidades tradicionais
para a biodiversidade,
políticas e ameaças

PARTE II

Seção 5

Os territórios indígenas e tradicionais protegem a biodiversidade?

Povos Tradicionais e Biodiversidade no Brasil

Contribuições dos povos indígenas,
quilombolas e comunidades tradicionais
para a biodiversidade, políticas e ameaças

São Paulo/2021
SBPC

Publicado pela
Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência - SBPC
Rua Maria Antonia, 294 - 4º andar - Vila Buarque - 01222-010 São Paulo - SP - Brasil
Tel.: (11) 3259.2766 - <http://portal.sbpcnet.org.br>

O presente trabalho foi realizado com apoio de



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



Projeto gráfico original:

Carlos Bravo

Editoração eletrônica e infográficos:

Felipe Horst

Revisão e Normalização

Vera Carvalho

Apoio Técnico

Léa Gomes de Oliveira

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

P869

Povos tradicionais e biodiversidade no Brasil [recurso eletrônico] : contribuições dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais para a biodiversidade, políticas e ameaças / Manuela Carneiro da Cunha, Sônia Barbosa Magalhães e Cristina Adams, organizadoras. – São Paulo : SBPC, 2021.

132 p. : il. color., mapas color.

Vários colaboradores.

Disponível em: <http://portal.sbpcnet.org.br/livro/povostradicionais5.pdf>

Bibliografia: p. 112-132

Conteúdo: seção 5. Os territórios indígenas e tradicionais protegem a biodiversidade?

ISBN 978-65-89883-05-0

1. Biodiversidade - Conservação - Brasil. 2. Florestas sustentáveis - Amazônia Legal. 3. Áreas de conservação de recursos naturais - São Paulo (Estado). 4. Arranjos institucionais de governança - Povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais. 5. Políticas públicas - Brasil. I. Cunha, Manuela Carneiro da (org.). II. Magalhães, Sônia Barbosa (org.). III. Adams, Cristina (org.). IV. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência. V. Os territórios indígenas e tradicionais protegem a biodiversidade?

CDD 333.9516

Ficha catalográfica: Rosângela P. Batista - CRB-8 01465/O

Este trabalho é dedicado aos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais.

Apresentação

Como os povos tradicionais contribuem para a biodiversidade do Brasil? Em que medida as políticas públicas afetam esses povos e suas contribuições? São esses os temas que esta obra aborda. Mais de duzentos pesquisadores entre acadêmicos, indígenas, quilombolas, membros de comunidades tradicionais e técnicos de instituições públicas, procuraram reunir, durante quatro anos (2018-2021), o que até hoje se sabe para fundamentar as respostas.

Esses temas, em si, não são novos. A Convenção da Diversidade Biológica, de 1992, pôs em relevo a importância dos povos indígenas e comunidades locais para a biodiversidade. A Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos, a IPBES, desde sua criação em 2012, se propôs a inclusão do conhecimento, práticas e inovações dos povos indígenas e comunidades locais nos seus relatórios continentais ou globais.

O que é novo, portanto, não são os temas e as fontes a que recorreremos, e sim o âmbito e a especial atenção dada a povos indígenas, quilombolas e às muitas comunidades tradicionais, que representam a megadiversa população tradicional que vive e atua em um país biologicamente também megadiverso. O Brasil, por essas duas características, tem uma responsabilidade ímpar no desenho de políticas públicas sociais e ambientais. O que a Costa Rica representou em políticas de biodiversidade, o Brasil pode vir a se tornar nas de sociobiodiversidade.

Seguimos nesta pesquisa a inspiração dos relatórios da Plataforma IPBES. Os seus destinatários primários são os tomadores de decisão, o que não lhe diminui o valor documental e de análise para especialistas diversos, entre eles os próprios povos tradicionais e os historiadores das gerações futuras. Na linha do IPBES, trata-se de um grande levantamento de dados e informações secundárias, compilados e analisados para trazer elementos de respostas às perguntas propostas pelo projeto. Alguns capítulos, entretanto, trazem informações primárias, incluindo mapas, produzidas especificamente para este fim.

A Amazônia é o bioma sobre o qual se conseguiu reunir mais documentação, assim como há maior volume de informações sobre povos indígenas. Esse viés é atribuível à diferença no volume de fontes e de pesquisas. Por enquanto, são menos abundantes as fontes disponíveis sobre quilombolas e comunidades tradicionais. Basta lembrar que a população quilombola iria figurar, pela primeira vez, apenas no censo populacional que estava previsto para 2020. Mas começam a se avolumar dados sobre a importância das contribuições de povos tradicionais e de quilombolas para a biodiversidade, e a pesquisa deverá prosseguir com novos pesquisadores.

A obra se agigantou ao longo do percurso. São seis partes, contendo 17 seções, cada uma composta por vários capítulos. A última parte, trazendo três seções, é dedicada a pesquisas interculturais realizadas especificamente para este projeto, a fim de evidenciar a fecundidade da colaboração entre regimes distintos de conhecimentos sobre o ambiente, as vidas e o funcionamento do mundo. Pareceu-nos mais razoável repartir a publicação em volumes no portal da SBPC. Cada volume corresponde a uma seção temática, e não seguirá no portal a ordem do plano geral da obra, que consta abaixo. Ao final, todos os volumes serão juntados em uma única edição, acrescida de uma introdução geral.

São Paulo e Belém, 28 de março de 2021.

Manuela Carneiro da Cunha, Sônia Barbosa Magalhães e Cristina Adams



Povos Tradicionais e Biodiversidade no Brasil

**Contribuições dos povos
indígenas, quilombolas
e comunidades tradicionais
para a biodiversidade,
políticas e ameaças**

PLANO GERAL DA OBRA

POVOS TRADICIONAIS E BIODIVERSIDADE NO BRASIL

Contribuições dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais para a biodiversidade, políticas e ameaças.

PARTE I. TERRITÓRIOS E DIREITOS DOS POVOS INDÍGENAS, QUILOMBOLAS E COMUNIDADES TRADICIONAIS

- SEÇÃO 1. QUEM SÃO, QUANTOS SÃO
- SEÇÃO 2. TERRITÓRIOS (ONDE ESTÃO?)
- SEÇÃO 3. DIFICULDADES NA EFETIVAÇÃO DOS DIREITOS TERRITORIAIS
- SEÇÃO 4. ALGUNS DIREITOS ESPECÍFICOS NA LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

PARTE II. CONTRIBUIÇÃO DOS POVOS INDÍGENAS, QUILOMBOLAS E COMUNIDADES TRADICIONAIS À BIODIVERSIDADE

- SEÇÃO 5. OS TERRITÓRIOS INDÍGENAS E TRADICIONAIS PROTEGEM A BIODIVERSIDADE?
- SEÇÃO 6. BIODIVERSIDADE E AGROBIODIVERSIDADE COMO LEGADOS DE POVOS INDÍGENAS
- SEÇÃO 7. GERAR, CUIDAR E MANTER A DIVERSIDADE BIOLÓGICA
- SEÇÃO 8. CONHECIMENTOS ASSOCIADOS À BIODIVERSIDADE

PARTE III. POLÍTICAS PÚBLICAS DIRECIONADAS AOS POVOS INDÍGENAS, QUILOMBOLAS E COMUNIDADES TRADICIONAIS

- SEÇÃO 9. INCENTIVOS AO USO DA TERRA E PRODUÇÃO
- SEÇÃO 10. POLÍTICAS EDUCACIONAIS, DE SAÚDE E DE PROTEÇÃO SOCIAL

PARTE IV. POLÍTICAS PÚBLICAS QUE AMEAÇAM OS POVOS INDÍGENAS, QUILOMBOLAS E COMUNIDADES TRADICIONAIS

- SEÇÃO 11. PROJETOS ECONÔMICOS E DE INFRAESTRUTURA
- SEÇÃO 12. CONFLITOS
- SEÇÃO 13. AMEAÇAS

PARTE V. AVALIAÇÕES INTERNACIONAIS

- SEÇÃO 14. AVALIAÇÃO DO CUMPRIMENTO DE METAS SUBSCRITAS PELO BRASIL

PARTE VI. PESQUISAS INTERCULTURAIS

- SEÇÃO 15. POVOS INDÍGENAS
- SEÇÃO 16. COMUNIDADES TRADICIONAIS
- SEÇÃO 17. QUILOMBOLAS

Agradecimentos

O contexto: em 2011, o MCTI acolheu e colocou no plano plurianual a proposta de testar um programa inovador. Tratava-se de apoiar pesquisas interculturais, reunindo cientistas e membros de povos indígenas, quilombolas e comunidades locais tradicionais em torno de temas de interesse mútuo, bem como fortalecer pesquisas independentes empreendidas por povos tradicionais. Com esse propósito, o MCTI encomendou e repassou ao CNPq as verbas para dois projetos. O primeiro projeto se propôs estabelecer as bases de um tal programa e realizar experiências-piloto. O segundo projeto, inspirado nos relatórios da Plataforma IPBES, criado em 2012, foi o que deu origem ao trabalho que agora apresentamos.

São muitas as instituições e pessoas a que devemos agradecimentos:

ao Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI) que encomendou a pesquisa; ao CNPq que a viabilizou (Processo CNPQ 421752/2017-3); ao generoso doador que quer ficar anônimo e à Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES) que fizeram aportes suplementares ao orçamento do projeto; à Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC), que acolheu o projeto desde o início e o publica em seu portal; à Biblioteca Guita e José Mindlin da Universidade de São Paulo (USP), que se dispôs a receber, conservar e abrir para consulta o conjunto da obra e o acervo documental que o acompanha; ao Instituto Socioambiental (ISA), grande fonte de documentação e informações; à Universidade Federal do Pará e à Universidade de São Paulo que acolheram a proposta em sua plataforma de projetos;

a Aline Santos Lopes, Aloizio Mercadante, Andréa Dias Victor, Bruno Marangoni Martinelli, Eunice Fernandes Personini, Fábio Scarano, Helena Nader, Ildeu de Castro Moreira, Léa Gomes de Oliveira, Mercedes Bustamante;

e a todos os que colaboraram voluntariamente com este gigantesco levantamento!

PARTE II
CONTRIBUIÇÃO DOS POVOS INDÍGENAS,
QUILOMBOLAS E COMUNIDADES
TRADICIONAIS À BIODIVERSIDADE

Seção 5

Os Territórios Indígenas e Tradicionais
Protegem a Biodiversidade?

Autores:

Adriane Calaboni, Alexandre Toshio Igari, Antonio Oviedo, Célia Regina T. Futemma, Clara Ferrari, Cristiana Simão Seixas, Cristina Baldauf, Francisco Paes, Helena França, Jaime Garcia Siqueira Jr., João Paulo do Vale de Medeiros, Joaquim Alves da Silva Jr., Juan Doblas, Maira Smith, Marina Vieira, Mauro W. Barbosa de Almeida, Melina de Souza Leite, Raquel Rodrigues dos Santos, Spensy Pimentel, Vanessa dos Santos Teruya, Vera Olinda Sena

Sumário

INTRODUÇÃO.....	12
 5.1. EFETIVIDADE DOS TERRITÓRIOS TRADICIONALMENTE OCUPADOS NA MANUTENÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NATURAL NO BRASIL.....	 14
<i>Juan Doblas, Antonio Oviedo</i>	
5.1.1. Metodologia.....	18
5.1.1.1. Constituição do BDG de TTOs.....	18
5.1.1.2. Dados de cobertura da terra.....	20
5.1.1.3. Cômputo de trajetórias de cobertura.....	21
5.1.1.4. Análise qualitativa das trajetórias gerais de desmatamento.....	24
5.1.1.5. Análise de trajetórias de conversão: similaridade TTO-entorno.....	24
5.1.1.6. Análise de trajetórias de conversão: tendências.....	24
5.1.2. Resultados e discussão.....	24
5.1.2.1. Análise qualitativa das trajetórias gerais de desmatamento.....	25
5.1.2.2. Análise quantitativa das taxas de desmatamento diferenciais históricas.....	28
5.1.2.3. Análise de tendência das trajetórias diferenciais na cobertura vegetal de TTOs e entorno.....	37
5.1.2.4. Situação atual.....	42
5.1.3. Discussão.....	55
5.1.4. Conclusões.....	57
 5.2. AS RESERVAS EXTRATIVISTAS E A CONSERVAÇÃO DA FLORESTA.....	 59
<i>Mauro W. Barbosa de Almeida</i>	
5.2.1. O programa das Reservas Extrativistas.....	59
5.2.1.1. “A Reforma Agrária dos Seringueiros”.....	60
5.2.1.2. Posse extrativista.....	61
5.2.1.3. Terras da União.....	62
5.2.1.4. Uso tradicional.....	62
5.2.2. Resultados territoriais.....	63
5.2.2.1. Assentamentos Extrativistas.....	63
5.2.2.2. Reservas Extrativistas.....	64
5.2.2.3. Reservas de Desenvolvimento Sustentável.....	65
5.2.2.4. Balanço de resultados territoriais.....	65
5.2.3. Reservas Extrativistas e conservação da floresta.....	68
5.2.3.1. Reservas Extrativistas Federais na Amazônia Legal.....	68
5.2.3.2. Reservas Extrativistas no Estado do Acre e desmatamento.....	69
5.2.3.3. Efeito de Barreira da Reserva Extrativista Chico Mendes.....	70

5.2.3.4. Observações sobre fatores de desmatamento.....	74
5.2.4. Balanço: efeitos positivos das Reservas Extrativistas.....	75
5.2.4.1. Reconhecimento de direitos de comunidades tradicionais.....	75
5.2.4.2. Proteção de terras públicas.....	75
5.2.4.3. Reconhecimento do papel de conhecimentos tradicionais.....	76
5.2.4.4. Conservação da biodiversidade.....	76
5.2.4.5. Valorização dos regimes de uso comum dos recursos naturais.....	77
5.2.5. Recomendações.....	78
5.3. VARIAÇÕES NO PERCENTUAL DE VEGETAÇÃO NATIVA EM IMÓVEIS DE POVOS INDÍGENAS, QUILOMBOLAS E COMUNIDADES LOCAIS TRADICIONAIS NO ESTADO DE SÃO PAULO	81
<i>Melina de Souza Leite, Joaquim Alves da Silva Jr., Adriane Calaboni, Alexandre Toshio Igari</i>	
5.4. ESTRUTURAS DE GOVERNANÇA.....	83
<i>Raquel Rodrigues dos Santos, Cristiana Simão Seixas, Célia Regina T. Fudemma, Cristina Baldauf, João Paulo do Vale de Medeiros</i>	
5.4.1. Instituições informais e organizações da sociedade civil de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais.....	84
5.4.2. Arranjos institucionais desenvolvidos no âmbito de políticas nacionais.....	86
5.4.3. Arranjos institucionais que valorizam o papel dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais no manejo de recursos naturais.....	91
5.4.3.1. Gestão colaborativa costeira.....	91
5.4.3.2. Manejo florestal comunitário.....	92
5.5. GESTÃO TERRITORIAL E AMBIENTAL DE TERRAS INDÍGENAS: PNGATI, AVANÇOS E DESAFIOS.....	94
<i>Maira Smith, Vera Olinda Sena, Jaime Garcia Siqueira Jr., Vanessa dos Santos Teruya, Francisco Paes, Spensy Pimentel</i>	
5.5.1. Antecedentes e histórico de construção da PNGATI.....	94
5.5.1.1. Aproximação entre direitos indígenas e a agenda ambiental.....	95
5.5.1.2. Projetos, programas e medidas de gestão ambiental precursores da PNGATI.....	96
5.5.1.3. Protagonismo indígena na construção da PNGATI.....	97
5.5.2. Estrutura e governança da PNGATI.....	98
5.5.3. Implementação da PNGATI.....	99
5.5.4. Ferramentas e instrumentos de gestão territorial e ambiental de terras indígenas.....	100
5.5.5. Mais sobre os PGTAs.....	106
5.5.6. Avanços, fragilidades, ameaças e desafios da PNGATI no contexto atual.....	108
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112

Boxes

BOX 1 – CONVERSÃO DA FORMAÇÃO FLORESTAL EM PASTAGEM NA RESERVA EXTRATIVISTA CHICO MENDES E NO ENTORNO (*BUFFER* DE 20 KM)73

Helena França

BOX 2 – O PGTA DA TERRA INDÍGENA ASHANINKA/KAXINAWÁ DO RIO BREU102

Vera Olinda Sena

BOX 3 – O PGTA DA TERRA INDÍGENA PANKARARU104

Clara Ferrari, Vera Olinda Sena

BOX 4 – O PGTA DA TERRA INDÍGENA YANOMAMI E YEK’WANA109

Marina Vieira

SEÇÃO 5

Os territórios indígenas e tradicionais protegem a biodiversidade?

Introdução

Os territórios tradicionalmente ocupados por povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais têm sido historicamente ameaçados pelas mudanças no uso e cobertura da terra. Essas mudanças apresentam recortes geográficos e temporais específicos: nas últimas décadas caracterizam-se pelo avanço da fronteira agropecuária, que tem levado ao desmatamento de extensas áreas na floresta amazônica e no cerrado brasileiro, influenciado pelos contextos político e econômico (ver também Capítulo 13.6. Desmatamento e mudanças no uso da terra). Entretanto, desde a promulgação da Constituição de 1988 e do início do processo de construção de estruturas legais e de governança para proteger os direitos dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais (ver Seção 2), muitos trabalhos científicos demonstraram a importância dos territórios tradicionais para a conservação da biodiversidade. Este volume traz a contribuição de diversos autores que se debruçaram sobre essa questão.

Juan Doblas e Antonio Oviedo, em um artigo original, estudaram as trajetórias de mudança de uso da terra entre 1985 e 2018 a partir da coleção 4.1 do MapBiomias. Avaliaram as determinantes espaciais e temporais das trajetórias nos territórios tradicionalmente ocupados e zonas de amortecimento correspondentes, em todos os biomas brasileiros. Os resultados mostraram a efetividade das terras indígenas, unidades de conservação e territórios tradicionalmente ocupados em manter a cobertura vegetal nativa, reforçando seu papel como escudos do desmatamento e sugerindo a necessidade de políticas públicas para fortalecer a proteção desses territórios, bem como para a restauração ambiental das zonas de amortecimento. Resende *et al.* (2019) chegaram a resultados semelhantes para o Cerrado.

Nessa mesma linha, Mauro Almeida trouxe o foco para as Reservas Extrativistas da Amazônia Legal, em geral, e do Estado do Acre, em particular, trazendo dados sobre seus efeitos na mitigação do desmatamento entre 2008 e 2018, a partir da base Terra Brasilis/Programa de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES), do Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). O Box 1, de Helena França, ilustra o histórico de conversão (1985-2019) da formação florestal em pastagem na Reserva Extrativista Chico Mendes e entorno. Já Melina de Souza Leite, Joaquim Alves da Silva Jr., Adriane Calaboni e Alexandre

Toshiro Igari, no capítulo seguinte, voltaram o olhar para fora das unidades de conservação, investigando a contribuição das propriedades rurais do Estado de São Paulo na conservação da vegetação nativa, dentro e fora das Reservas Legais e das Áreas de Proteção Permanente. A partir de dados do Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR)-SP, evidenciaram que imóveis de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais apresentam percentuais de vegetação mais altos, principalmente em propriedades maiores que 500 ha, demonstrando sua importância para a conservação da biodiversidade.

Os dados territoriais apresentados até aqui a partir do uso de sensoriamento remoto demonstram, na prática, o resultado sobre a conservação da biodiversidade de estruturas de governança específicas, erguidas a partir da Constituição de 1988. No Capítulo 5.4, Raquel Rodrigues dos Santos, Cristiana Simão Seixas, Célia Regina T. Futemma, Cristina Baldauf e João Paulo do Vale de Medeiros, apresentam diversos processos e arranjos institucionais de governança envolvendo povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais, revelando suas potencialidades e oferecendo reflexões sobre trajetórias possíveis. Esses processos e arranjos multinível valorizaram instituições formais e informais existentes, e criaram novos vínculos dos povos com diferentes atores como agências governamentais, instituições de pesquisa, o setor privado e outras organizações da sociedade civil.

Nesse contexto, Maira Smith, Vera Olinda Sena, Jaime Garcia Siqueira Jr., Vanessa dos Santos Teruya, Francisco Paes e Spensy Pimentel discutem um dos mais importantes arranjos institucionais formais para a gestão territorial e ambiental de terras indígenas no Brasil, a Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas (PNGATI) criada pelo Decreto nº 7.747, em 2012. Entre os instrumentos de gestão territorial e ambiental considerados importantes pela Funai para a implementação da PNGATI, os autores destacam os Planos de Gestão Territorial e Ambiental (PGTAs), que foram amplamente apropriados pelos povos indígenas e atualmente são considerados um dos principais instrumentos de gestão territorial e ambiental de terras indígenas. Além de funcionarem como instrumentos de planejamento dos povos indígenas sobre o futuro de seus territórios, servem também para pautar o planejamento de políticas públicas e o apoio de parceiros. Três boxes complementam o capítulo, apresentando resumidamente alguns PGTAs: Box 2 – Terra Indígena Ashaninka/Kaxinawá do Rio Breu (por Vera Olinda Sena); Box 3 – O PGTA da Terra Indígena Pankararu (por Clara Ferrari e Vera Olinda Sena), e Box 4 – O PGTA da Terra Indígena Yanomami e Yek'wana (por Marina Vieira).

5.1. Efetividade dos territórios tradicionalmente ocupados na manutenção da cobertura vegetal natural no Brasil

Juan Doblas¹, Antonio Oviedo²

As trajetórias de mudança de uso da terra são propriedades emergentes do sistema homem-ambiente e a compreensão dos fatores responsáveis é fundamental para o planejamento e a formulação de políticas públicas de ordenamento territorial. O presente artigo visa descrever as determinantes espaciais e temporais das trajetórias de uso do solo nos territórios tradicionalmente ocupados e zonas de amortecimento correspondentes nos biomas brasileiros. Destacamos abaixo os principais resultados:

1. A análise de tendência das trajetórias diferenciais na cobertura vegetal mostra que os territórios tradicionais desmataram consistentemente menos em seu interior quando comparado com o entorno em todos os biomas. Quando avaliamos a tendência de desmatamento dos territórios tradicionais em comparação com a média do bioma, o desempenho é ainda melhor. No bioma Amazônia, por exemplo, as TIs e UC-PCTs apresentam uma tendência positiva em mais de 90% dos territórios.
2. Para os seis biomas estudados, os resultados mostram um déficit de cobertura vegetal natural, até 2018, de 2,95 milhões de quilômetros quadrados. Os biomas Mata Atlântica, Cerrado, Pampa e Caatinga apresentam déficits de cobertura vegetal natural alarmantes.
3. A cobertura natural no interior dos territórios tradicionais totaliza 1,62 Mkm², o que representa 29,1% do total de vegetação natural do Brasil. As terras indígenas são os territórios tradicionais que mais preservam a cobertura vegetal, ou seja, apenas 2% do território perdeu sua cobertura vegetal.

Introdução

O Brasil abriga um complexo mosaico de fronteiras de extração de recursos em expansão, sistemas agroindustriais, mineração, urbanização, infraestrutura, terras indígenas, unidades de conservação e áreas de uso tradicional ou coletivo (KLINK; MOREIRA, 2002; RIBEIRO *et al.*, 2009; BRONDIZIO, 2013; BOILLAT *et al.*, 2017; SAUER, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2019). A degradação florestal decorrente de projetos de larga escala contrasta com uma forte diversidade de sistemas de produção sustentável desenvolvidos por agentes locais e coletivos (CAVALCANTI; COELHO; ESKINAZI-LEÇA, 1980; ANDERSSON; BENAVIDES; LEÓN, 2014). Embora muitas vezes invisíveis em suas contribuições para a governança de recursos regionais, populações indígenas e tradicionais estão constantemente negociando desafios associados ao

1 Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP.

2 Instituto Socioambiental, São Paulo, SP.

desenvolvimento sustentável (CHERNELA, 2002; CASTRO; MCGRATH, 2003; WRIGHT *et al.*, 2015; OVIEDO; BURSZTYN, 2016). Juntos, esses territórios tradicionalmente ocupados têm o potencial sinérgico para conciliar as metas de conservação e desenvolvimento local (SANTOS, 2005; GUTIÉRREZ; HILBORN, R.; DEFEO, 2011; GARNETT *et al.*, 2018). Sistemas agroflorestais que fornecem alimentos para áreas urbanas, por exemplo, podem ser altamente eficazes na restauração da biodiversidade e no apoio aos meios de subsistência (BRONDIZIO, 2008; BRONDIZIO; SMITH; MBOW, 2014).

Diversos estudos têm sido conduzidos sobre o papel dos arranjos institucionais no ordenamento territorial e ação coletiva na promoção do uso de recursos naturais e cenários para a governança ambiental. A abordagens envolvem análise social e ecológica (BRONDIZIO *et al.*, 2016; ANDERSSON, 2013), avaliação de políticas públicas (WRIGHT *et al.*, 2016), abordagens participativas (LUYET *et al.*, 2012; CORBERA *et al.*, 2017) e modelagem espacial de dados sobre mudanças no uso e cobertura da terra e no impacto das pressões externas sobre os sistemas naturais (SOARES-FILHO *et al.*, 2004; GARCIA; SOARES-FILHO; SAWYER, 2007; STRAND *et al.*, 2018).

Nas últimas duas décadas, o Brasil implementou políticas para fortalecer o ordenamento territorial e monitorar as atividades ilegais. Entretanto, tais políticas foram parcialmente eficazes na redução do desmatamento e operaram apenas temporariamente (VARJABEDIAN, 2010; GUETTA; OVIEDO; BENSUSAN, 2019). As pressões para expandir as atividades extrativistas e infraestrutura em larga escala continuam a prevalecer, combinadas com esforços renovados de grupos setoriais para flexibilizar leis que protegem a biodiversidade e as populações tradicionais, levantando preocupações sobre uma nova fase de transformações aceleradas (FEARNSIDE; GRAÇA, 2006; FEARNSIDE, 2007, 2014, 2016; LE TOURNEAU, 2015; TOLEDO *et al.*, 2017; LE TOURNEAU; ALBERT, 2010).

A interação entre territórios tradicionalmente ocupados, projetos extrativistas e infraestrutura de larga escala está levando tais territórios para se tornarem “ilhas de conservação e diversidade cultural” cercadas por pastagens, agricultura, áreas urbanas e periurbanas, barragens de rejeitos de mineração e áreas degradadas (BRONDIZIO; OSTROM; YOUNG, 2009; BRONDIZIO; LE TOURNEAU, 2016; CELENTANO *et al.*, 2018). Essa tendência compromete a sustentabilidade dos ecossistemas e iniciativas de manejo dos recursos naturais implementadas nessas áreas de ocupação tradicional (CASTRO, 2012). Um estudo recente (GARNETT *et al.*, 2018) mostra que as populações indígenas e tradicionais têm um papel relevante global na conservação e uso sustentável da biodiversidade. No caso das populações indígenas, eles contribuem para o manejo e a conservação de pelo menos 25% da superfície terrestre, onde se encontram 35% dos ecossistemas mais protegidos do planeta, e também 35% das áreas protegidas. Além disso, uma parte significativa da agrobiodiversidade, plantas e animais domesticados e semidomesticados, é cuidada e mantida nessas comunidades.

A mudança do uso e cobertura da terra está entre as alterações humanas mais importantes na superfície terrestre (LAMBIN; HELMUT; LEPERS, 2003). Esse processo envolve fluxo de matéria e energia da biosfera, impacta a biodiversidade (VITOUSEK *et al.*,

1997), influencia a degradação dos solos (BLAIKIE; BROOKFIELD, 1987), e exerce influência sobre o clima regional (IPCC, 2007a; IPCC, 2007b; IPCC, 2014). Assim, uma avaliação detalhada da dinâmica dessas mudanças ajuda a mitigar os impactos ambientais (KASPERSON; KASPERSON; TURNER II, 1999).

A mudança do uso e cobertura da terra raramente é contínua no espaço e geralmente segue sequências temporais de classes de uso do solo (MERTENS; LAMBIN, 2000). Tais dinâmicas temporais são propriedades inerentes do sistema homem-ambiente e resultam das interações agregadas de diversos agentes, influenciadas pelas políticas públicas, incentivos tributários, especulação de terras, produções para exportação e subsistência, variabilidade climática, mudanças demográficas e obras de infraestrutura (LAMBIN; HELMUT; LEPERS, 2003; FEARNSIDE, 2017). Como uma propriedade emergente de sistemas adaptativos complexos cujo estado futuro não é predeterminado (LAMBIN; HELMUT; LEPERS, 2003), as transições de uso do solo são muitas vezes caracterizadas por diferentes trajetórias (MARTENS; ROTMANS, 2002). A análise espacial das diferentes trajetórias é essencial para o planejamento do uso e ocupação do solo, bem como para o desenvolvimento de políticas públicas de ordenamento territorial.

Nos últimos anos, diversos estudos têm abordado o conceito de trajetórias de uso do solo. Lambin (1997) definiu trajetória de uso do solo como a sucessão de tipos de cobertura da terra para uma dada unidade de amostragem entre dois anos de observação. O autor sugere que caminhos de mudança de uso do solo, dependentes de contextos regionais, podem ser reconhecidos. Em estudos sobre intensificação agrícola, Turner II e Ali (1996) examinaram trajetórias de mudança agrícola em famílias rurais de Bangladesh entre 1950 a 1986. O estudo destacou o impacto relativo do crescimento populacional, mercado e infraestrutura, estratégias de cultivo e produtividade da terra. Brondizio (2005) desenvolveu um modelo conceitual e argumentos empíricos para avaliar as dinâmicas intrarregionais de mudança do uso do solo, integrando dados qualitativos e quantitativos.

Lu *et al.* (2013) realizaram análises comparativas em múltiplas escalas das mudanças de uso e cobertura da terra em diferentes ambientes biofísicos na Amazônia. O estudo examinou trajetórias de mudança de uso do solo a partir de imagens Landsat e dados censitários, e determinou diferentes padrões de mudanças espaçotemporais. A análise de mudança de uso do solo ao longo do tempo fornece uma visão geral das tendências de mudança, e tais trajetórias podem ser mais bem examinadas em uma escala por pixel. Cropper, Puri, Griffiths (2001) estudaram o impacto de estradas na conversão de florestas para a agricultura na Tailândia entre 1976 e 1989. Eles descobriram que grande parte do desmatamento na Tailândia pode ser devido à agricultura comercial e não de subsistência. Southworth, Nagendra, Tucker (2002) estudaram as relações entre trajetórias de mudança da cobertura florestal e variáveis sociais no oeste de Honduras entre 1987 e 1996 usando métricas de paisagem. Moran, Brondizio, McCracken (2002) analisaram o impacto das trajetórias de uso da terra na fertilidade do solo, sucessão e estratégias de cultivo na Amazônia. Mertens e Lambin (2000) usaram um modelo espacial de trajetórias de mudança da cobertura da terra para estudar processos de desmatamento no sul dos Camarões. O estudo mostra que a modelagem de trajetórias de uso do solo ao longo dos anos melhorou a previsão de probabilidades de desmatamento. Recentemente, Mas, Nogueira

e Franca-Rocha (2019) utilizaram sequências de mapas anuais de uso e ocupação da terra no Nordeste brasileiro para discriminar diferentes tipos de padrões de ocupação do solo numa região de fronteira agrícola.

A demarcação de terras indígenas e criação de unidades de conservação têm sido estratégias das mais eficazes para proteger a floresta e ecossistemas sensíveis (SCHWARTZMAN; NEPSTAD; MOREIRA, 2000; SUTHERLAND, 2003; RICKETTS *et al.*, 2010; SOARES-FILHO *et al.*, 2010; NELSON; CHOMITZ, 2011; JOPPA; LOARIE; PIMM, 2008; GORENFLO *et al.*, 2012; SOARES-FILHO, 2016). Soares-Filho *et al.* (2006) avaliaram o efeito das áreas protegidas na Amazônia brasileira sobre a redução de emissões advindas do desmatamento e encontraram, para o período entre 1997 e 2008, um efeito inibidor em três tipos distintos de áreas protegidas: terras indígenas, unidades de conservação de proteção integral e unidades de conservação de uso sustentável. Além disso, os autores afirmam que a expansão das áreas protegidas ocorrida no início dos anos 2000 foi responsável por 37% da redução do desmatamento observado entre 2004 e 2006.

Posteriormente, Kere *et al.* (2017), com o mesmo objetivo de avaliar o efeito das áreas protegidas sobre o desmatamento na Amazônia, encontrou um efeito positivo das áreas protegidas sobre a redução no desmatamento entre 2005 e 2009, chamando a atenção para o fato de as terras indígenas serem mais eficientes em comparação com as unidades de conservação, bem como para o fator temporal, em que as áreas protegidas criadas mais recentemente apresentam um efeito inibidor maior. Oviedo *et al.* (2019a) estudaram as trajetórias de mudança da cobertura vegetal natural nas áreas prioritárias identificadas na 1ª Atualização das Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007). O estudo mostrou que, entre 1985 a 2017, a cobertura vegetal natural nas áreas prioritárias que não foram destinadas para áreas protegidas sofreu uma redução de 11%, enquanto nas áreas prioritárias convertidas em áreas protegidas a redução foi de 4%. A análise comparativa dos conjuntos de polígonos mostrou um efeito significativo das terras indígenas e unidades de conservação na manutenção de maiores proporções de cobertura vegetal natural em relação aos polígonos não convertidos em áreas protegidas.

Este artigo visa descrever a contribuição dos territórios tradicionalmente ocupados na manutenção da cobertura vegetal natural no Brasil e as políticas públicas que afetam esses territórios. As perguntas que motivaram o estudo foram: Como a cobertura vegetal natural tem se modificado nos últimos anos nas áreas protegidas e nos territórios tradicionalmente ocupados em comparação ao seu entorno, e qual é a situação atual? Qual a efetividade das áreas protegidas e dos territórios tradicionalmente ocupados na manutenção da cobertura vegetal natural?

5.1.1. Metodologia

O objetivo do presente estudo é determinar a relação numérica entre a cobertura vegetal natural no interior de um conjunto de territórios e em seu entorno ao longo do tempo. Para determinar essa relação, foram coletados dados georreferenciados de diversas fontes, para constituir um banco de dados geográfico (BDG) abrangente, e categorizado, sobre os territórios tradicionalmente ocupados (TTOs) no Brasil. A informação sobre cobertura da terra foi obtida através de dados da iniciativa MapBiomas. Finalmente, as relações espaçotemporais entre os dados foram determinadas mediante o uso da plataforma Google Earth Engine (GEE) (GORELICK *et al.*, 2017), e tratadas estatisticamente utilizando a linguagem de *scripting R* (R CORE TEAM, 2019). A seguir são detalhadas: a constituição do BDG, as categorias adotadas para os dados MapBiomas, e os procedimentos algorítmicos e estatísticos adotados para a análise dos resultados.

5.1.1.1. Constituição do BDG de TTOs

O intuito principal nessa etapa foi coletar dados georreferenciados de territórios ocupados tradicionalmente, em diversas fases do processo de titulação, e constituir um banco de dados consistente. Nesse banco de dados, para além do nome e da geometria da área, foram consignados:

- Situação de reconhecimento do território;
- Data de reconhecimento oficial do território, se houver;
- Município onde o território se encontra;
- Estado onde o território se encontra;
- Bioma onde o território se encontra.

Com o intuito de evitar uma excessiva complexificação da análise, a localização do território em relação ao município, estado e bioma foi referida ao centroide (ponto central) do mesmo.

Os tipos de territórios tradicionalmente ocupados sistematizados foram:

- Terras Indígenas (TIs) recolhidas em bases oficiais, em diversas situações de reconhecimento. Para este trabalho foram cartografadas apenas as TIs cujos polígonos constam no banco de dados geográfico do Instituto Socioambiental (ISA, 2018a). Isto é, 611 TIs, em novembro de 2018.³
- Terras Indígenas de territórios guarani-falantes, também em situações diversas no processo de titulação, em um número total de 97 territórios (CTI, 2017).
- Territórios Quilombolas (TQ). Informações sobre 400 territórios obtidas no Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) em novembro de 2018, complementadas com nove territórios presentes na base anterior (2017).

³ Em novembro de 2020 no banco de dados do ISA havia um total de 724 Terras Indígenas. <https://terrasindigenas.org.br/pt-br/brasil>. Ver também Seções 2, 3 e 4 deste Diagnóstico.

Esses territórios também se encontram em situações diversas no processo de titulação. Neste trabalho não foram considerados os TQs com menos de 1 hectare e/ou os TQs localizados em áreas urbanas. Nem os TQs cujo processo de titulação é estadual (Ver Seções 2, 3 e 4 deste Diagnóstico).

- Unidades de Conservação para Populações e Comunidades Tradicionais (UC-PCT), coletadas no banco de dados geográfico do Instituto Socioambiental (ISA, 2018b) em novembro de 2018, referentes às categorias Reserva Extrativista (RESEX) e Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS)⁴.
- Assentamentos com presença de populações tradicionais (PA-PCT), coletados dados oficiais do INCRA, referentes a assentamentos das categorias Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE), Projeto Estadual de Assentamento Agroextrativista (PEAEX) e RDS não contemplados no item anterior.
- Cadastro Ambiental Rural relativo a Populações e Comunidades Tradicionais (CAR-PCT). Elaborado durante os anos de 2017 e 2018 pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB), consiste em uma base de 1.659 polígonos (excluídas as sobreposições com os itens anteriores). As informações disponibilizadas pelo SFB não incluem a caracterização da população cadastrada.

Finalmente, e para evitar erros de estabilidade numérica associados à resolução dos dados MapBiomas, foram eliminados do banco de dados os territórios de superfície menor de 1 hectare. A Tabela 1 sistematiza o conjunto de dados coletados e filtrados. A Tabela 2 apresenta a relação de áreas que teve dados coletados totalizados por categoria e em tamanho relativo à extensão nacional.

Tabela 1. Dados georreferenciados sobre os territórios tradicionalmente ocupados do Brasil considerados na análise

Tipo TTO	Tipo dado	Fontes	Número	Área (Mha)
Terras Indígenas	Polígono	ISA, 2018a (CTI, 2017)	708	117.229
Unidades de Conservação (RDS, RESEX)	Polígono	ISA, 2018b	155	37.280
Quilombos	Polígono	INCRA, 2018	386	3.29038
Assentamentos (PAE, PEAEX)	Polígono	INCRA, 2018	387	10.089
CAR-PCT	Polígono	SICAR, 2018	1165*	0.706

*removidas sobreposições com camadas anteriores.

Tabela 2. Dados georreferenciados sobre os territórios tradicionalmente ocupados do Brasil

4 Há outras categorias de unidades de conservação com a presença de população humana, chamadas de uso sustentável, não incluídas neste artigo. Ver Seção 3 neste Diagnóstico.

Tipo TTO	Número	Área (Mha)	%Brasil
Terras Indígenas	708	117.23	13,77%
Unidades de Conservação	155	37.60	4,42%
Assentamentos	387	10.86	1,28%
Quilombos	386	3.25	0,38%
CAR-PCT	1165*	0.71	0,08%
TOTAL	2801	168.55	19,79%

*removidas sobreposições com camadas anteriores.

Em relação aos biomas brasileiros, a Tabela 3 mostra a distribuição de cada TTO analisado.

Tabela 3. Distribuição dos Territórios estudados nos biomas brasileiros

TTOs	Amazônia	Caatinga	Cerrado	Mata Atlântica	Pampa	Pantanal	Total
CAR-PCT	17	792	107	245	4		1165
PA-PCT	386		1				387
TI	323	39	98	207	36	5	708
TQ	126	68	56	123	13		386
UC-PCT	125	4	7	19			155
Total	977	903	269	594	53	5	2801

5.1.1.2. Dados de cobertura da terra

As informações disponíveis sobre evolução da cobertura da terra no território brasileiro não são, ainda, muito numerosas. O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais tem liderado o esforço pelo monitoramento e mapeamento da cobertura do solo, inicialmente na Amazônia, mediante o projeto TerraClass⁵ e atualmente também no Cerrado⁶. Atualmente estão disponíveis informações de média resolução (30 metros) para os anos de 2004, 2008, 2010, 2012 e 2014 para a Amazônia, e de 2013 para o Cerrado. Em relação a outros biomas, existem informações heterogêneas, em relação à resolução e anos de abrangência⁷.

As fontes citadas possuem alta confiabilidade do ponto de vista da precisão do mapeamento. Com efeito, os mapas realizados são o resultado de um esforço de interpretação e delineação manual, ou semiautomática, de feições sobre imagens de satélite. As áreas definidas em cada mapa são auditadas por pesquisadores com amplo conhecimento de campo, e, se necessário, corrigidas manualmente, o que gera mapas de alta exatidão. Porém, a falta de

5 <https://www.terraclass.gov.br/>.
6 <http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/>.
7 Relativas à Mata Atlântica: SOS Mata Atlântica/INPE, FBDS; Caatinga: Embrapa/INPE; Pampa: UFRGS/MMA.

informações referentes a diferentes anos inviabiliza, na maior parte dos casos, a análise das trajetórias de conversão de vegetação natural almejada pelo presente trabalho.

Assim, foi julgado mais conveniente fazer uso das informações geradas pelo projeto MapBiomas. As informações geradas possuem uma resolução comparável com os mapas mencionados anteriormente (30 metros), abrangência nacional, e cobrem, anualmente, o período de 1985 a 2018. Apesar de recentes, os dados MapBiomas já têm embasado um número significativo de estudos de ampla repercussão⁸.

A metodologia MapBiomas é pública e está disponível no site do projeto, sob a forma de ATBD (Documento Base da Teoria do Algoritmo), para cada região mapeada. A exatidão dos resultados do MapBiomas é inferior à dos mapas pré-existentes e gira entorno do 92%⁹. Essa perda de exatidão é devida à ausência de correções manuais nos resultados finais da metodologia proposta pelo projeto. Erros detectados geram novos parâmetros de classificação que irão afetar todos os mapas para todos os anos. Essa metodologia permite a replicação e a aplicação rápida para novos anos e regiões.

Os dados utilizados no presente trabalho são referentes à coleção 4.1 do MapBiomas, disponibilizada pelo projeto no mês de maio de 2020.

5.1.1.3. Cômputo de trajetórias de cobertura

Para determinar o histórico de conversão da vegetação nativa, foram realizadas as seguintes etapas, mediante um *script* na plataforma Google Earth Engine (GORELICK *et al.*, 2017):

- 1. Reclassificação das categorias dos mapas de entrada. A legenda utilizada pelo projeto MapBiomas, coleção 4.1 foi analisada e cada classe foi reclassificada em três categorias (0=ausência de vegetação nativa, 1=presença de vegetação nativa, 2=não observado, água, afloramento rochoso), conforme a Tabela 4.

Tabela 4. Reclassificação da legenda de cobertura da terra adotada pelo MapBiomas

Legenda	ID	Reclass
1. Floresta	1	1
1.1. Floresta Natural	2	1
1.1.1. Formação Florestal	3	1
1.1.2. Formação Savânica	4	1
1.1.3. Mangue	5	1
1.2. Floresta Plantada	9	0

8 Ver, por exemplo, DINIZ et al., 2019; PARENTE et al., 2019; SOUZA JR. et al., 2019.
9 Para obter informações detalhada sobre a acurácia dos dados do projeto MapBiomas, acessar: <https://mapbiomas.org/analise-de-acuracia>.

Legenda	ID	Reclass
2. Formação Natural não Florestal	10	1
2.1. Área Úmida Natural não Florestal	11	1
2.2. Formação Campestre	12	1
2.3. Apicum	32	1
2.4. Outra Formação Natural não Florestal	13	1
3. Agropecuária	14	0
3.1. Pastagem	15	0
3.2. Agricultura	18	0
3.2.1. Cultura Anual e Perene	19	0
3.2.2. Cultura Semiperene	20	0
3.3. Mosaico de Agricultura e Pastagem	21	0
4. Área não vegetada	22	2
4.1. Praia e Duna	23	1
4.2. Infraestrutura Urbana	24	0
4.3. Afloramento Rochoso	29	2
4.4. Mineração	30	0
4.5. Outra Área não Vegetada	25	2
5. Corpos D'água	26	2
5.1. Rio, Lago e Oceano	33	2
5.2. Aquicultura	31	0
6. Não Observado	27	2

2. Para cada território, definido por um polígono, e para cada ano da série MapBiomas (1985-2018) foi realizado o cálculo da proporção de cobertura vegetal (CV) natural (classe 1) frente ao total de área do território, excluindo áreas alagadas e não observadas (classe 2). A partir desses dados, foram calculadas as taxas de desmatamento¹⁰ anuais, mediante a subtração do valor de CV correspondente a um ano com o valor de CV do ano anterior.
3. Repetição dos cálculos para as áreas de entorno (*buffers*) de 2, 5 e 10 quilômetros de raio, conforme esquematizado na Figura 1.

¹⁰ No contexto do presente trabalho o termo ‘desmatamento’ deve ser entendido como a área que sofreu remoção da cobertura vegetal natural menos a área regenerada, em um determinado território.

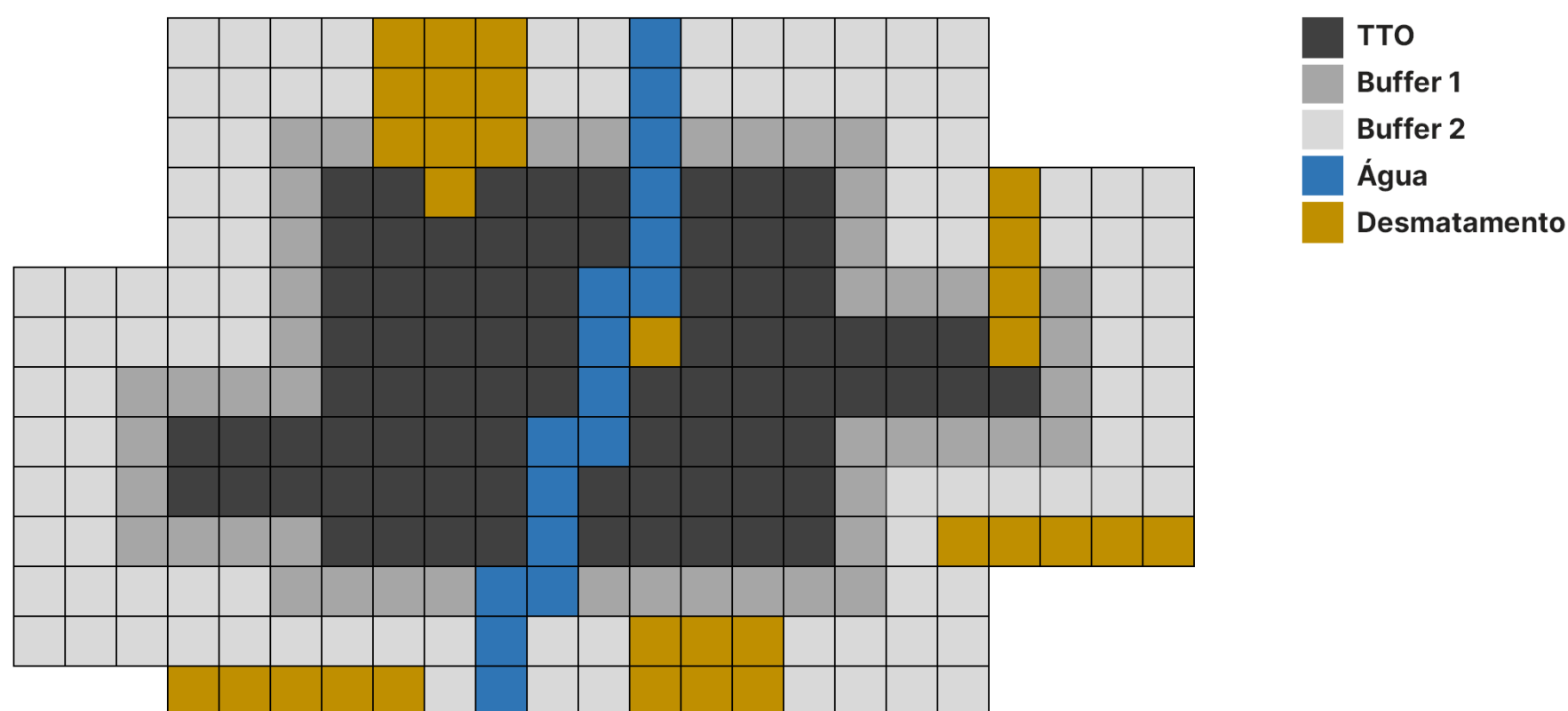


Figura 1. Cálculo da proporção de cobertura vegetal natural para as áreas de entorno dos TTOs. Explicação no texto. Fonte: Elaboração dos autores.

Conforme a Figura 1, o número de *pixels* no território considerado é 94. Desse total, 10 *pixels* estão classificados como água e três foram desmatados. O índice de preservação (IP) interno seria então de:

$$IP = (94 - 10 - 3) / (94 - 10) = 96,4\%$$

O entorno (*buffer*) mais próximo do TTO teria 47 *pixels* preservados sobre um total de 54 *pixels*, sendo que 3 estão classificados como água e não serão contabilizados nos cálculos. O índice final é de:

$$IP = 47 / (54 - 3) = 92,15\%$$

O entorno (*buffer*) mais externo do TTO teria um índice de:

$$IP = 105 / (133 - 4) = 81,3\%$$

A Figura 2 resume o fluxo de etapas para o cálculo das trajetórias de cobertura vegetal natural.

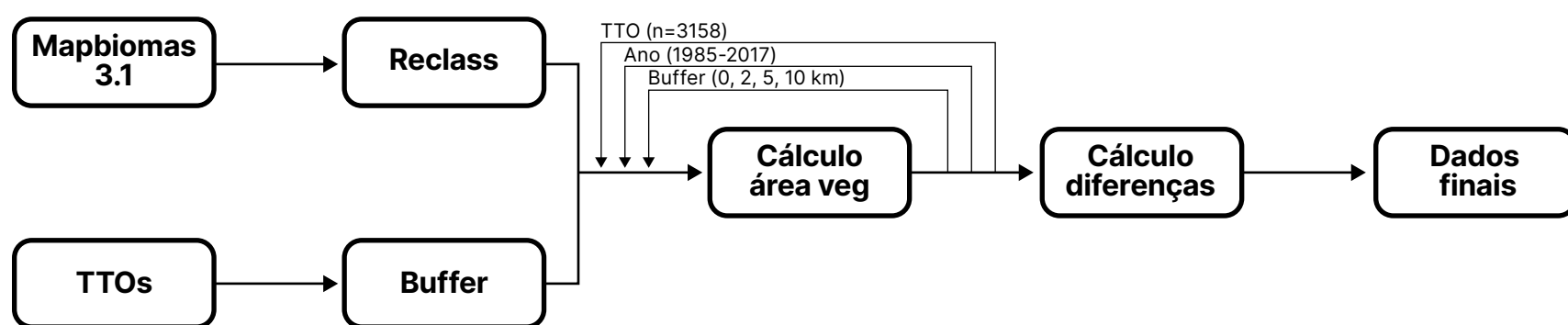


Figura 2. Fluxo de etapas para o cálculo das trajetórias de cobertura vegetal natural. Fonte: Elaboração dos autores.

5.1.1.4. Análise qualitativa das trajetórias gerais de desmatamento

Inicialmente, e como primeira aproximação ao conjunto de dados gerados, foram analisadas as trajetórias históricas de desmatamento, entendendo o desmatamento como a diferença entre a quantidade de vegetação removida em um determinado período e a quantidade de vegetação regenerada, em uma determinada área. A análise das trajetórias foi realizada, nesse primeiro momento, de forma qualitativa. Especificamente para cada conjunto de TTOs do mesmo tipo e bioma foi ajustado e plotado um modelo GAM (*generalized additive model*), que reflete a tendência geral ao longo do tempo do parâmetro ajustado.

5.1.1.5. Análise de trajetórias de conversão: similaridade TTO-entorno

O intuito da segunda análise foi determinar estatisticamente se a evolução do desmatamento no interior dos TTOs era similar ou não à evolução no entorno imediato e no entorno regional. Para tal foram determinadas as séries temporais de taxas de remoção (ou regeneração) de cobertura vegetal, a partir dos dados elaborados conforme especificado no item anterior. Essa determinação foi realizada no interior do território, e no entorno, definido por *buffers* de 2, 5 e 10 quilômetros. Adicionalmente foram calculadas as taxas de desmatamento e regeneração associadas a cada um dos biomas considerados.

5.1.1.6. Análise de trajetórias de conversão: tendências

O passo seguinte foi determinar se existe uma tendência consistente na evolução da ocupação dos territórios estudados em relação ao entorno. Tal análise visa identificar qual foi a evolução temporal, desde 1985 do desmatamento, em relação ao entorno.

Para responder à pergunta foi aplicado o teste de tendência de Mann-Kendall (KENDALL, 1975) sobre a série das diferenças de proporção de cobertura vegetal natural entre cada território e o seu entorno. O resultado do teste indica se existe uma evolução estatisticamente significativa nessa diferença, e em que sentido tem sido (isto é, se o entorno tem tido um desmatamento consistentemente crescente em relação ao território ou não).

5.1.2. Resultados e discussão

A avaliação dos resultados de qualquer análise espacial de conjuntos heterogêneos de territórios deve ser realizada com cautela. A agregação dos resultados mediante, por exemplo, o cálculo da média de todas as taxas de desmatamento para todos os territórios estudados provavelmente não vai trazer um resultado relevante, devido à extrema heterogeneidade dos tipos de ocupação registrados no território brasileiro. Nesse sentido, é recomendável realizar uma estratificação, isto é, um tratamento estatístico categorizado que irá considerar grupos homogêneos de territórios. No contexto do nosso estudo, podemos afirmar que, mesmo tendo cada unidade territorial estudada um histórico diferente, e sendo submetida a dinâmicas de pressão únicas do ponto de vista espacial e temporal, a avaliação completa, e não amostral, de

todas as trajetórias de ocupação, categorizada pelo tipo de território e pelo bioma em que o mesmo se insere, permite aumentar a significância estatística dos valores médios de índices de conversão de cobertura vegetal determinados.

Para maior clareza na análise, a discussão geral não contempla os territórios recentemente incluídos no banco de dados do Cadastro Ambiental Rural, que serão objeto de uma análise independente. As análises a seguir contemplam então 1.636 territórios, distribuídos conforme especificado na Tabela 5.

Tabela 5. Territórios tradicionalmente ocupados considerados na análise global, por tipo e bioma

TTO	Amazônia	Caatinga	Cerrado	Mata Atlântica	Pampa	Pantanal	Total
PA-PCT	386	-	1	-	-	-	387
TI	323	39	98	207	36	5	708
TQ	126	68	56	123	13	-	386
UC-PCT	125	4	7	19	-	-	155
Total	960	111	162	349	49	5	1.636

TI: Terra Indígena, PA-PCT: projeto de assentamento para população tradicional; TQ: Território Quilombola; UC-PCT: Unidades de Conservação com População Tradicional.

5.1.2.1. Análise qualitativa das trajetórias gerais de desmatamento

O resultado inicial do processamento proposto mostrou uma tendência generalizada de aumento do desmatamento com o tempo, sendo essa tendência maior no entorno dos TTOs do que no interior dos mesmos.

Na Amazônia (Figura 3), esse efeito é especialmente claro nas TIs e nas UC-PCTs. Nos TQs e PA-PCTs esse efeito é menos claro e precisa de um estudo quantitativo específico (ver capítulos a seguir).

No Cerrado (Figura 4), percebemos como as TIs são muito menos desmatadas do que o seu entorno. Já as UC-PCTs mostram um comportamento menos claro, sofrendo uma pressão semelhante ao entorno. Os TQs e o único projeto de assentamento extrativista no bioma seguiram trajetórias de desmatamento similares ao entorno até o ano 2000, e a partir desse período se apresentam como uma eficiente barreira para o desmatamento crescente no entorno.

A partir de 2004, o sistema de monitoramento do INPE (PRODES) registra uma diminuição expressiva do desmatamento na Amazônia Legal (ainda que haja uma tendência de retomada desde 2012) e no Cerrado. Nos últimos anos, o desmatamento nesse bioma tem sido maior do que na Amazônia. As trajetórias de desmatamento observadas nos TTOs apresentam, no geral, magnitudes inferiores e não acompanham a trajetória observada no bioma.

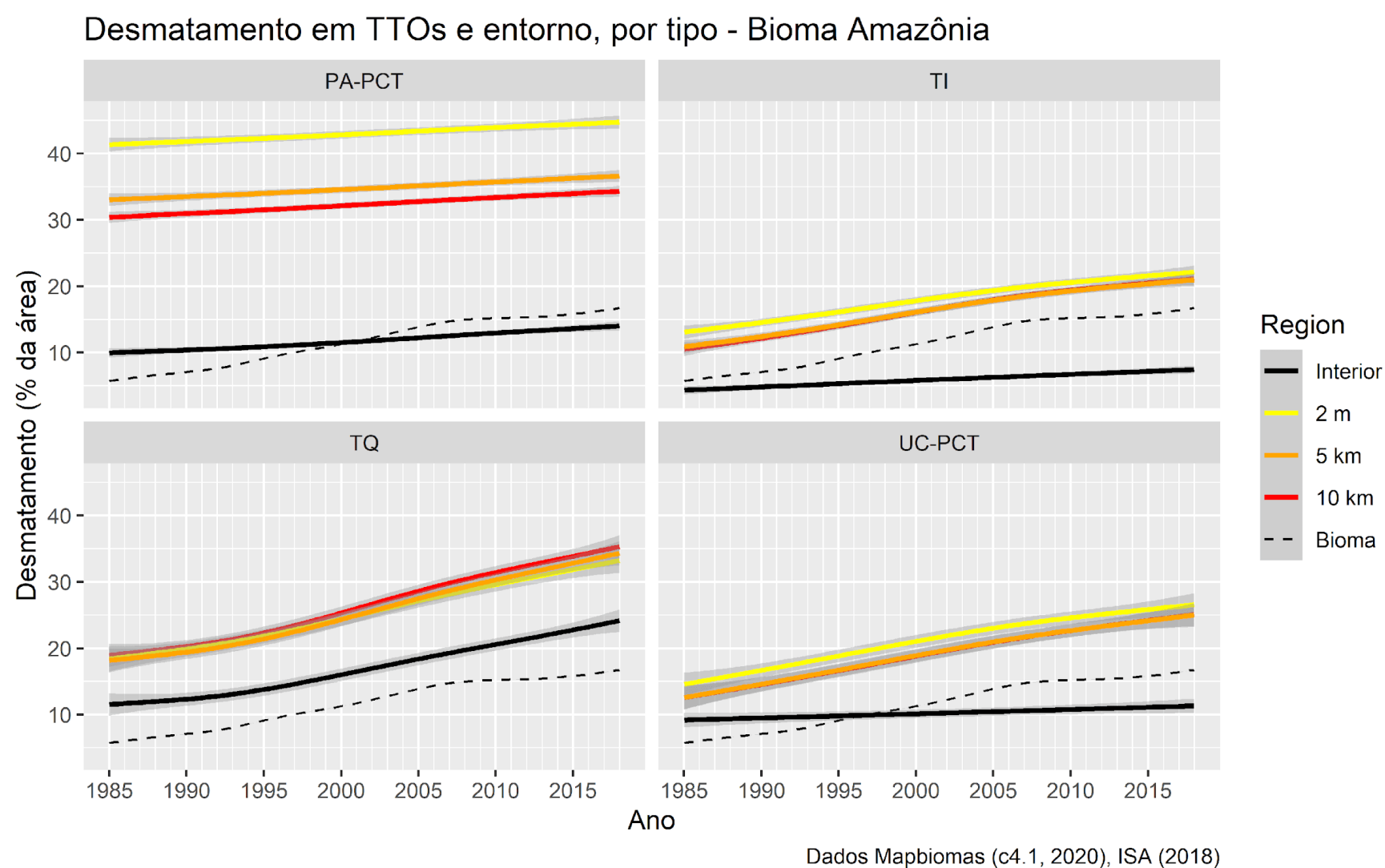


Figura 3. Evolução do desmatamento acumulado no bioma Amazônia, 1985-2018. PA-PCT: Projetos de assentamento com população tradicional; TI: Terra Indígena; TQ: Território Quilombola; UC-PCT: Unidades de Conservação com População Tradicional. As curvas se referem ao desmatamento no interior do território e no seu entorno (considerando distâncias de 2, 5 e 10 km). A curva pontilhada mostra a evolução do desmatamento no bioma. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

Na Mata Atlântica (Figura 5), as TIs e TQs se destacam por terem oferecido uma proteção significativa frente ao desmatamento do seu entorno. As UC-PCTs não apresentam tendências tão claras e serão objeto de discussão aprofundada mais adiante.

Na Caatinga (Figura 6) os dados relativos às TIs se comportam de forma análoga aos anteriores, mostrando não só que o desmatamento no interior das TIs é menor, mas que ele tem permanecido estável dentro de um panorama de desmatamento crescente, tanto no entorno imediato quanto no bioma. Já os TQs mostram uma tendência interessante. Apesar de no início da série histórica terem apresentado um maior uso, ao longo do tempo esse desmatamento tem permanecido menor do que no entorno, sendo atualmente similar, em termos absolutos, ao seu entorno. As UC-PCTs na Caatinga mostram um comportamento similar ao do entorno, numa primeira aproximação qualitativa. No próximo capítulo apresentamos uma análise mais aprofundada da evolução das taxas de desmatamento nessa categoria.

Os biomas Pantanal e Pampa (Figura 7), devido ao menor número de territórios tradicionais, oferecem dados menos confiáveis. As TIs mostram um comportamento similar ao do entorno, numa primeira aproximação qualitativa, nos dois biomas. Entretanto, surpreende a tendência de queda do desmatamento (regeneração) nas TIs e TQs do Pampa, que pode ser devida a uma anomalia no dado de entrada.

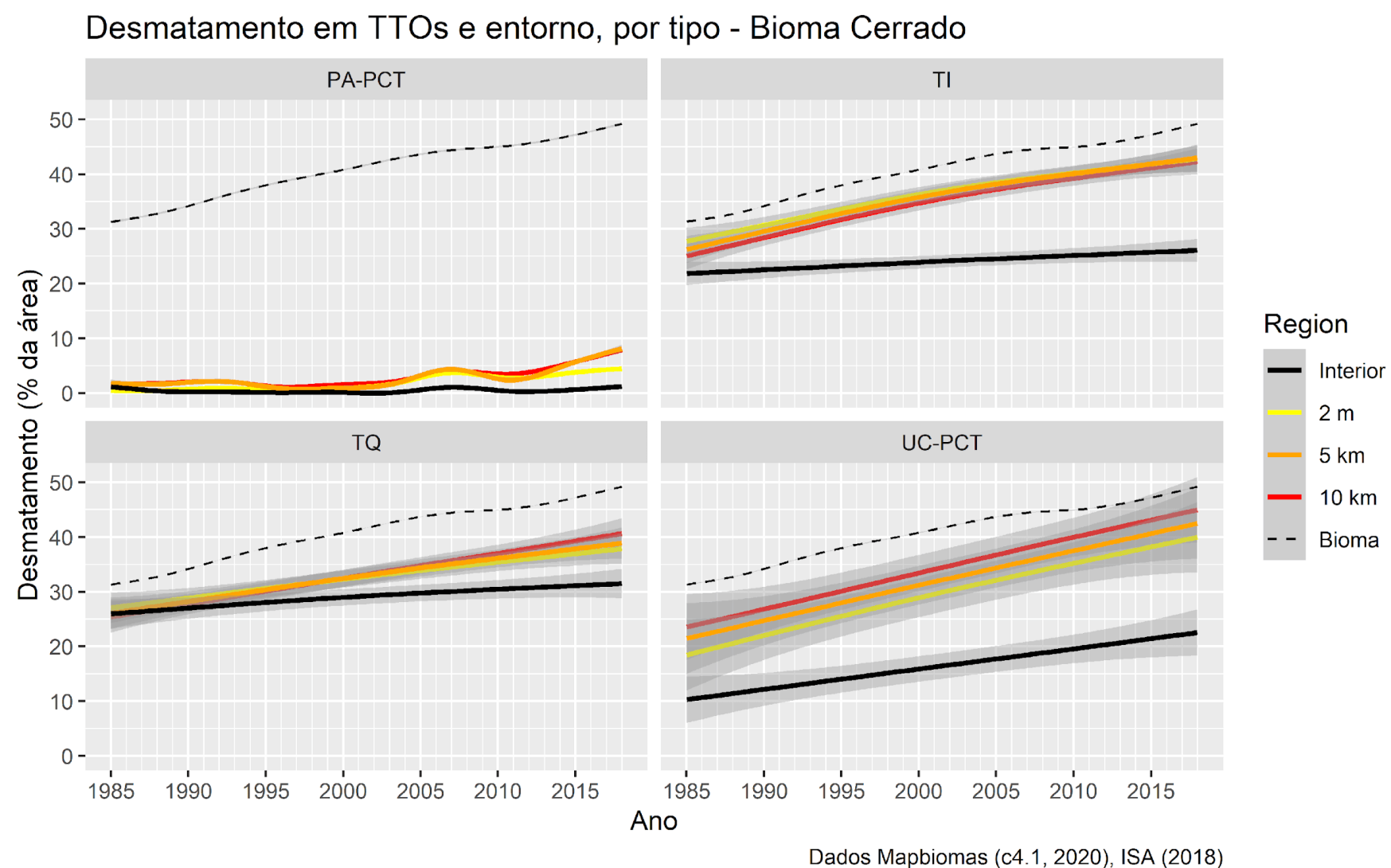


Figura 4. Evolução do desmatamento acumulado no bioma Cerrado, 1985-2017. PA-PCT: Projetos de assentamento com população tradicional; TI: Terra Indígena; TQ: Território Quilombola; UC-PCT: Unidades de Conservação com População Tradicional. As curvas se referem ao desmatamento no interior do território e no seu entorno (considerando distâncias de 2, 5 e 10 km). A curva pontilhada mostra a evolução do desmatamento no bioma. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

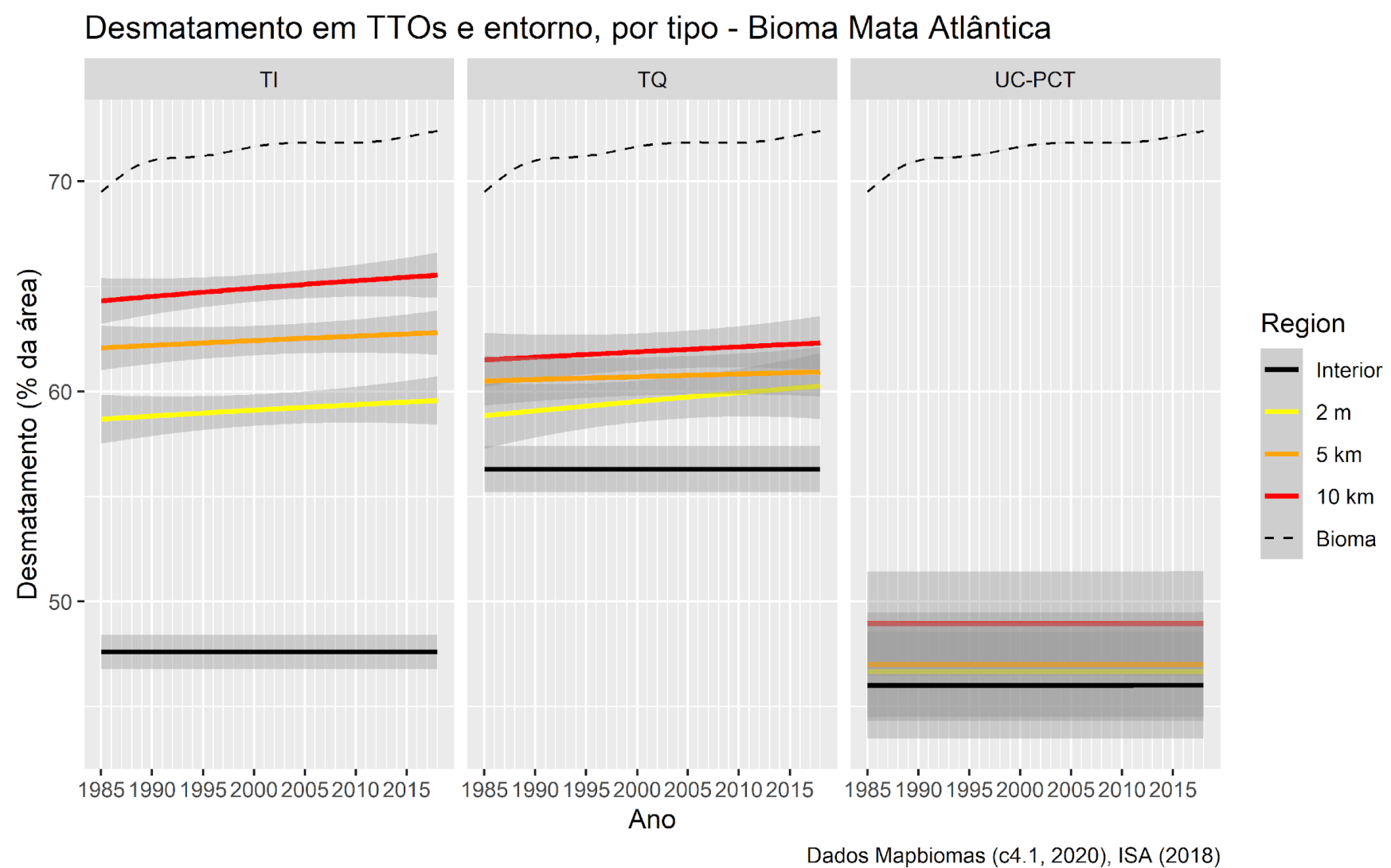


Figura 5. Evolução do desmatamento acumulado no bioma Mata Atlântica, 1985-2017. PA-PCT: Projetos de assentamento com população tradicional; TI: Terra Indígena; TQ: Território Quilombola; UC-PCT: Unidades de Conservação com População Tradicional. As curvas se referem ao desmatamento no interior do território e no seu entorno (considerando distâncias de 2, 5 e 10 km). A curva pontilhada mostra a evolução do desmatamento no bioma. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

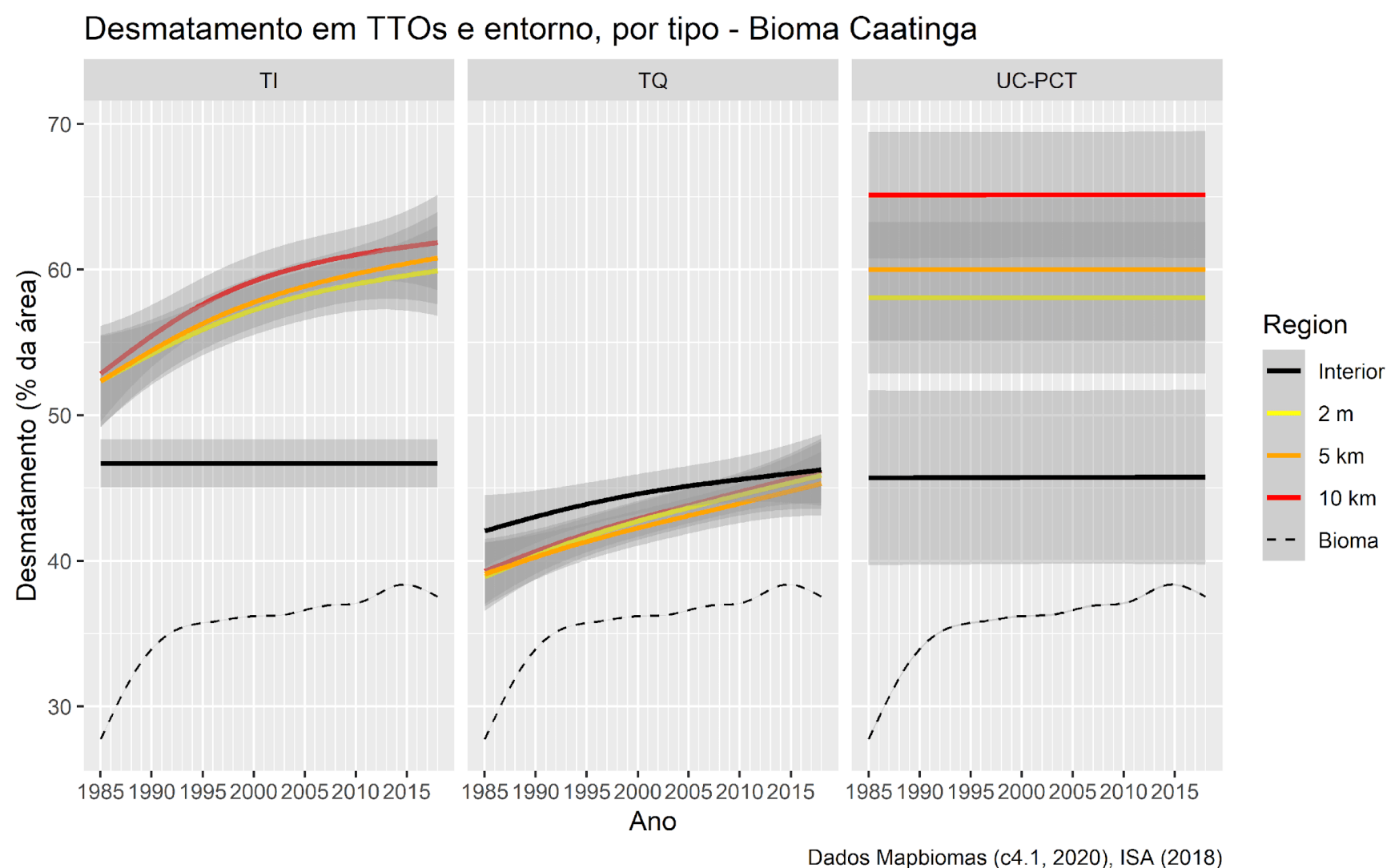


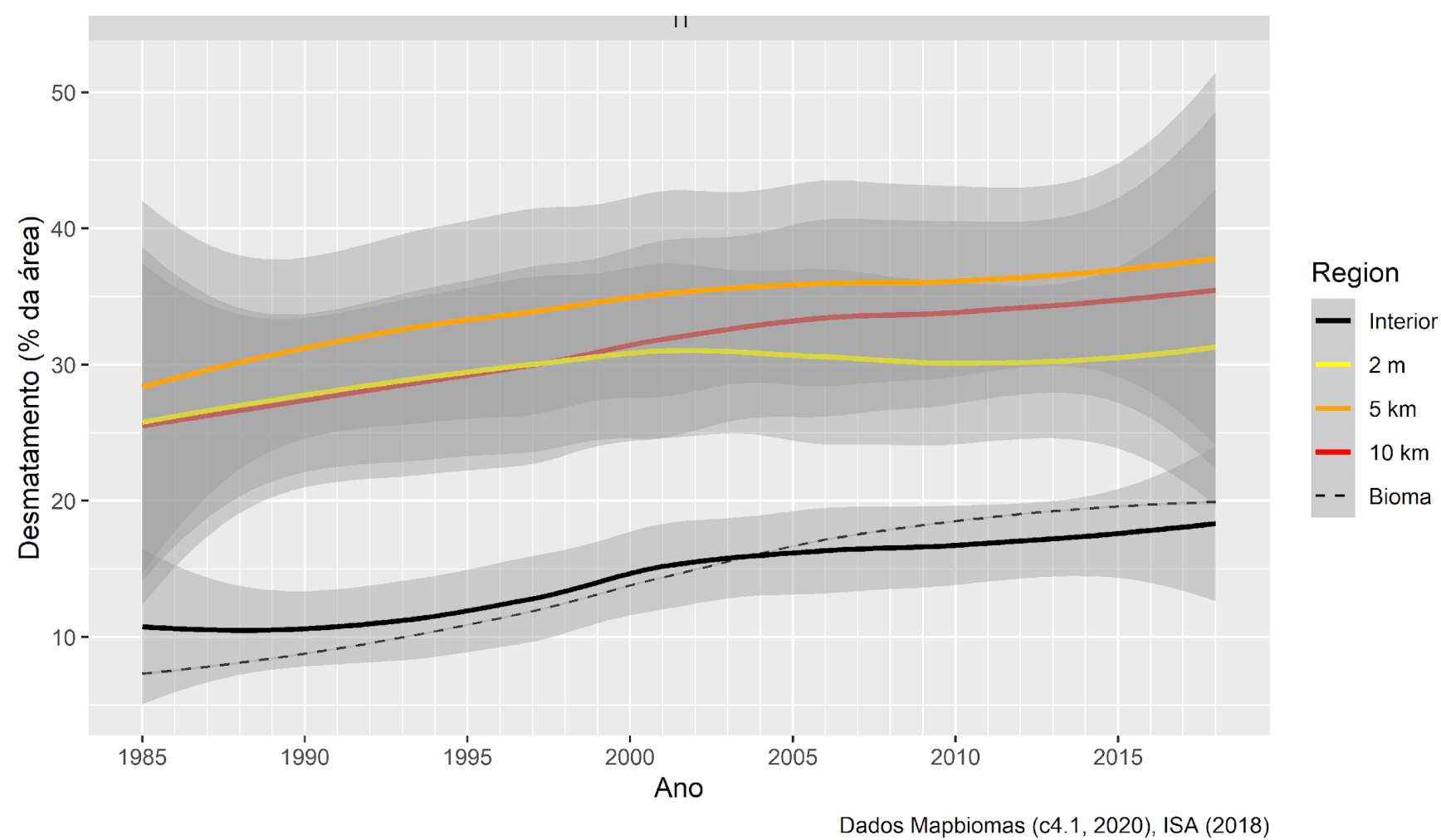
Figura 6. Evolução do desmatamento acumulado no bioma Caatinga, 1985-2017. TI: Terra Indígena; TQ: Território Quilombola; UC-PCT: Unidades de Conservação com População Tradicional. As curvas se referem ao desmatamento no interior do território e no seu entorno (considerando distâncias de 2, 5 e 10 km). A curva pontilhada mostra a evolução do desmatamento no bioma. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

5.1.2.2. Análise quantitativa das taxas de desmatamento diferenciais históricas

Entendemos ‘taxa de desmatamento diferencial’ como a quantidade de vegetação natural removida (ou acrescida) no entorno de um território, em um ano, menos a quantidade removida (ou acrescida) no interior do território. Para evitar distorções numéricas, as taxas são normalizadas pelo tamanho de cada área. Assim, a taxa de desmatamento diferencial de um determinado território compara a porcentagem do território que foi desmatada com a porcentagem desmatada do entorno, em um determinado ano. Para facilitar a leitura de gráficos e tabelas, as taxas diferenciais estão calculadas em partes por dez mil, isto é, as porcentagens obtidas foram multiplicadas por cem.

Inicialmente, a análise considerou as médias das taxas de desmatamento anuais incidentes sobre os TTOs analisados e o seu entorno. Devido ao grande intervalo temporal considerado (1985-2018) e à variabilidade histórica dos índices de desmatamento, o cálculo das médias tende a mascarar períodos anômalos, homogeneizando as variações nas taxas. O resultado disso são médias históricas de desmatamento diferencial bastante uniformes.

Com o intuito de refinar a análise, para além das médias para toda a série histórica, foi realizada uma análise detalhada das trajetórias temporais, para cada bioma e tipo de TTO. Essa análise qualifica as tendências estudadas e permite a definição de períodos de maior ou menor pressão sobre os TTOs.



Desmatamento em TTOs e entorno, por tipo - Bioma Pampa

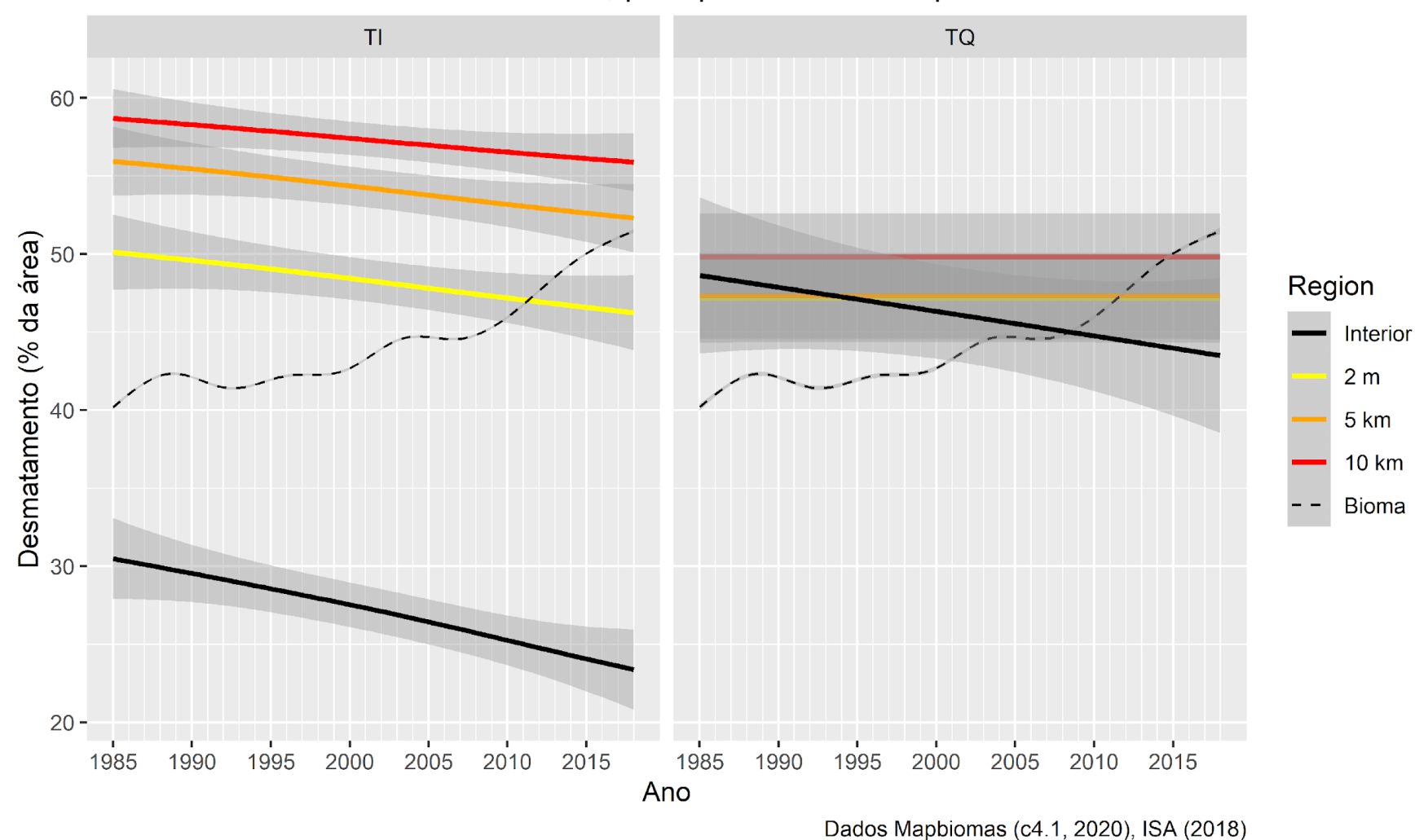


Figura 7. Evolução do desmatamento acumulado nos biomas Pantanal e Pampa, 1985-2017. TI: Terra Indígena; TQ: Território Quilombola. As curvas se referem ao desmatamento no interior do território e no seu entorno (considerando distâncias de 2, 5 e 10 km). A curva pontilhada mostra a evolução do desmatamento no bioma. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

Amazônia

O bioma Amazônia acumula a maior parte dos territórios estudados (708 sobre 1.636). Conforme mostra a Tabela 6, todos os tipos de território, excetuando os projetos de assentamento, mostram taxas de desmatamento superiores no seu entorno, com destaque para as unidades de conservação. A média mostra que, em conjunto, os TTOs estudados têm contribuído para a conservação da vegetação natural no bioma Amazônico, no período estudado.

No entanto, e como mostra a Figura 8, as diferenças encontradas com o entorno são pequenas, e na maior parte das vezes só é possível afirmar com segurança que os TTOs da Amazônia, num cômputo global, apresentam taxas de desmatamento menores que as tendências observadas no conjunto do bioma.

Tabela 6. Diferença nas taxas de desmatamento históricas entre o entorno dos territórios estudados e o seu interior, em percentagem sobre a área (as percentagens foram multiplicadas por 100 para facilitar a análise). Bioma Amazônia

Tipo de território	Desmatamento diferencial entorno-interior (% x 100)			Média Entorno	Bioma
	2 km	5 km	10 km		
Projeto Assentamento	-2	-1	0	-1	21
Terra Indígena	17	20	22	20	24
Território Quilombola	7	10	11	9	-4
Unidade de Conservação	27	28	28	28	24
Média	12	14	15	14	16

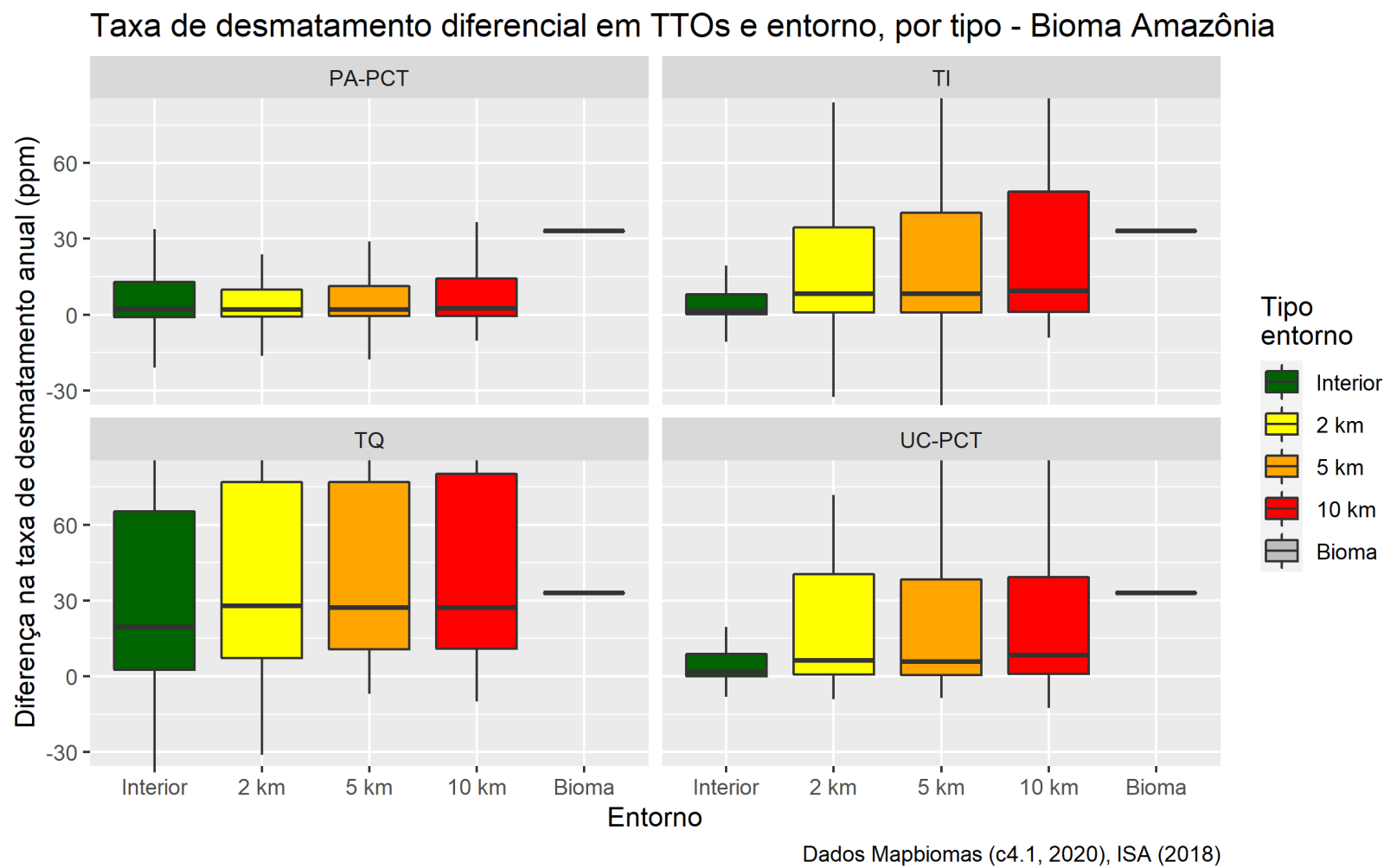


Figura 8. Gráfico boxplot das taxas médias de desmatamento por classe de território no bioma Amazônia. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

Os dados relativos às variações históricas das taxas diferenciais de desmatamento (Figura 9) permitem aprofundar a análise anterior. Para as TIs e UC-PCTs, é nítido o aumento do desmatamento no entorno dos territórios no período 1986-2005, com o valor máximo registrado em torno do ano 2001, correspondendo a um período de ocupação e abertura de fronteiras agrícolas no entorno dos territórios tradicionais, porém sem afetar o seu interior. Esse valor máximo é seguido de uma queda em direção ao nível zero de diferença, que sinaliza uma perda da eficácia dos territórios. Para os TQs, a pressão pelo desmatamento no interior e entorno dos territórios é maior do que no bioma desde 1995. A partir de 2012, o desmatamento chega ao interior dos territórios quilombolas com maior força do que no entorno. De forma similar, a partir de 2016, a taxa de desmatamento no interior das UC-PCTs e no seu entorno foi maior do que no bioma, o que sinaliza igualmente a chegada das frentes de pressão no interior dos territórios.

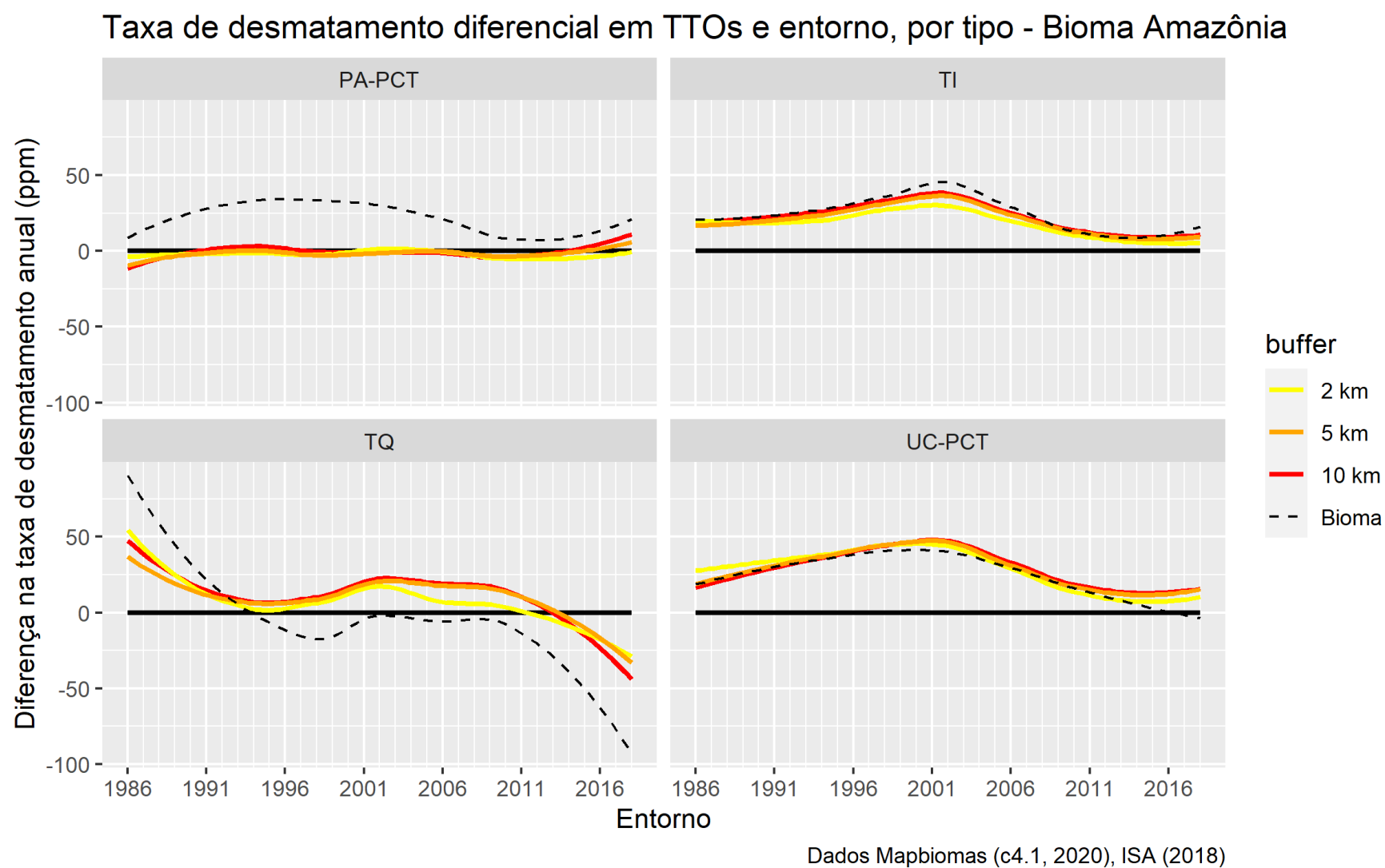


Figura 9. Variações históricas das taxas diferenciais de desmatamento no bioma Amazônia. Fonte: Dados MapBio-mas (C4.1, 2020), ISA (2018).

É clara então a redução das diferenças no período estudado, especialmente a partir de 2012. Isto indicaria uma diminuição da eficácia dos TTOs que tem sido atribuída às mudanças no contexto legislativo ambiental, sendo a mais relevante a mudança no Código Florestal¹¹.

Só os assentamentos da reforma agrária mostram uma diferença negativa, que pode ser associada aos processos de ocupação irregular dos mesmos (ALENCAR *et al.*, 2016).

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

Cerrado

Conforme mostra a Tabela 7, os TTOs no Cerrado têm sido, em média, mais eficazes na proteção contra o desmatamento. Os valores obtidos de desmatamento diferencial são superiores aos correspondentes na Amazônia, o que sugere um contexto de maior pressão e maior resistência dos territórios estudados.

Tabela 7. Diferença nas taxas de desmatamento históricas entre o entorno dos territórios estudados e o seu interior, em percentagem sobre a área (as percentagens foram multiplicadas por 100 para facilitar a análise). Bioma Cerrado

Tipo de território	Desmatamento diferencial entorno-interior (%·100)			Média Entorno	Bioma
	2 km	5 km	10 km		
Projeto Assentamento	12	19	19	17	53
Terra Indígena	30	34	36	33	37
Território Quilombola	10	14	21	15	28
Unidade de Conservação	22	21	17	20	11
Média	18	22	23	21	32

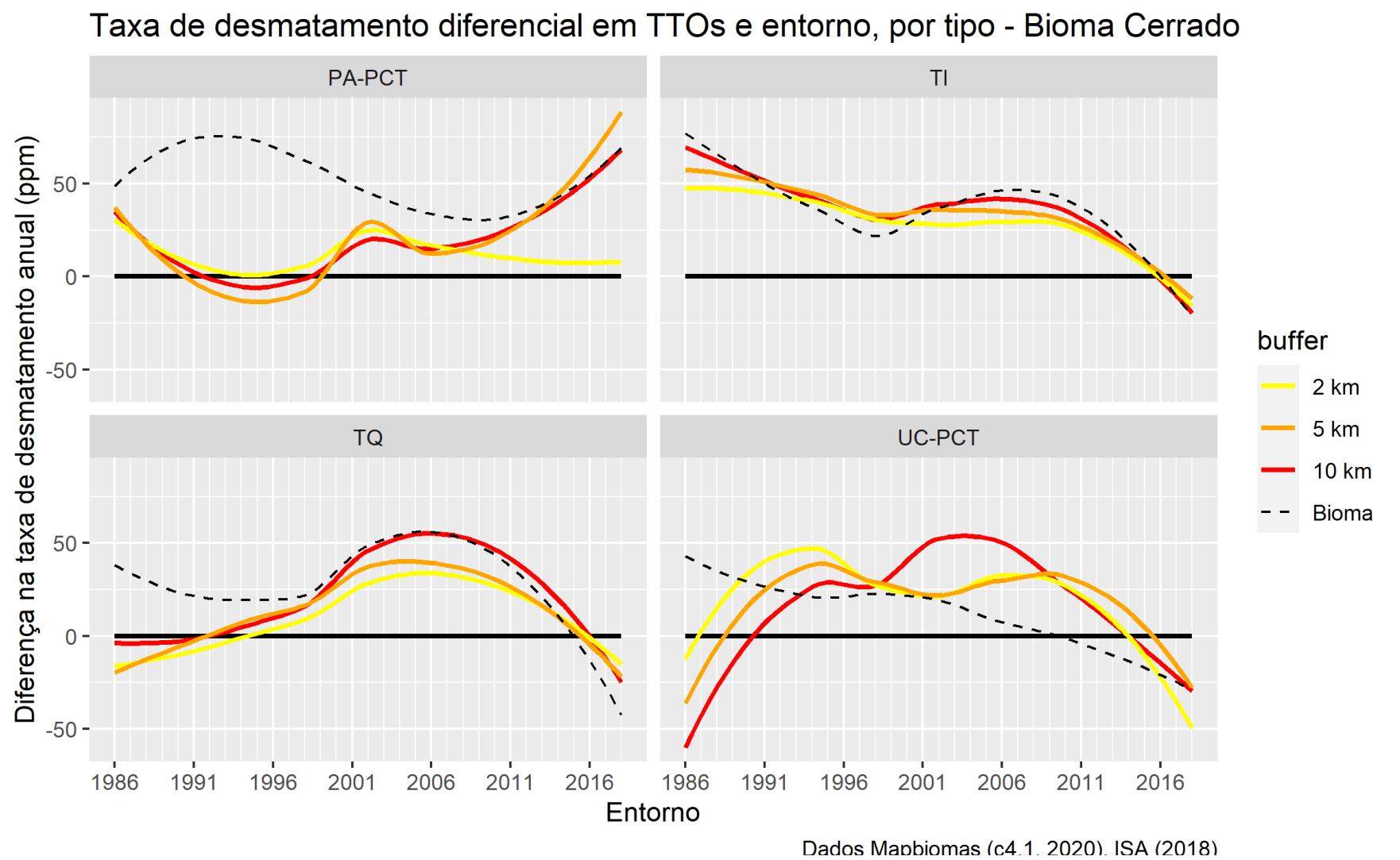


Figura 10. Variações históricas das taxas diferenciais de desmatamento no bioma Cerrado. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

A análise da série histórica (Figura 10) sugere uma sequência bastante conturbada de eventos. Só as TIs mostram uma eficácia positiva constante, porém em decaimento. Já as UC-PCTs mostram um pico de pressão entre 2004 e 2009, que tende a amenizar nos últimos anos. Entre 1995 e 2015, a taxa de desmatamento no interior das UC-PCTs e no seu entorno foi maior

do que no bioma. Os TQs mostram uma tendência contrária: após ter seu entorno fortemente desmatado entre 1995 e 2005, o *locus* do desmatamento tem se deslocado em direção ao interior dos territórios, o que sinaliza um forte incremento da pressão no decênio 2006-2016.

Mata Atlântica

A avaliação da evolução histórica das taxas diferenciais de desmatamento (Figura 11) ilustra um processo histórico complexo. No caso dos TQs, é nítida a diferença entre o momento em que o entorno foi fortemente desmatado, até 2011, e o período seguinte (2011-2018), em que o desmatamento atinge o interior dos territórios. Já no caso das UC-PCTs estudadas, observamos um momento crítico a partir de 2003, com uma pressão interna maior inclusive do que a taxa de desmatamento no bioma.

Tabela 8. Diferença nas taxas de desmatamento históricas entre o entorno dos territórios estudados e o seu interior, em percentagem sobre a área (as percentagens foram multiplicadas por 100 para facilitar a análise). Bioma Mata Atlântica

Tipo de território	Desmatamento diferencial entorno-interior (% x 100)			Média Entorno	Bioma
	2 km	5 km	10 km		
Terra Indígena	4	3	4	4	4
Território Quilombola	1	-2	-1	-1	-1
Unidade de Conservação	-1	1	0	0	1
Média	2	1	1	1	1

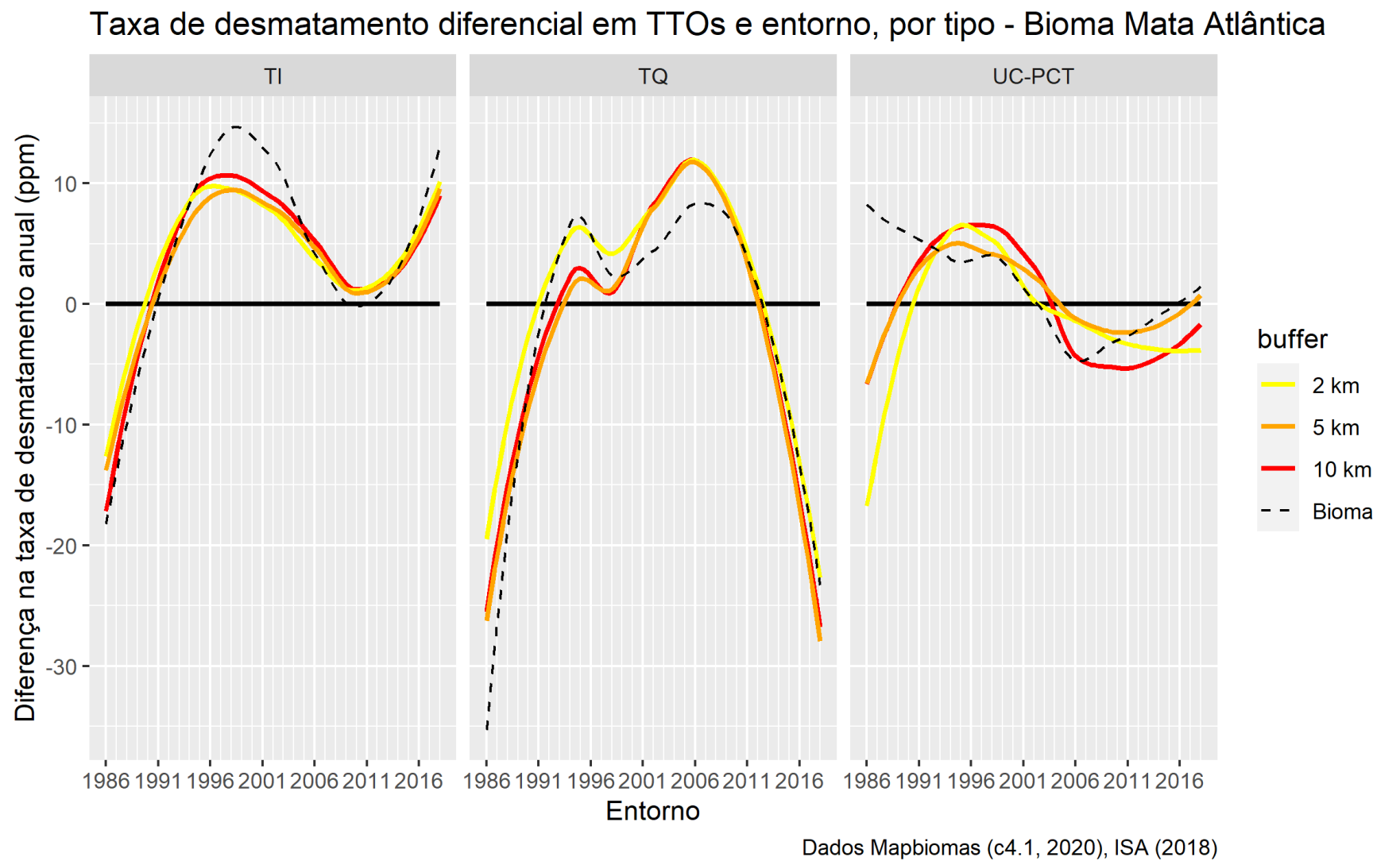


Figura 11. Variações históricas das taxas diferenciais de desmatamento na Mata Atlântica. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

No caso das TIs, chama a atenção o perfil de evolução das taxas, com um máximo temporalmente deslocado (em torno de 1997), e com um incremento similar na pressão, mas sem atingir valores de desmatamento no interior superiores ao entorno. Atualmente podemos dizer que a situação é de forte pressão, mas com uma tendência à melhoria.

Caatinga

Os TTOs na Caatinga apresentam trajetórias positivas para as TIs e TQs, e levemente negativos no caso dos UC-PCTs (Tabela 9). As TIs oferecem valores maiores de desmatamento diferencial, o que indica uma alta eficácia na proteção da cobertura vegetal.

Tabela 9. Diferença nas taxas de desmatamento históricas entre o entorno dos territórios estudados e o seu interior, em percentagem sobre a área (as percentagens foram multiplicadas por 100 para facilitar a análise). Bioma Caatinga

Tipo de território	Desmatamento diferencial entorno-interior (% x 100)			Média Entorno	Bioma
	2 km	5 km	10 km		
Terra Indígena	17	21	24	21	16
Território Quilombola	3	1	2	2	-1
Unidade de Conservação	-4	-2	5	0	7
Média	6	7	10	8	7

Observando a evolução temporal das taxas diferenciais de desmatamento para o bioma (Figura 12), podemos distinguir dinâmicas diferentes para cada tipo de território. No caso dos TQ, a evolução pode ser qualificada como muito preocupante. É possível constatar uma reversão da tendência dos últimos 20 anos, em que o entorno dos territórios sofria maior desmatamento do que o seu interior. Com efeito, a partir de 2010 essa tendência começa a mudar, o que indica um forte incremento da pressão sobre esses territórios.

As UC-PCTs apresentam índices negativos e, após ter seu interior fortemente desmatado até 1998, o desmatamento tem se deslocado em direção ao entorno dos territórios, indicando forte pressão a partir de 2014. A pequena quantidade de UC-PCTs no bioma privilegia dinâmicas locais, menos relevantes na nossa análise.

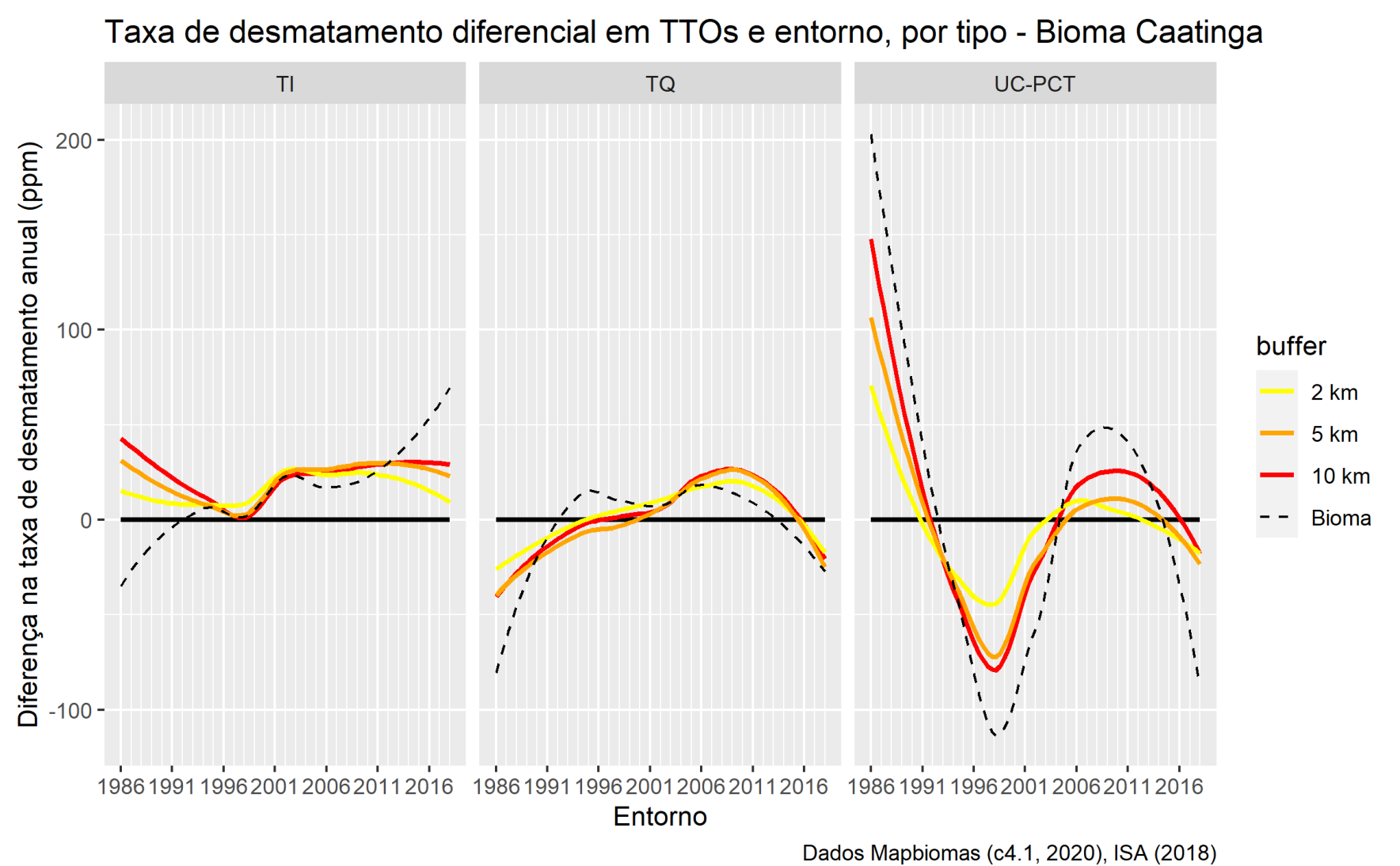


Figura 12. Variações históricas das taxas diferenciais de desmatamento no bioma Caatinga. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

Pantanal

Cinco territórios foram estudados no Pantanal, sendo todos eles TIs. A Tabela 10 mostra as médias das taxas diferenciais de desmatamento para esses territórios.

Tabela 10. Diferença nas taxas de desmatamento históricas entre o entorno dos territórios estudados e o seu interior, em percentagem sobre a área (as percentagens foram multiplicadas por 100 para facilitar a análise). Bioma Pantanal

Tipo de território	Desmatamento diferencial entorno-interior (% x 100)			Média Entorno	Bioma
	2 km	5 km	10 km		
Terra Indígena	-6	7	10	4	15

Apesar de ter valores predominantemente positivos, os dados relativos ao bioma Pantanal indicam uma tendência ao aumento na pressão nos TTOs e no seu entorno, denotada pela inversão das curvas de desmatamento diferencial do bioma e do entorno, por volta de 2014 (Figura 13).

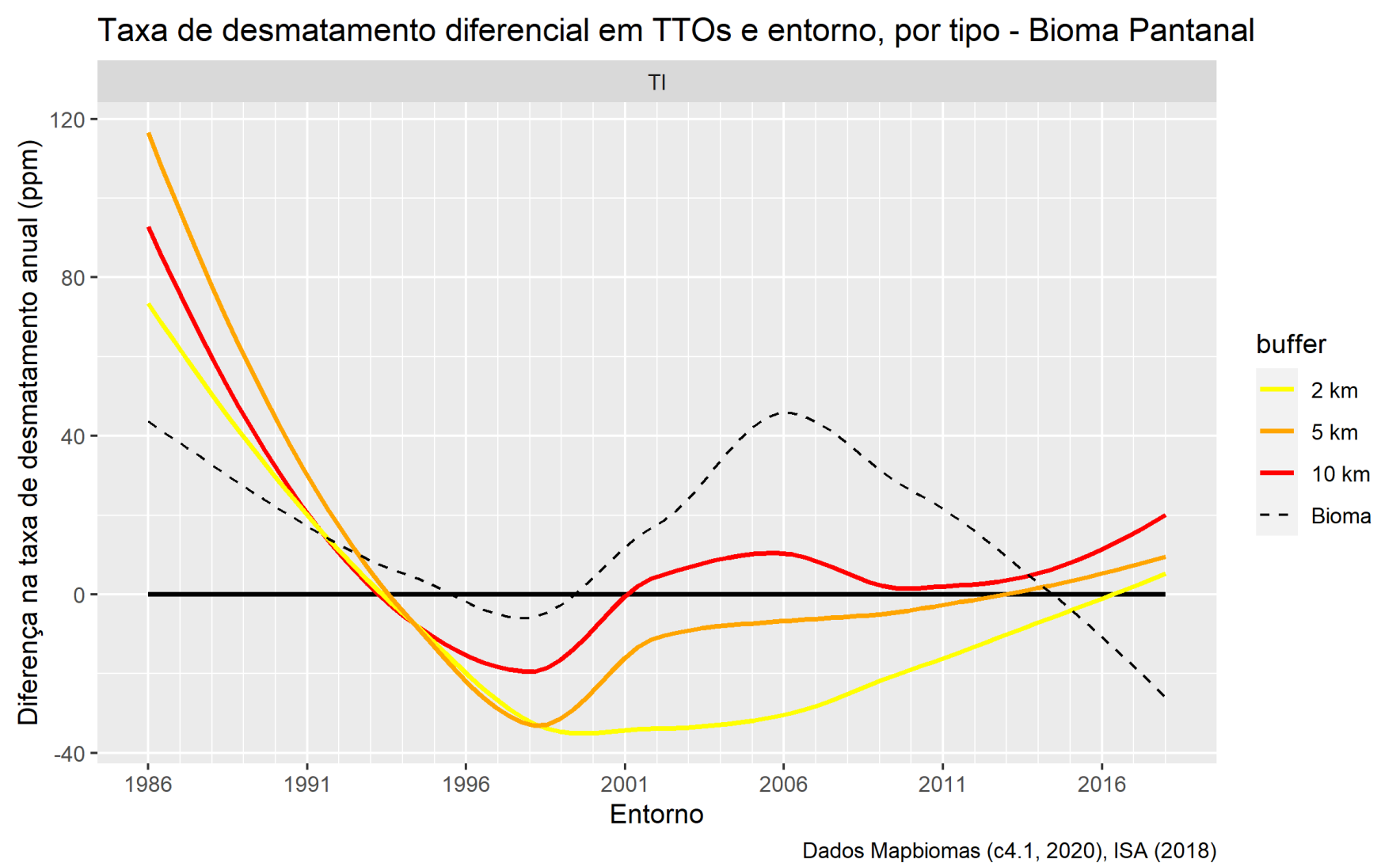


Figura 13. Variações históricas das taxas diferenciais de desmatamento no Pantanal. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

Pampa

O bioma Pampa possui 36 TIs e 15 TQs analisados. Conforme a Tabela 11, os TQs têm protegido de forma significativa a vegetação no seu interior, em relação ao entorno. Já as TIs têm sofrido maior pressão, mas têm se mostrado eficazes na contenção do desmatamento.

Tabela 11. Diferença nas taxas de desmatamento históricas entre o entorno dos territórios estudados e o seu interior, em percentagem sobre a área (as percentagens foram multiplicadas por 100 para facilitar a análise). Bioma Pampa

Tipo de território	Desmatamento diferencial entorno-interior (% x 100)			Média Entorno	Bioma
	2 km	5 km	10 km		
Terra Indígena	12	12	13	12	43
Território Quilombola	22	23	30	25	54
Média	17	18	22	19	48

A Figura 14 permite inferir que o momento de maior pressão sobre os TQs foi o período em torno de 2006. Após um período de menor pressão, os TQs têm se mostrado eficazes na contenção do desmatamento, em relação ao seu entorno. No caso das TIs, houve um período de pressão, entre 1998 e 2006, porém a partir de 2015 o desmatamento se afasta e os territórios se constituem como uma barreira até os anos mais recentes em que aparentemente haveria uma reativação dos focos de desmatamento no interior das Terras Indígenas. Devido à curta série temporal acusando essa mudança, esse resultado deve ser tomado com precaução.

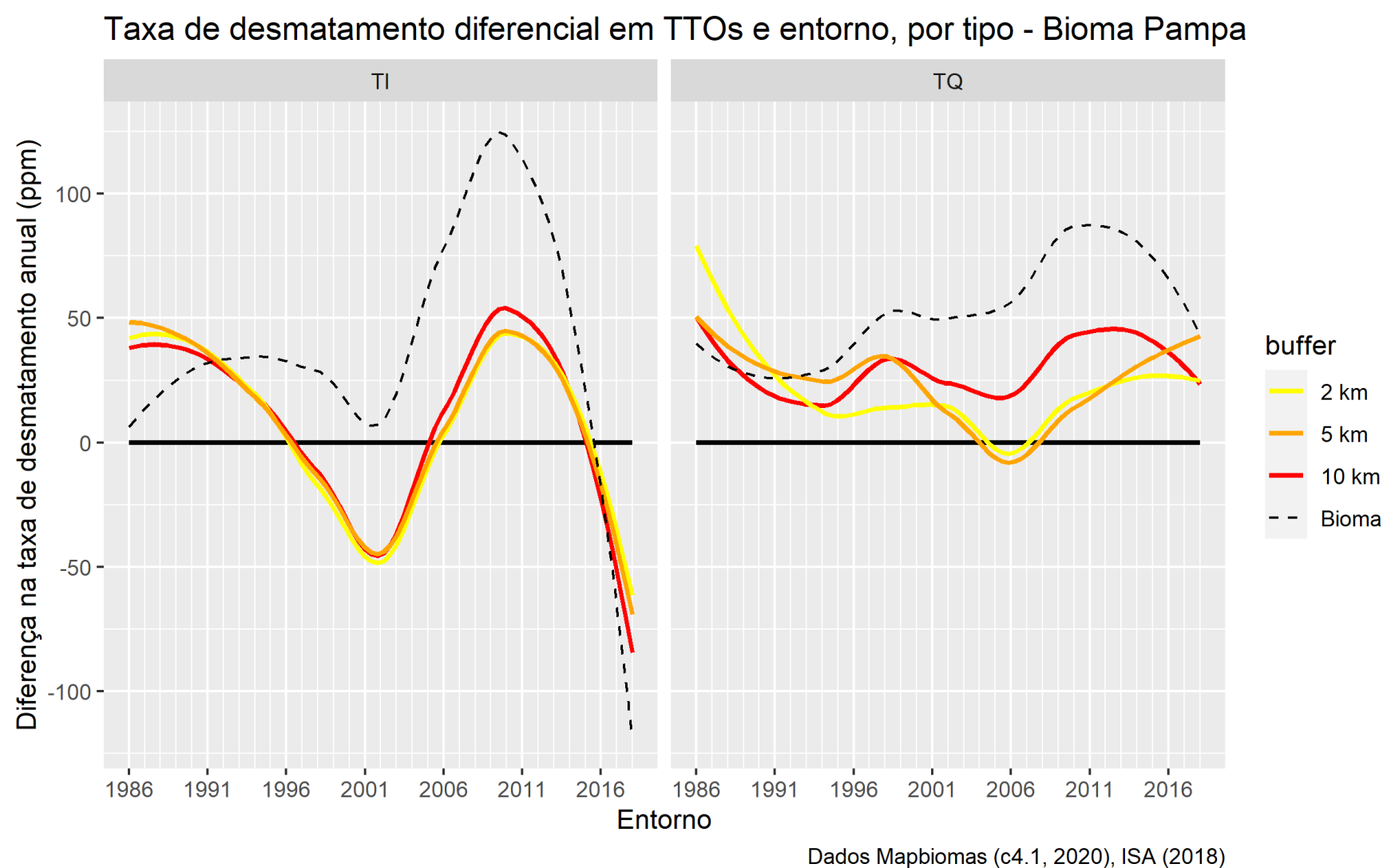


Figura 14. Variações históricas das taxas diferenciais de desmatamento no bioma Pampa. Fonte: Dados MapBiomas (C4.1, 2020), ISA (2018).

5.1.2.3. Análise de tendência das trajetórias diferenciais na cobertura vegetal de TTOs e entorno

Após avaliar de forma qualitativa e quantitativa a evolução das taxas de desmatamento nos territórios estudados agrupados por tipo e bioma, resta avaliar de forma estatística qual foi a proporção de territórios estudados que seguiu, individualmente, uma trajetória de ocupação claramente diferente à do entorno.

Para realizar essa análise de forma estatisticamente robusta utilizamos o teste de Mann-Kendall. O teste estatístico não paramétrico de Mann-Kendall testa duas hipóteses: uma, que a sucessão de valores de uma série temporal ocorre de forma independente e a distribuição de probabilidade deve permanecer sempre a mesma ao longo do tempo (série temporal estável). A outra hipótese é que existe uma tendência monótona, isto é, constante no tempo, de crescimento ou decréscimo dos valores analisados ao longo da série temporal (série temporal com tendência negativa ou positiva). No nosso caso, uma tendência é considerada negativa ou positiva indicando diminuição ou aumento no desmatamento do entorno em comparação com o interior do TTO. O teste avalia a sucessão de valores e calcula um valor p associado à probabilidade de que a série seja estável. A tendência apontada por essa metodologia é considerada significativa quando o valor de p for menor que $\alpha = 0,05$, o que indica uma confiança de 95% nos resultados.

O teste de tendência de Mann-Kendall aplicado avaliou, em cada bioma, os TTOs que passam no teste de tendência, ou seja, os territórios onde o desmatamento no entorno foi constantemente crescente em comparação com o interior dos TTOs (teste unilateral das taxas diferenciais).

Os resultados mostram que os TTOs desmataram consistentemente menos em seu interior quando comparado com o entorno em todos os biomas (Tabela 12), para o período estudado (1985 a 2018). E para o desmatamento no entorno (2, 5 e 10 km), quando comparado com o bioma, a proporção cai para a metade.

Tabela 12. TTOs que apresentam desmatamento consistentemente inferior ao entorno (bioma) em todos os biomas estudados

TTOs	Diferença desmatamento entorno–território (%x100)
TI	562 (79%)
UC-PCT	139 (89%)
TQ	241 (62%)
PA-PCT	330 (85%)

No bioma Amazônia, os índices de desmatamento aumentaram no entorno, 2 km, 5 km e 10 km, das TIs, onde em 62%, 69% e 67%, respectivamente, das mesmas o desmatamento no entorno foi constantemente crescente em comparação com o interior dos territórios. Para as UC-PCTs, os índices de desmatamento também aumentaram no entorno, 2 km, 5 km e 10 km, e 62%, 67% e 74%, respectivamente, das UC-PCTs apresentaram uma tendência positiva de aumento no desmatamento do entorno em comparação com o interior do território. Para os TQs, 46%, 56% e 54% dos territórios apresentaram índices de desmatamento inferiores em comparação com o entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente. Para os PA-PCTs o desempenho foi inferior, onde o desmatamento no entorno, 2 km, 5 km e 10 km, apresentou uma tendência positiva constante em 39%, 36% e 34%, respectivamente, dos territórios. Na média, 52%, 57% e 57% dos TTOs apresentaram uma tendência positiva em comparação com o entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente.

No bioma Cerrado, 70%, 70% e 72% das TIs apresentaram índices de desmatamento constantemente inferiores ao entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente. As UC-PCTs também apresentaram tendência positiva, em 57% dos territórios apresentaram desmatamentos superiores em todas as classes de entorno. Para os TQs, 57%, 68% e 77% dos territórios apresentaram tendência positiva em comparação com o entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente. Os PA-PCTs apresentaram o melhor desempenho e 100% dos territórios apresentaram desmatamento superior no entorno, 2 km, 5 km e 10 km. Na média, 71%, 73% e 76% dos TTOs apresentaram uma tendência positiva em comparação com o entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente.

No bioma Mata Atlântica, os índices de desmatamento aumentaram no entorno, 2 km, 5 km e 10 km, em 46%, 46% e 56%, respectivamente, das TIs. As UC-PCTs apresentaram uma tendência positiva de aumento no desmatamento do entorno, 2 km, 5 km e 10 km, em 42%, 42% e 32%, respectivamente, dos territórios. Para os TQs, 46%, 45% e 50% dos territórios apresentaram tendência positiva em comparação com o entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente. Na média, 44%, 44% e 46% dos TTOs apresentaram uma tendência positiva em comparação com o entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente.

No bioma Caatinga, 59% das TIs apresentaram índices de desmatamento inferiores em comparação com as três classes de entorno. Para as UC-PCTs, os índices de desmatamento também aumentaram no entorno, 2 km, 5 km e 10 km, e 25%, 50% e 50%, respectivamente, dos territórios apresentaram uma tendência positiva de aumento no desmatamento. Para os TQs, 50%, 46% e 41% dos territórios apresentaram índices de desmatamento inferiores em comparação com o entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente. Na média, 40%, 52% e 52% dos TTOs apresentaram uma tendência positiva em comparação com o entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente.

No bioma Pantanal, os índices de desmatamento aumentaram no entorno das TIs, onde em 40% dos territórios o desmatamento nas três classes de entorno foi constantemente crescente em comparação com o interior dos territórios.

Finalmente, no bioma Pampa, os TTOs apresentaram desempenho preocupante. Para as TIs, os índices de desmatamento aumentaram no entorno, 2 km, 5 km e 10 km, de 36%, 28% e 36%, respectivamente. Os TQs apresentaram tendência positiva em 54%, 46% e 77% dos territórios em comparação ao entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente. Na média, 45%, 37% e 56% dos TTOs apresentaram uma tendência positiva em comparação com o entorno, 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente.

Quando avaliamos a tendência de desmatamento dos TTOs em comparação com a média do bioma, o desempenho dos TTOs é ainda melhor. No bioma Amazônia, as TIs e UC-PCTs apresentam uma tendência positiva em mais de 90% dos territórios (90% das TIs e 94% das UC-PCTs), seguidas dos PA-PCTs (85%) e TQs (58%). Na média, 82% dos TTOs apresentaram uma tendência positiva constante em comparação com o bioma. No bioma Cerrado, as TIs e TQs apresentam uma tendência positiva em mais de 80% dos territórios (87% das TIs e 86% dos TQs), seguidos das UC-PCTs (71%). Os PA-PCTs apresentaram 100% dos territórios com tendência positiva. Na média, 86% dos TTOs apresentaram uma tendência positiva em comparação com o bioma. Para o bioma Mata Atlântica, 74% das UC-PCTs apresentam tendência positiva, seguida das TIs (63%) e TQs (63%). Na média, 98% dos TTOs apresentaram uma tendência positiva em comparação com o bioma. No bioma Caatinga, 56% das TIs apresentam uma tendência positiva, seguidas das UC-PCTs (50%) e dos TQs (44%). Na média, 50% dos TTOs apresentaram uma tendência positiva em comparação com o bioma. No Pantanal, 80% das TIs apresentam tendência positiva. E no bioma Pampa, 92% dos TQs e 81% das TIs apresentaram tendência positiva, com uma média de 86% dos TTOs apresentando tendência positiva em comparação com o bioma.

A Figura 15 resume a proporção de TTOs com taxas de desmatamento menores que o entorno.

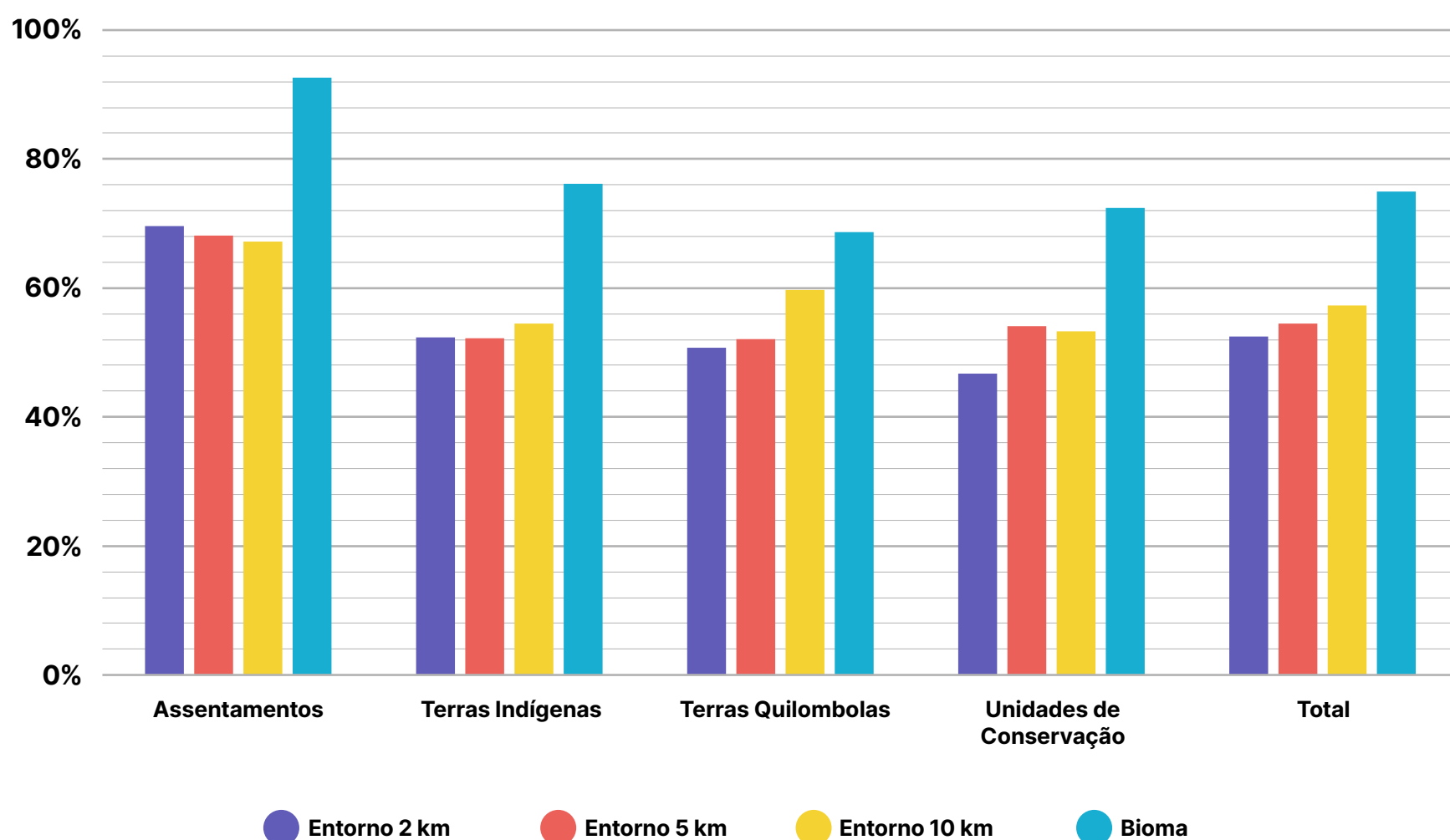


Figura 15. Proporção de territórios com taxas de desmatamento constantemente menores que o entorno no período 1986-2018, por tipo de TTO. Fonte: Elaboração dos autores.

Análise de tendências de CAR-PCT

A heterogeneidade dos dados agrupados na categoria CAR-PCT e a impossibilidade de caracterizar cada polígono em função do tipo de ocupação¹² dificultaram a análise do conjunto de CAR disponíveis. Com efeito, utilizando os dados disponíveis, não é possível determinar com segurança se o polígono corresponde a uma área de uso extensivo ou intensivo, o tipo de população tradicional que usa esse território e o tempo de ocupação.

Dessa forma, a análise de tendências de desmatamento foi realizada sobre o conjunto de CAR disponível, sendo que a grande maioria (792 de um total de 1.165 polígonos com geometrias válidas) corresponde ao bioma Caatinga. Esse conjunto de CAR na Caatinga é o resultado de uma campanha de cadastramento realizada pelo Serviço Florestal Brasileiro na região, que privilegiou o cadastramento de áreas de uso individuais de famílias quilombolas.

A análise das trajetórias de desmatamento desses territórios se vê prejudicada pela forma de cadastramento, que em geral exclui as áreas de uso extrativista, mais preservadas, e impede, de forma efetiva, a livre delimitação por parte das comunidades do seu território. Essa questão, dentre outras, tem sido severamente criticada por entidades de defesa dos direitos das comunidades tradicionais¹³.

Os dados da Tabela 13 mostram o resultado da análise de tendência de Mann-Kendall sobre os dados de CAR-PCTs disponíveis. Esses resultados devem ser tomados com precaução, devido aos problemas mencionados na delimitação geográfica dos cadastros. Entendemos que

¹² Até a data do estudo, o Serviço Florestal Brasileiro não facilita dados de titularidade de CAR.

¹³ Para mais informações, consultar Terra de Direitos (2016) e Instituto Socioambiental (2016).

os dados que relacionam as taxas de perda de cobertura vegetal das áreas cadastradas com o conjunto do bioma podem ser mais confiáveis.

Nesse sentido, podemos afirmar que a maioria (76%) dos CAR-PCTs tem seguido trajetórias de desmatamento muito inferiores ao do bioma em que se encontram. No bioma Caatinga, que acumula a maioria dos dados de CAR-PCTs cadastrados, a proporção é próxima da média, atingindo 73%. A Figura 16 ilustra os TTOs com taxas de desmatamento constantemente menor do que o entorno e o bioma.

Tabela 13. Quantidade e proporção de CAR-PCT com taxas de desmatamento constantemente menores que o entorno no período 1986-2018, por bioma e tipo de entorno

Bioma	Número de CAR válidos	Territórios com taxas de desmatamento constantemente menor do que o entorno (número total e proporção)							
		2 km	5 km	10 km	Bioma	2 km	5 km	10 km	Bioma
Amazônia	17	7	9	11	8	41%	53%	65%	47%
Caatinga	792	154	162	232	582	19%	20%	29%	73%
Cerrado	107	50	47	52	99	47%	44%	49%	93%
Mata Atlântica	245	79	81	101	200	32%	33%	41%	82%
Pampa	4	4	4	4	4	100%	100%	100%	100%
Total/Média	1165	294	303	400	893	48%	50%	57%	79%

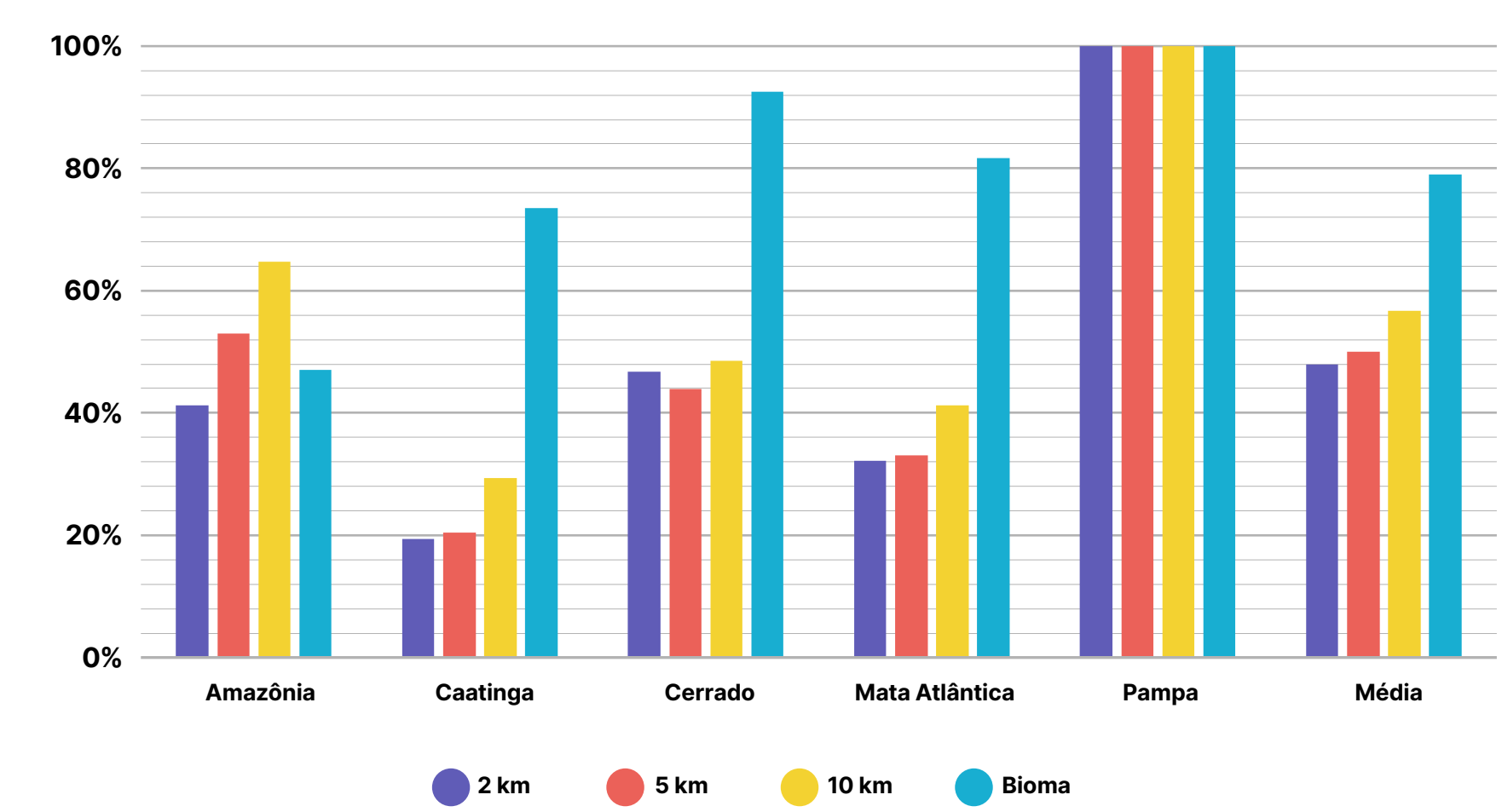


Figura 16. Proporção de CAR-PCT com taxas de desmatamento consistentemente menores que o entorno no período 1986-2018, por bioma. Fonte: Elaboração dos autores.

5.1.2.4. Situação atual

O processamento dos dados do MapBiomass conforme a metodologia proposta nesse artigo permitiu a análise da situação atual dos TTOs e biomas correspondentes. Para os seis biomas estudados, os resultados mostram um déficit de cobertura vegetal natural, até 2018, de 2,95 milhões de quilômetros quadrados (Tabela 14). Os biomas Mata Atlântica, Cerrado Pampa e Caatinga apresentam déficits de cobertura vegetal natural alarmantes.

Tabela 14. Índices de déficit de cobertura vegetal nos biomas brasileiros

Bioma	Déficit de cobertura vegetal 2018 (km²)	% Déficit	Taxa de remoção anual (média 2016-2018) (km²/ano)
Amazônia	702.182	17%	12.699
Cerrado	1.010.430	49%	15.023
Mata Atlântica	802.496	72%	867
Caatinga	313.133	38%	-1.910
Pantanal	30.757	20%	416
Pampa	92.951	52%	1.252

O bioma Amazônia apresenta déficit de 17% de cobertura vegetal natural, totalizando uma área de 702 mil km² (Tabela 14). A alta taxa média anual de desmatamento indica um período de possível reversão dos ganhos obtidos com as políticas de combate ao desmatamento (i.e., Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal, PPCDAm).

Em relação à cobertura natural no interior dos TTOs, ela totaliza 1,62 Mkm², o que representa 29,1% do total de vegetação natural do Brasil.

As TIs são os TTOs que mais preservam a cobertura vegetal, ou seja, apenas 2% do território perdeu sua cobertura vegetal. Um total de 1,04 milhões de km² mantém a cobertura vegetal preservada. As UC-PCTs e TQs apresentam 5% e 7%, respectivamente, do território antropizado. A cobertura vegetal nas UC-PCTs e TQs totalizou 369 mil km² e 21 mil km², respectivamente. Os PA-PCTs apresentaram um déficit de cobertura vegetal de 8,21 mil km², que representa 9% do território. Na média, os TTOs na Amazônia apresentam 6% do território antropizado (Tabela 15).

Tabela 15. Área total, área preservada de cobertura vegetal e déficit de cobertura vegetal no interior dos TTOs nos biomas brasileiros

Área Total (km²)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Total
Amazônia	100.836	1.062.865	21.236	369.400	1.554.337
Caatinga	-	3.595	3.094	791	7.480
Cerrado	51	95.631	6.192	1.446	103.320
Mata Atlântica	-	9.037	1.906	4.321	15.264
Pampa	-	46	56	-	102
Pantanal	-	1.106	-	-	1.106

Área Preservada (km²)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Total
Amazônia	92.623	1.047.210	19.764	352.182	1.511.779
Caatinga	-	2.346	2.013	445	4.804
Cerrado	50	89.951	4.759	1.200	95.960
Mata Atlântica	-	4.094	986	806	5.886
Pampa	-	38	34	-	72
Pantanal	-	859	-	-	859

Déficit Cobertura Vegetal Natural (%)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Média
Amazônia	9	2	7	5	6
Caatinga	-	35	35	44	29
Cerrado	2	6	24	18	13
Mata Atlântica	-	55	49	82	47
Pampa	-	18	41	-	15
Pantanal	-	23	-	-	6

O bioma Mata Atlântica apresenta mais de 802 mil km² de déficit de cobertura vegetal, o que representa 72% do bioma (Tabela 14). A taxa média anual de déficit de cobertura vegetal representa uma ameaça e demonstra o baixo grau de aplicação de leis que já protegem o bioma. Os TTOs na Mata Atlântica apresentam as mais altas porcentagens de déficit de cobertura vegetal no interior do território (Tabela 15). As UC-PCTs perderam 82% da cobertura vegetal

natural. Um total de 806 km² mantém a cobertura vegetal preservada, sobre um total original de 4.321 km². As TIs e os TQs também apresentam baixas proporções de cobertura vegetal natural, ou 55% e 49%, respectivamente.

Os biomas Cerrado, Caatinga e Pampa apresentam proporções similares de déficit de cobertura vegetal natural. Entretanto, suas dinâmicas são distintas. O Cerrado, que registra 49% do bioma com déficit de cobertura vegetal e a maior extensão em desmatamento entre os biomas, tem uma taxa média anual de déficit de cobertura vegetal bastante elevada, de 15 mil km² ano⁻¹ (Tabela 14). Os PA-PCTs apresentam a menor proporção de área antropizada, somando 2% do território com perda de cobertura vegetal. As TIs também preservam uma quantidade significativa de cobertura vegetal natural. Um total de 89 mil km² que representa 94% do território. As UC-PCTs e os TQs apresentaram proporções similares, entre 18% e 24%, respectivamente, do território antropizado. A cobertura vegetal natural nas UC-PCTs e nos TQs totalizou 1,2 mil km² e 4,7 mil km², respectivamente. Na média, os TTOs no Cerrado apresentam 13% do território antropizado (Tabela 15).

A Caatinga apresenta uma taxa de desmatamento negativa, que revela insumos sobre a capacidade de regeneração da vegetação nativa e para o estabelecimento de um manejo sustentável do bioma no longo prazo. Os TTOs na Caatinga apresentam porcentagens elevadas de déficit de cobertura vegetal natural. As TIs e os TQs perderam quantidades similares de cobertura vegetal natural, que representam 35% do território. As UC-PCTs apresentam 44% do território antropizado. A cobertura vegetal natural nas UC-PCTs totalizou 445 km². Os TTOs na Caatinga apresentam, na média, 29% do território sem a cobertura vegetal natural (Tabela 15).

No bioma Pampa, observamos um elevado déficit de cobertura vegetal natural e taxa de desmatamento mediana de 1,2 mil km² ano⁻¹ (Tabela 14). As TIs apresentam um desempenho superior na manutenção da cobertura vegetal natural em comparação com os TQs. Ou seja, enquanto as TIs apresentam 82% do território com cobertura vegetal preservada, nos TQs a porcentagem cai para 59% (Tabela 15). A cobertura vegetal natural nas TIs e nos TQs é de 38 km² e 34 km², respectivamente. Na média, os TTOs no Pampa apresentam 15% de sua área antropizada.

Finalmente, as TIs do bioma Pantanal apresentam uma perda significativa de cobertura vegetal natural (Tabela 14), e o desmatamento localizado nas cabeceiras do Pantanal representa uma ameaça aos processos hidrológicos do bioma e de subsistência das populações indígenas. O déficit de cobertura vegetal natural nas TIs já atinge 23%, totalizando uma perda atual de 247 km² (Tabela 15). Na média, os TTOs no Cerrado apresentam 6% de sua extensão antropizada.

Quando comparamos a porcentagem de cobertura vegetal no interior dos TTOs com o seu entorno, podemos observar o aumento expressivo da perda de cobertura vegetal. A Tabela 16 mostra a área total, área preservada de cobertura vegetal natural e porcentagem de déficit de cobertura vegetal natural no entorno de 2 km dos TTOs nos biomas brasileiros.

Tabela 16. Área total, área preservada de cobertura vegetal e déficit de cobertura vegetal no entorno de 2 km dos TTOs nos biomas brasileiros

Área Total (km²)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Total
Amazônia	151.719	1.203.100	32.677	446.674	1.834.170
Caatinga	-	6.976	7.438	1.376	15.790
Cerrado	154	119.776	10.671	2.528	133.129
Mata Atlântica	-	21.797	6.982	7.314	36.093
Pampa	-	799	444	-	1.243
Pantanal	-	1.993	-	-	1.993

Área Preservada (km²)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Total
Amazônia	124.998	1.158.667	28.070	416.195	1.727.930
Caatinga	-	3.959	4.532	743	9.234
Cerrado	149	106.832	7.646	1.892	116.519
Mata Atlântica	-	8.667	3.191	1.896	13.754
Pampa	-	421	227	-	648
Pantanal	-	1.462	-	-	1.462

Déficit Cobertura Vegetal Natural (%)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Média
Amazônia	18	4	15	7	11
Caatinga	-	44	40	47	33
Cerrado	4	11	29	26	18
Mata Atlântica	-	61	55	75	48
Pampa	-	48	49	-	25
Pantanal	-	27	-	-	7

No bioma Amazônia, o entorno de 2 km das TIs é, dentre todas as categorias de entorno estudadas, a que mais preserva a cobertura vegetal, ou seja, apenas 4% do entorno de 2 km perdeu sua cobertura vegetal natural. Um total de 1,1 milhão km² mantém a cobertura vegetal preservada. Os entornos de 2 km dos TQs e das UC-PCTs apresentam 15% e 7%, respectivamente, de sua extensão antropizada. A cobertura vegetal nos entornos de 2 km dos

TQs e das UC-PCTs totalizou 28 mil km² e 416 mil km², respectivamente. O entorno de 2 km dos PA-PCTs apresenta um déficit de cobertura vegetal de 26 mil km², o que representa 18% do território. Na média, o entorno de 2 km dos TTOs na Amazônia apresenta 11% da área antropizada (Tabela 16).

O entorno de 2 km dos PA-PCTs no bioma Cerrado apresenta a menor proporção de área antropizada, onde 4% do território já perdeu sua cobertura vegetal natural. O entorno de 2 km das TIs preserva 89% do território com cobertura vegetal natural, somando 106 mil km². O entorno de 2 km dos TQs e UC-PCTs apresentaram proporções similares de antropização. A cobertura vegetal no entorno dos TQs e das UC-PCTs totalizou 7,64 mil km² e 1,89 mil km², respectivamente. Na média, o entorno de 2 km dos TTOs no Cerrado perdeu a cobertura vegetal em 18% da área (Tabela 16).

No bioma Mata Atlântica, o entorno de 2 km das UC-PCTs apresentou o pior desempenho na manutenção da cobertura vegetal, onde 75% do território já a perdeu. O entorno de 2 km das TIs e dos TQs apresentaram 61% e 55%, respectivamente, da extensão sem cobertura vegetal natural (Tabela 16). Na média, o entorno de 2 km dos TTOs na Mata Atlântica perdeu a cobertura vegetal em 48% da área.

A Caatinga apresenta porcentagens elevadas de déficit de cobertura vegetal natural no entorno de 2 km dos TTOs, em torno de 43% (Tabela 16). No bioma Pampa, o entorno de 2 km das TIs e dos TQs apresentam um desempenho similar na manutenção da cobertura vegetal. O entorno das TIs já perdeu a cobertura vegetal natural em 48% do território, e nos TQs, 49%. A cobertura vegetal no entorno das TIs e dos TQs é de 421 km² e 227 km², respectivamente. Na média, o entorno de 2 km dos TTOs no Pampa apresenta 25% da área antropizada.

Para o entorno de 2 km das TIs do Pantanal, a porcentagem de déficit de cobertura vegetal foi de 27% (Tabela 16). O entorno de 2 km dos TTOs do Pantanal preserva 1,4 mil km² com cobertura vegetal natural.

A Tabela 17 mostra a área total, área preservada de cobertura vegetal natural e déficit de cobertura vegetal natural no entorno de 5 km dos TTOs nos biomas brasileiros.

No bioma Amazônia, o entorno de 5 km das TIs é a região que mais preserva a cobertura vegetal, ou seja, apenas 6% do território perdeu sua cobertura vegetal. Um total de 1,3 milhões km² mantém a cobertura vegetal preservada. Os entornos de 5 km das UC-PCTs e dos TQs apresentam 9% e 20%, respectivamente, da extensão antropizada. A cobertura vegetal natural no entorno de 5 km das UC-PCTs e dos TQs totalizou 507 mil km² e 43,7 mil km², respectivamente. E 23% do entorno de 5 km dos PA-PCTs já perdeu a cobertura vegetal. Na média, a área antropizada no entorno de 5 km dos TTOs na Amazônia é de 15% (Tabela 17).

Tabela 17. Área total, área preservada de cobertura vegetal e déficit de cobertura vegetal no entorno de 5 km dos TTOs nos biomas brasileiros

Área Total (km²)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Total
Amazônia	239.865	1.411.644	54.666	554.035	2.260.210
Caatinga	-	13.629	16.683	2.418	32.730
Cerrado	331	158.233	19.646	4.369	182.579
Mata Atlântica	-	49.174	19.974	12.027	81.175
Pampa	-	3.602	1.617	-	5.219
Pantanal	-	3.396	-	-	3.396

Área Preservada (km²)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Total
Amazônia	186.568	1.327.387	43.795	507.585	2.065.335
Caatinga	-	7.058	9.770	1.226	18.054
Cerrado	312	132.878	13.265	2.981	149.436
Mata Atlântica	-	18.081	8.456	3.686	30.223
Pampa	-	1.678	815	-	2.493
Pantanal	-	2.308	-	-	2.308

Déficit Cobertura Vegetal Natural (%)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Média
Amazônia	23	6	20	9	15
Caatinga	-	49	42	50	36
Cerrado	6	17	33	32	22
Mata Atlântica	-	64	58	70	48
Pampa	-	54	50	-	26
Pantanal	-	33	-	-	9

O entorno de 5 km dos PA-PCTs no bioma Cerrado apresenta a menor proporção de área antropizada, onde 6% do território já perdeu sua cobertura vegetal natural. O entorno de 5 km das TIs apresenta 17% do território sem cobertura vegetal. O entorno de 5 km das UC-PCTs e dos TQs apresentou proporções similares, em torno de 32% de antropização. A cobertura vegetal no entorno das UC-PCTs e dos TQs totalizou 2,9 mil km² e 13,2 mil km²,

respectivamente. Na média, o entorno de 5 km dos TTOs no Cerrado perdeu a cobertura vegetal em 22% da área (Tabela 17).

No bioma Mata Atlântica, o entorno de 5 km das TIs apresentou o pior desempenho na manutenção da cobertura vegetal, onde 64% do território já perdeu sua cobertura vegetal natural. O entorno de 5 km das UC-PCTs e dos TQs apresentou 70% e 58%, respectivamente, de sua extensão sem cobertura vegetal (Tabela 17). Na média, o entorno de 5 km dos TTOs na Mata Atlântica perdeu a cobertura vegetal em 48% da área.

Na Caatinga, o entorno de 5 km das UC-PCTs apresentou o melhor desempenho na manutenção da cobertura vegetal, onde 50% do território já perdeu sua cobertura vegetal natural. O entorno de 5 km das TIs e dos TQs apresentou déficit de cobertura vegetal natural de 49% e 42%, respectivamente (Tabela 17). Na média, a área antropizada no entorno de 5 km dos TTOs na Caatinga é de 36%.

Para o entorno de 5 km dos TTOs no bioma Pampa, as TIs e os TQs apresentam valores preocupantes na manutenção da cobertura vegetal natural, onde 54% e 50%, respectivamente, do território já a perdeu. A cobertura vegetal natural no entorno das TIs e dos TQs é de 1,6 mil km² e 815 km², respectivamente. Na média, o entorno de 5 km dos TTOs no Pampa já perdeu a cobertura vegetal em 26% de sua extensão. E a área do entorno de 5 km das TIs do Pantanal apresentou uma perda de 33% da cobertura vegetal natural (Tabela 17).

A Tabela 18 mostra a área total, área preservada de cobertura vegetal natural e déficit de cobertura vegetal natural no entorno de 10 km dos TTOs nos biomas brasileiros.

Tabela 18. Área total, área preservada de cobertura vegetal e déficit de cobertura vegetal no entorno de 10 km dos TTOs nos biomas brasileiros

Área Total (km²)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Total
Amazônia	431.154	1.786.490	106.474	738.340	3.062.458
Caatinga	-	29.417	40.392	4.610	74.419
Cerrado	744	232.540	41.315	8.223	282.822
Mata Atlântica	-	120.057	56.816	22.007	198.880
Pampa	-	12.776	5.191	-	17.967
Pantanal	-	6.284	-	-	6.284

Área Preservada (km²)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Total
Amazônia	320.863	1.628.600	79.524	663.031	2.692.018
Caatinga	-	13.971	22.852	2.060	38.883
Cerrado	693	181.586	26.241	5.157	213.677
Mata Atlântica	-	41.431	22.551	7.699	71.681
Pampa	-	5.462	2.482	-	7.944
Pantanal	-	4.118	-	-	4.118

Déficit Cobertura Vegetal Natural (%)					
Bioma	PA-PCT	TI	TQ	UC-PCT	Média
Amazônia	26	9	26	11	18
Caatinga	-	53	44	56	39
Cerrado	7	22	37	38	26
Mata Atlântica	-	66	61	66	49
Pampa	-	58	53	-	28
Pantanal	-	35	-	-	9

Similar ao entorno de 5 km, o entorno de 10 km das TIs no bioma Amazônia é a região que mais preserva a cobertura vegetal natural dentre todos os TTOs, onde 9% da área perdeu sua cobertura vegetal. Os entornos de 10 km das UC-PCTs e dos TQs apresentam 11% e 26%, respectivamente, da área antropizada. E o entorno de 10 km dos PA-PCTs apresenta um déficit de cobertura vegetal de aproximadamente 110 mil km², o que representa 26% da área. Na média, o entorno de 10 km dos TTOs na Amazônia apresenta 18% da área antropizada (Tabela 18).

O entorno de 10 km dos PA-PCTs no bioma Cerrado apresenta a menor proporção de área com perda de cobertura vegetal (7%). O entorno de 10 km das UC-PCTs registra a área mais antropizada, com déficit de 38% de cobertura vegetal, seguido dos TQs (37%) e das TIs (22%). A cobertura vegetal natural no entorno de 10 km das TIs e dos TQs totalizou 181 mil ha e 26 mil km², respectivamente. Na média, o entorno de 10 km dos TTOs no Cerrado perdeu a cobertura vegetal em 26% da área (Tabela 18).

No bioma Mata Atlântica, o entorno de 10 km das TIs e UC-PCTs apresentou proporção similar de perda da cobertura vegetal de 66%, seguidas pelos TQs com 61% (Tabela 18). Na média, a área antropizada no entorno de 5 km dos TTOs na Mata Atlântica é de 49%.

Na Caatinga, o entorno de 10 km dos TQs apresentou o melhor desempenho na manutenção da cobertura vegetal, onde 44% da extensão já perdeu sua cobertura vegetal natural. O entorno de 10 km das UC-PCTs e TIs apresentou porcentagens de déficit de cobertura vegetal de 56% e 53%, respectivamente (Tabela 18). Na média, o entorno de 10 km dos TTOs na Caatinga perdeu a cobertura vegetal em 39% da área.

Para o entorno de 10 km dos TTOs no bioma Pampa, as TIs apresentam o pior desempenho na manutenção da cobertura vegetal em comparação com os TQs (Tabela 18). A cobertura vegetal natural no entorno das TIs e dos TQs é de 5,4 mil km² e 2,4 mil km², respectivamente. Na média, o entorno de 10 km dos TTOs no Pampa apresenta 28% da área antropizada.

Finalmente, o entorno de 10 km das TIs do Pantanal apresentou uma perda de cobertura vegetal em 35% do território (Tabela 18). A área do entorno de 10 km das TIs já perdeu 2,1 mil km² de cobertura vegetal natural.

A comparação entre as proporções de cobertura vegetal no interior dos TTOs e nos entornos de 2 km, 5 km e 10 km mostram que em todos os biomas os TTOs apresentam menor perda de cobertura vegetal natural em comparação com o entorno correspondente. A Figura 17 mostra o efeito significativo das TIs na manutenção da cobertura vegetal, especialmente nos biomas Amazônia, Cerrado e Pampa.

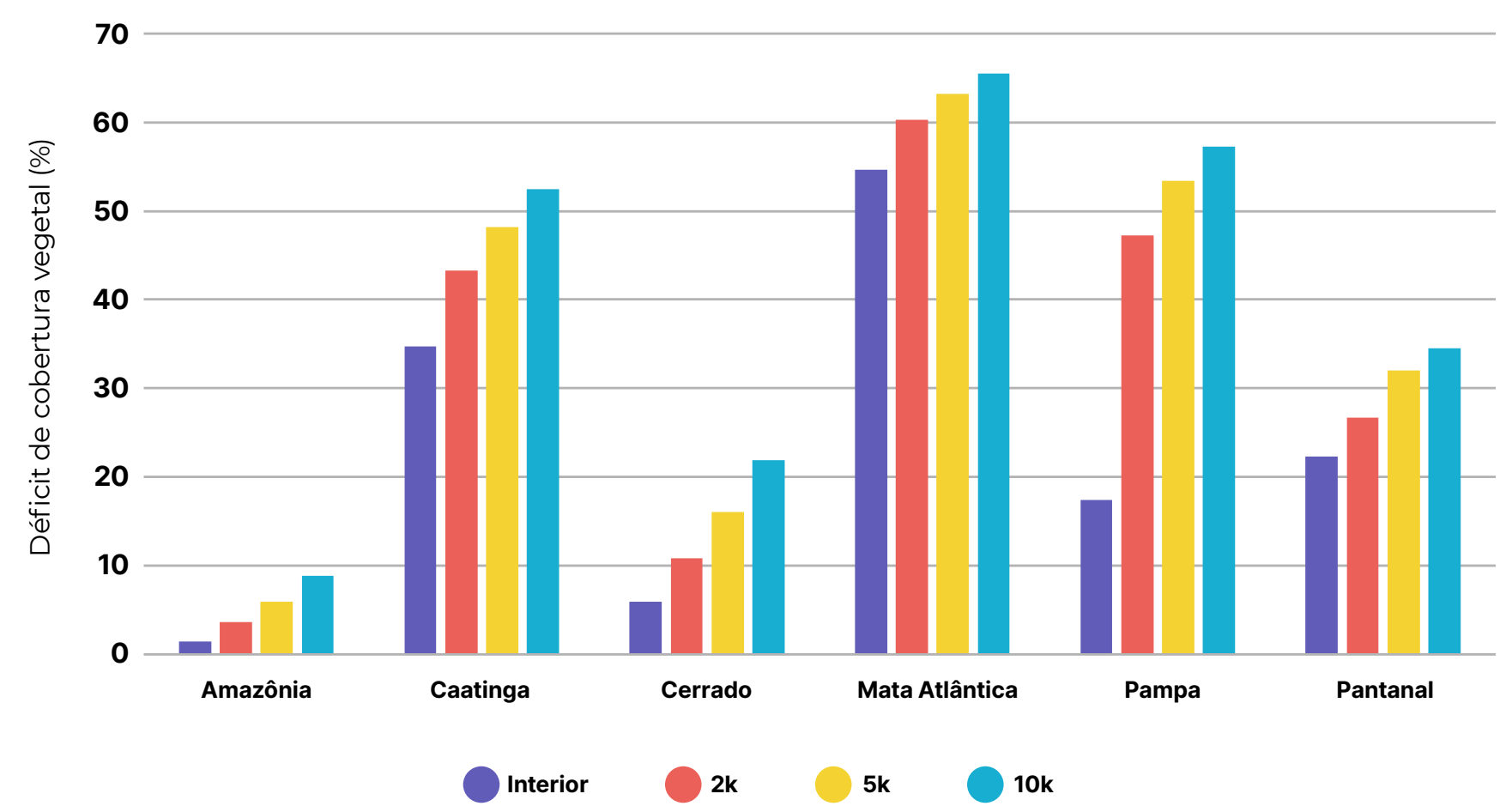


Figura 17. Porcentagem de área desmatada no interior das TIs e entorno correspondente nos biomas estudados. Fonte: Elaboração dos autores.

Para os TQs, podemos observar na Figura 18 que o melhor efeito na manutenção da cobertura vegetal é observado nos biomas Amazônia e Cerrado. Nos biomas Mata Atlântica e Caatinga, a perda de cobertura vegetal no interior dos territórios é 11% menor em comparação com o entorno de 2 km. E no Pampa, a diferença entre a perda da cobertura vegetal no interior do território e no entorno correspondente é de 17%.

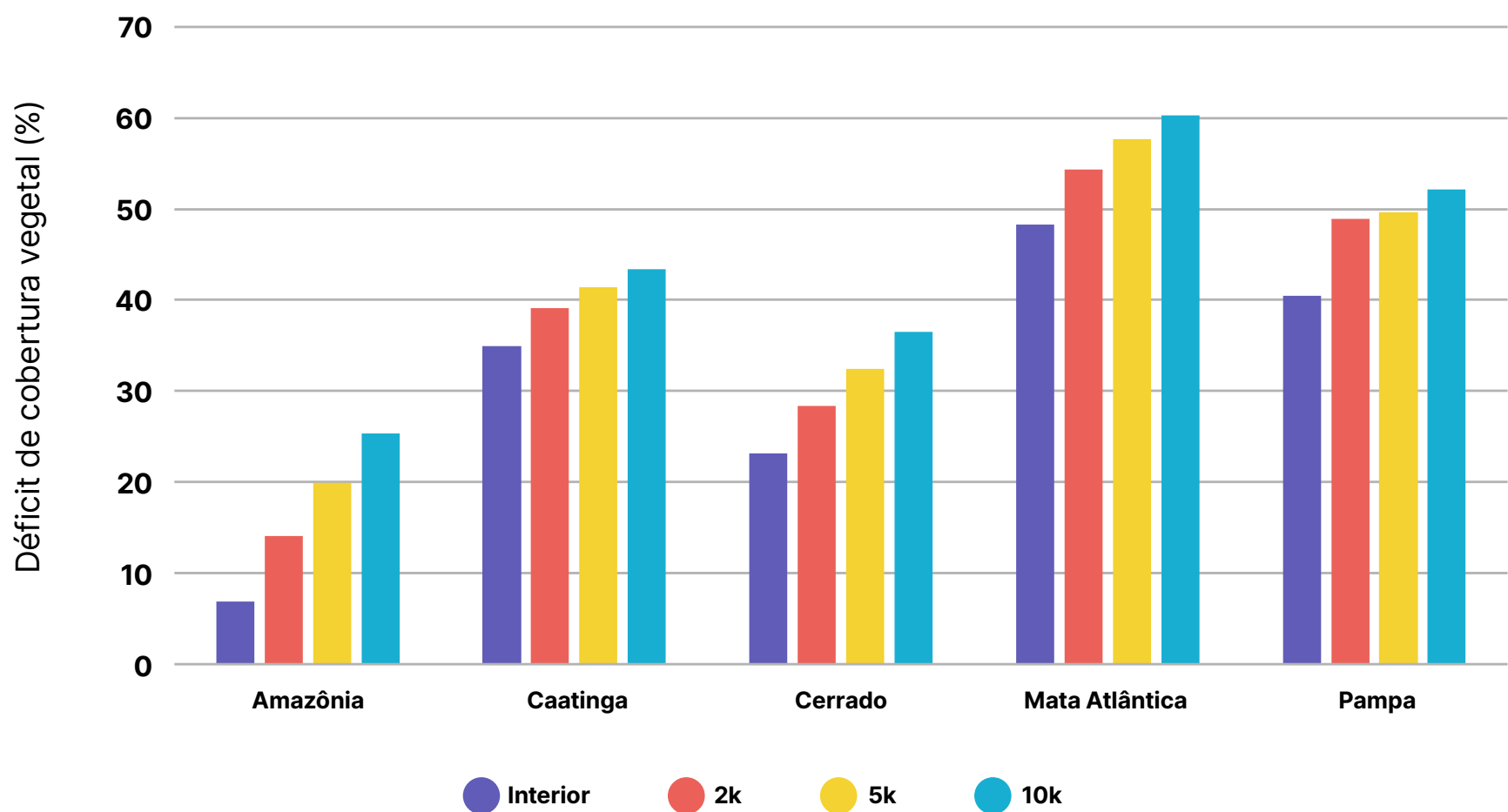


Figura 18. Déficit atual de cobertura de vegetação natural no interior dos TQs e entorno correspondente nos biomas estudados. Fonte: Elaboração dos autores.

O interior das UC-PCTs apresenta menor porcentagem de perda de vegetação natural em comparação com o entorno correspondente nos biomas Amazônia e Cerrado. Na Caatinga, a diferença entre a cobertura vegetal no interior e no entorno é muito pequena, onde a porcentagem de desmatamento no interior do território é 5%, 11% e 21% menor em comparação com o entorno de 2 km, 5 km e 10 km, respectivamente. E na Mata Atlântica, as UC-PCTs apresentam a única exceção, onde a porcentagem de área desmatada no interior do território é superior em comparação com o entorno (Figura 19).

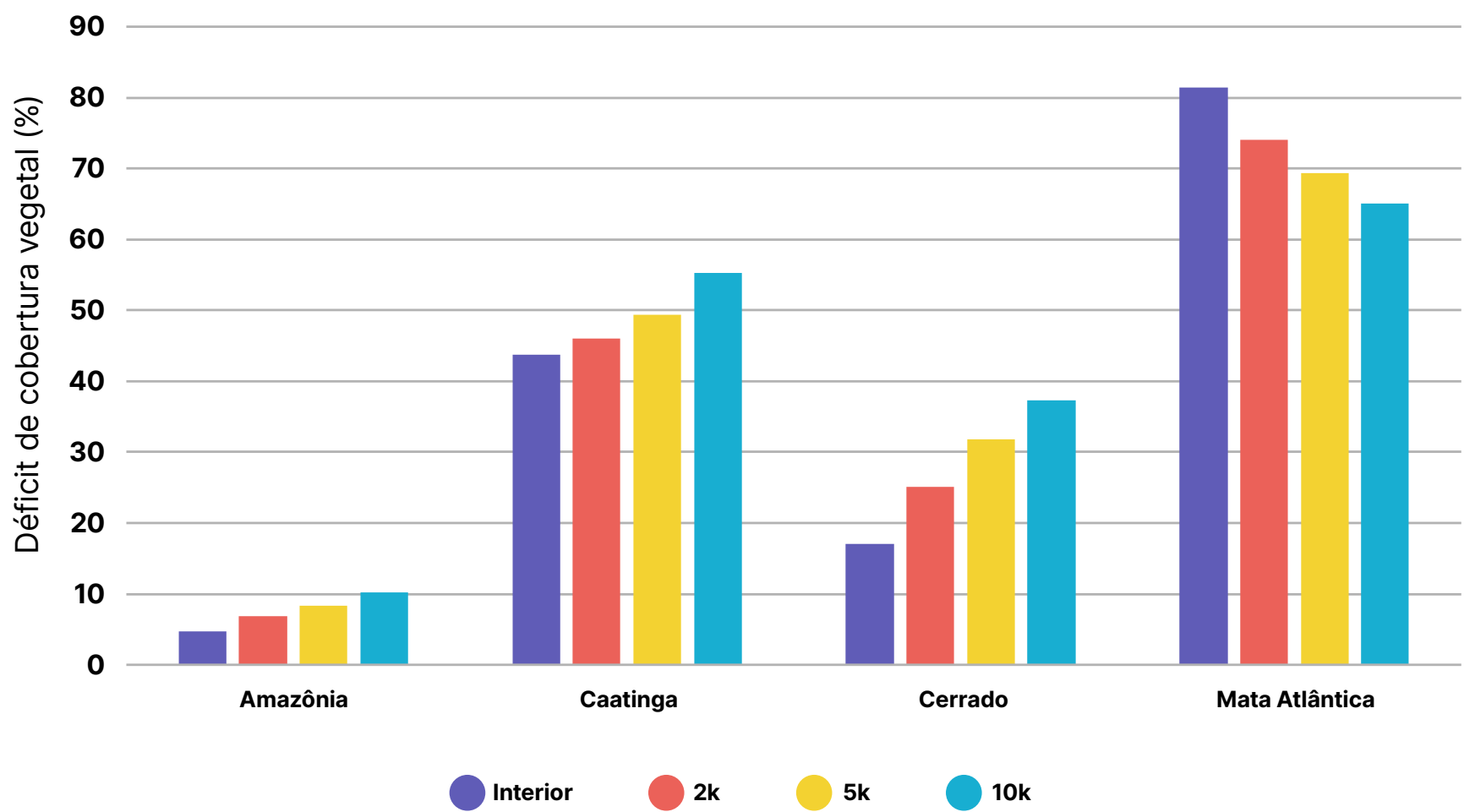


Figura 19. Porcentagem de área desmatada no interior das UC-PCTs e entorno correspondente nos biomas estudados. Fonte: Elaboração dos autores.

Os PA-PCTs apresentam porcentagem de área desmatada no interior do território inferior em comparação com o entorno correspondente, sendo que no bioma Amazônia o desempenho dos PA-PCTs é superior em comparação com o bioma Cerrado (Figura 20).

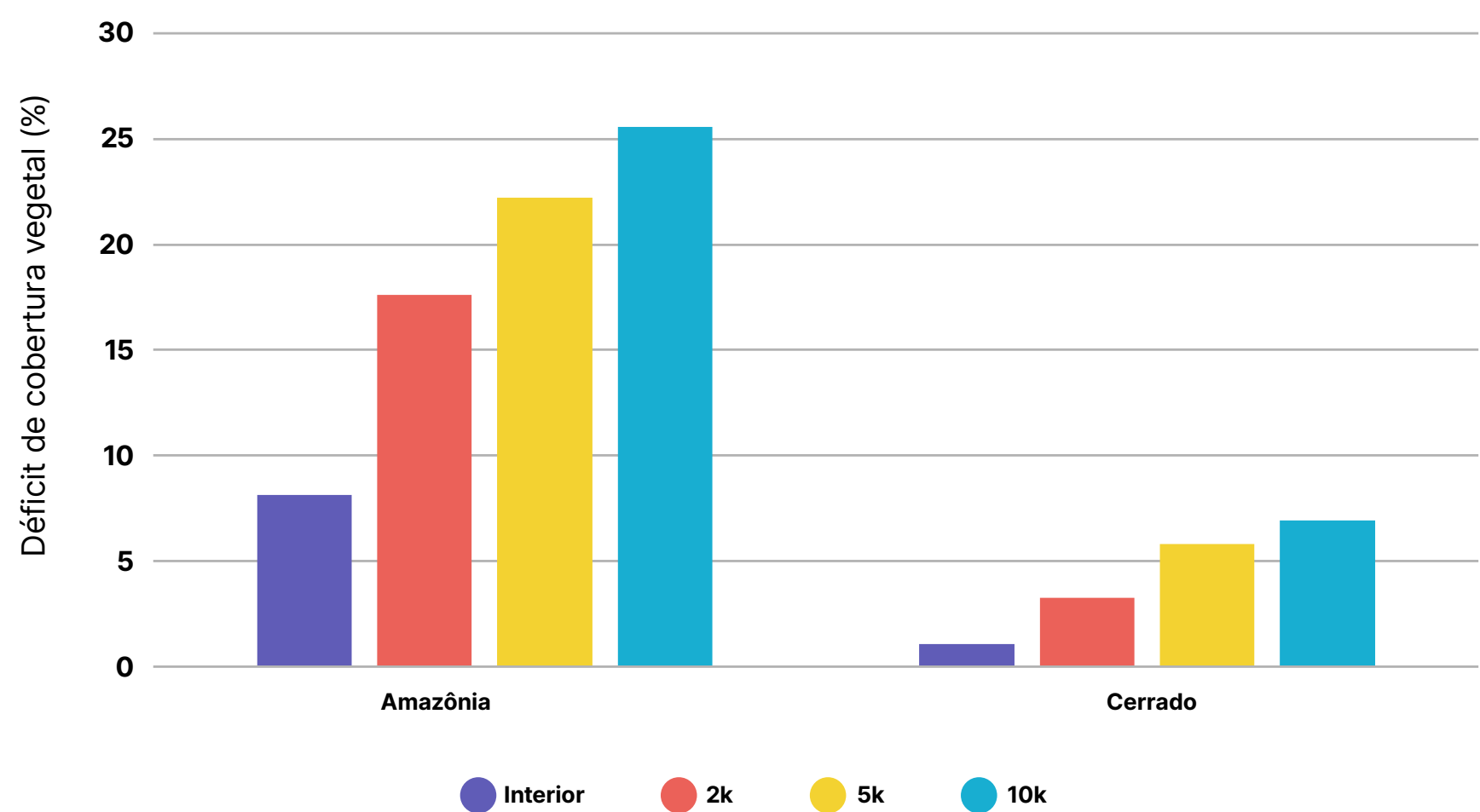


Figura 20. Porcentagem de área desmatada no interior dos PA-PCTs e entorno correspondente nos biomas estudados Fonte: Elaboração dos autores.

Adicionalmente ao estudo da situação atual dos territórios tradicionalmente ocupados, por bioma e por tipo de território, foi realizado um estudo específico que considera a situação de reconhecimento dos territórios. Com efeito, e conforme foi tratado anteriormente, 73% dos TQs e 23% das TIs estudadas não se encontravam, no momento da coleção dos dados, em situação de completo reconhecimento oficial (ver nota metodológica no Capítulo 2.1. Situação atual das terras indígenas). A Tabela 19 e a Figura 21 mostram o déficit atual de vegetação natural desses territórios, comparados com os oficialmente reconhecidos, nos biomas estudados.

De acordo com a Figura 21, as TIs reconhecidas nos biomas Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Pampa apresentam menor déficit de cobertura vegetal natural em comparação com as TIs não reconhecidas. As maiores diferenças são observadas nos biomas Cerrado e Amazônia, com redução de 67% e 44% no déficit de cobertura vegetal dos territórios reconhecidos em comparação com os não reconhecidos. Nos biomas Pampa e Mata Atlântica, as diferenças são menores, de 39% e 21%, respectivamente, porém são expressivas. Essa diferença pode indicar o efeito positivo do reconhecimento legal e da gestão territorial por parte das populações indígenas. Já no bioma Caatinga, as TIs reconhecidas apresentam maior déficit de cobertura vegetal natural (13%) em comparação com as TIs não reconhecidas, o que pode indicar a forte pressão que esses territórios sofrem mesmo após o seu reconhecimento.

Tabela 19. Déficit de cobertura vegetal (% da área) nas terras indígenas e territórios quilombolas em função do grau de reconhecimento e bioma

Bioma	Terras Indígenas		Territórios Quilombolas	
	Não Reconhecida	Reconhecida	Não reconhecido	Reconhecido
Amazônia	3	1	6	8
Caatinga	32	36	35	29
Cerrado	16	5	26	21
Mata Atlântica	62	48	51	4
Pampa	27	17	39	98
Pantanal	-	22	-	-

Fonte: Dados MapBiomas 4.1.

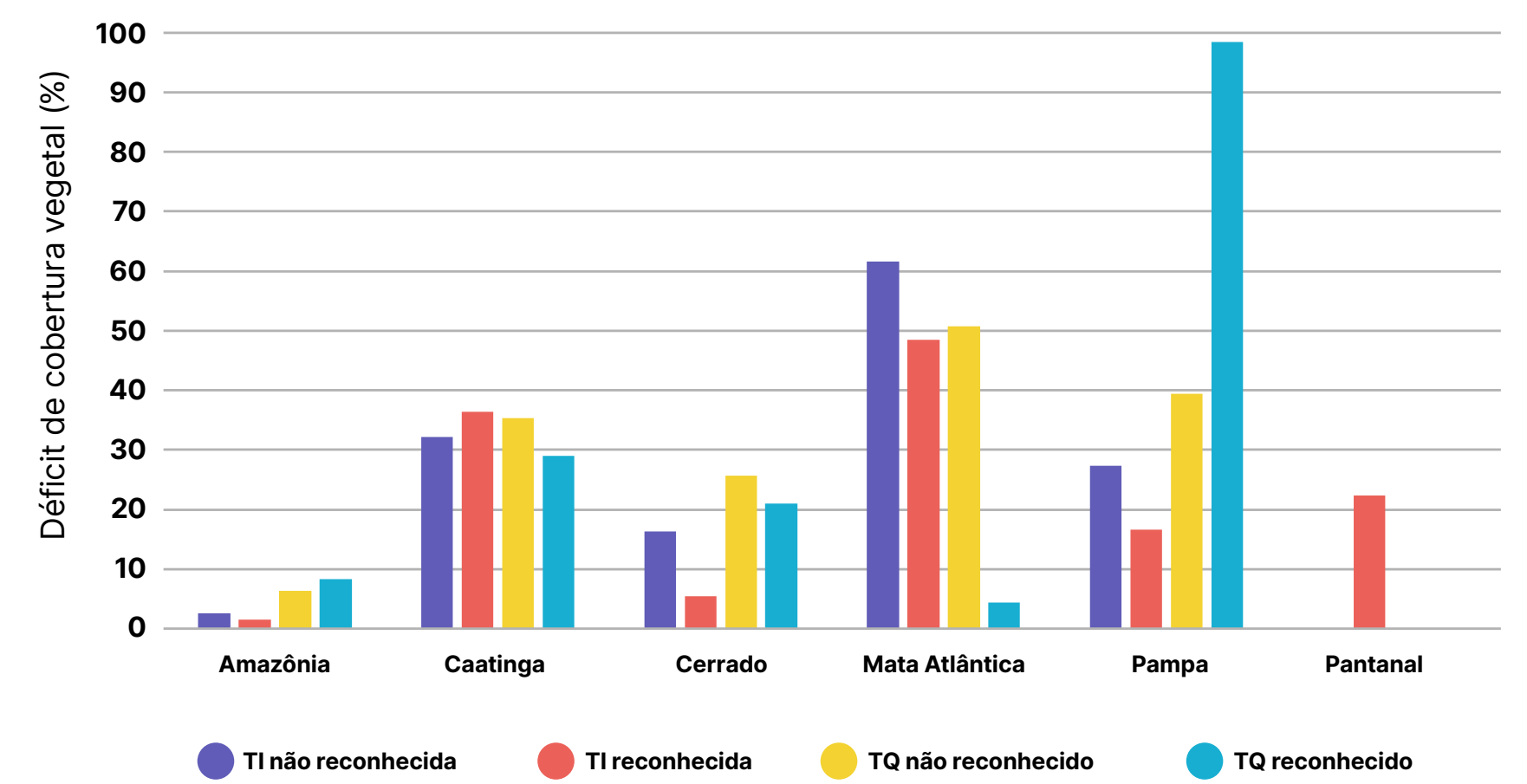


Figura 21. Déficit de cobertura vegetal nas terras indígenas (TIs) e territórios quilombolas (TQs) em função do grau de reconhecimento e bioma. Fonte: Dados MapBiomas 4.1.

Para os TQs podemos observar que aqueles que são reconhecidos, localizados nos biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, apresentam menor déficit de cobertura vegetal natural em comparação com os TQs não reconhecidos. A maior diferença é observada no bioma Mata Atlântica, onde os TQs reconhecidos apresentam um déficit 91% menor em comparação com os TQs não reconhecidos, seguida dos biomas Cerrado e Caatinga com déficit 18% menor nos dois biomas. Na Amazônia e no Pampa, os TQs reconhecidos apresentam maior déficit de cobertura vegetal natural em comparação com os TQs não reconhecidos. No Pampa, o aumento no déficit de cobertura vegetal dos TQs reconhecidos é de 149% em comparação com os TQs não reconhecidos. Na Amazônia o aumento é de 31%.

Em relação ao seu entorno de 10 km, os territórios estudados apresentam uma diferença significativa na cobertura vegetal natural. No entanto, essa diferença pode reduzir, ou inverter, no caso dos territórios não reconhecidos, conforme mostram a Tabela 20 e Figura 22 a seguir.

As TIs não reconhecidas nos biomas Amazônia, Cerrado e Caatinga apresentam valores de déficit de cobertura vegetal natural menores em relação ao entorno quando comparadas com as TIs reconhecidas. No bioma Mata Atlântica, a diferença é menos expressiva, mas ainda existe. As TIs reconhecidas do Pampa foram as únicas que apresentaram menor déficit de cobertura vegetal em relação ao entorno comparadas com as TIs reconhecidas. No caso dos TQs nos biomas Amazônia, Caatinga e Pampa, aqueles não reconhecidos apresentam valores maiores de déficit de cobertura vegetal natural. Nos biomas Mata Atlântica e Cerrado essa diferença se inverte.

Tabela 20. Diferença no déficit percentual de cobertura vegetal de terras indígenas e territórios quilombolas em relação ao seu entorno de 10 km, em função do grau de reconhecimento e bioma

Bioma	Terras Indígenas		Territórios Quilombolas	
	Não Reconhecida	Reconhecida	Não Reconhecido	Reconhecido
Amazônia	3	14	12	9
Caatinga	5	20	1	-6
Cerrado	-3	19	7	11
Mata Atlântica	17	19	5	12
Pampa	33	30	11	-16
Pantanal	-	18		

Fonte: Dados MapBiomas 4.1.

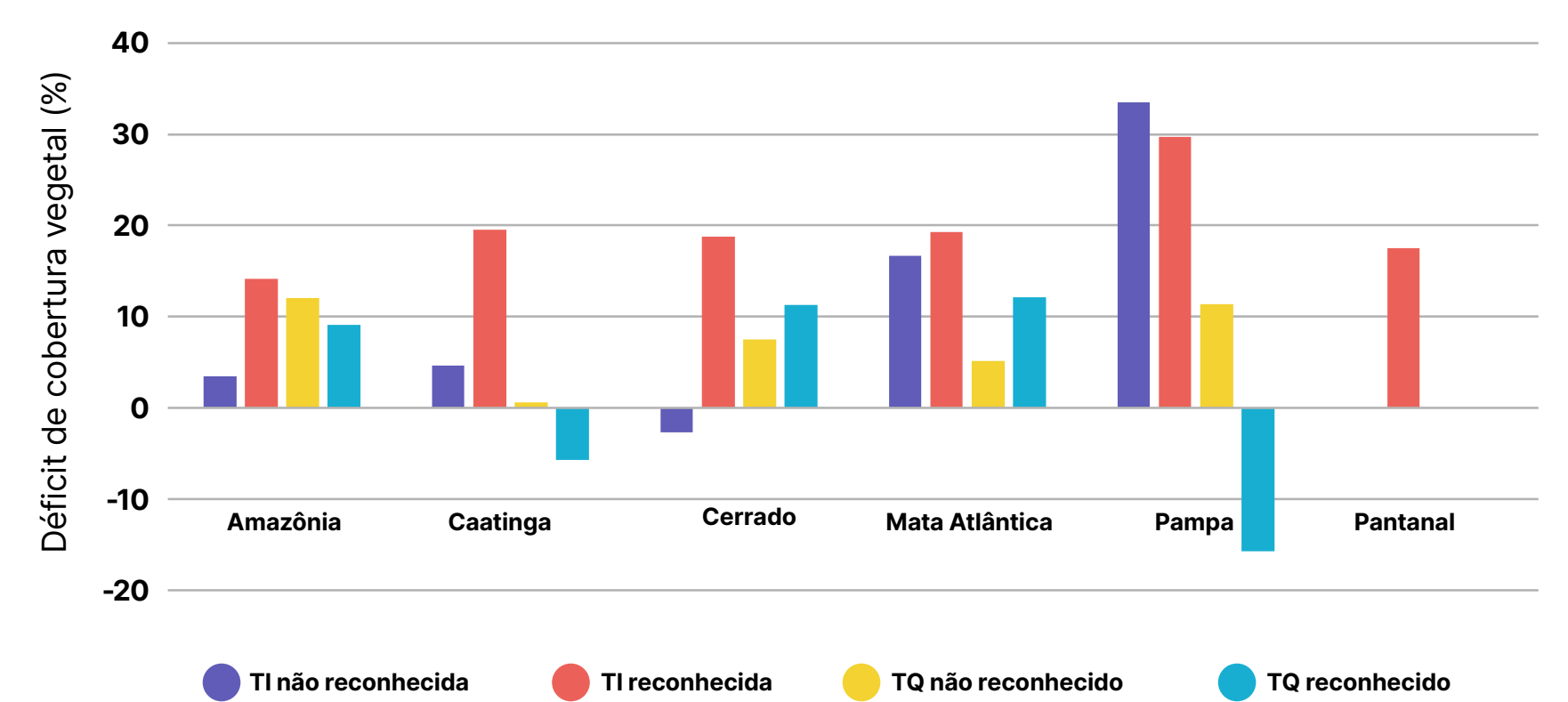


Figura 22. Diferença no déficit de cobertura vegetal de terras indígenas (TIs) e territórios quilombolas (TQs) em relação ao seu entorno de 10 km, em função do grau de reconhecimento e bioma. Fonte: Dados MapBiomas 3.1.

5.1.3. Discussão

Os resultados contemplaram 1.636 TTOs e indicam uma progressão no desmatamento com o tempo, sendo essa tendência maior no entorno dos TTOs que em seu interior. Para os biomas Pampa e Pantanal, devido ao menor número de territórios tradicionais, os resultados devem ser analisados com cautela. Um aspecto relevante nesse estudo é que a coleção 4.1 do MapBiomas permitiu analisar a regeneração das classes de cobertura vegetal, possibilitando uma melhor compreensão e mensuração da efetividade dos TTOs na manutenção da cobertura vegetal.

Os sistemas agrícolas implementados nos TTOs implicam em trajetórias de desmatamentos de pequenas áreas, típico da agricultura de corte e queima, implementada de maneira rotativa e muitas vezes itinerante. Os sistemas agrícolas, associados com o extrativismo, implicam em um modelo de ocupação do território que contribui para a manutenção da cobertura vegetal natural.

Estudos relacionados aos sistemas socioecológicos mostram que existem fatores que explicam o sucesso na gestão de recursos comuns (COX; ARNOLD; TOMÁS, 2010; FREY; RUSCH, 2013). Ostrom (2009) definiu um conjunto de princípios, os quais influenciam na gestão dos TTOs, tais como tamanho do sistema de recursos naturais, previsibilidade da dinâmica do sistema, a legitimidade e autonomia para criar regras de ordenamento e manejo dos recursos naturais, presença de liderança para governança, e existência prévia de padrões éticos/morais que determinam as normas de reciprocidade entre os usuários. Ainda, os custos na auto-organização e cooperação são assumidos somente se o recurso natural desempenha um papel importante para a subsistência ou os usuários têm algum valor social ou cultural reivindicado para a sua sustentabilidade. Tais variáveis do sistema socioecológico podem ajudar a criar consenso entre os usuários, facilitando o compartilhamento do conhecimento e proteção da cobertura vegetal.

Entretanto, os TTOs enfrentam barreiras ecológicas, tecnológicas, econômicas e institucionais para a implementação de seus modelos de desenvolvimento sustentável, as quais estão relacionadas à influência das organizações e das infraestruturas de interação social no processo de ordenamento territorial, uso dos recursos naturais e adaptação (OVIEDO *et al.*, 2019b). Muitos TTOs estão cercados por áreas de agropecuária, e encontram-se sob pressão, ora em função de invasões, ora em função de disputas territoriais. As invasões são constantes nos TTOs. Em alguns casos baseiam-se em equívocos das administrações que destinaram áreas indígenas para colonos, como foi o caso da TI Cachoeira Seca, no Pará (DOBLAS, 2015). Em outros casos, as populações tradicionais foram expulsas para disponibilizar a área para grandes empreendimentos agropecuários, como foi o caso dos Xavante de Marãiwatsédé. Situações de extrema tensão continuam existindo, com a atuação de grileiros para empurrar frentes pioneiras por dentro dos TTOs, como são os casos recentes das TIs Uru-Eu-Wau-Wau e Trincheira/Bacajá. A morosidade na regularização das terras é com frequência um fator agravante. Na TI Manoki, ainda não homologada, 18,7% da TI foi desmatada até julho de 2019 e as fazendas, que ainda não foram desintrusadas, continuam a crescer.

Na Amazônia, a cobertura vegetal natural ainda ocupa grande extensão das TIs e UC-PCTs. Podemos observar que mesmo durante o período de aumento crescente no desmatamento, entre 1991 a 2004, decorrente da pressão da expansão do agronegócio (LE TOURNEAU, 2016) e que aumentou o desmatamento no bioma em 93%, a eficiência na redução do desmatamento nas TIs e UC-PCTs foi superior em comparação com as perdas no bioma. O bioma Amazônia acumulou a maior parte dos territórios estudados (960), e os resultados mostraram que todos os TTOs apresentam taxas de desmatamento superiores no seu entorno. Esse efeito é especialmente claro nas TIs e UC-PCTs. Nos TQs esse efeito é menos claro e precisa de um estudo quantitativo específico.

Pesquisas recentes apontam que a Bacia Amazônica pode estar próxima de um “ponto de não retorno”: atingidos entre 20% e 25% de desmatamento, a floresta passaria por mudanças irreversíveis, tornando-se uma espécie de savana, como o Cerrado, com menor biodiversidade e vegetação mais rala (LOVEJOY; NOBRE, 2018). Os resultados desse estudo mostram que os TTOs estudados têm contribuído de forma significativa para a conservação da vegetação natural no bioma amazônico, no período estudado.

O Cerrado tornou-se o celeiro do país, respondendo hoje por 60% da produção nacional de soja, milho, algodão e cana-de-açúcar, e acumulando, entre 2000 e 2015, um acréscimo de 87% na área produtiva. Entretanto, essa dinâmica já tem trazido para o bioma impactos na gestão dos recursos hídricos e disputas por terra, os quais pressionam e ameaçam os TTOs. Entretanto, os TTOs no Cerrado têm sido, em média, eficazes na proteção contra o desmatamento. Os valores obtidos de desmatamento diferencial são superiores aos correspondentes na Amazônia, o que sugere um contexto de maior pressão e maior resistência dos territórios estudados.

Apesar da aprovação, em 2006, da Lei da Mata Atlântica (BRASIL, 2006), regulamentada pelo Decreto nº 6.660/2008, onde a maior parte dos pontos da lei já tenha sido regulamentada e instrumentos como os Planos Municipais da Mata Atlântica estejam sendo implementados, há grande preocupação em função da resiliência e pressão que os TTOs sofrem do entorno. As Unidades de Conservação da Mata Atlântica apresentam valores de desmatamento superiores ao seu entorno a partir de 2003, o que pode ser uma consequência da consolidação da ocupação dos espaços privados no bioma e o consequente transbordamento (*spillover*) do desmatamento sobre as áreas públicas. Apesar desse efeito, os TTOs ajudam a conservar o pouco que restou da Mata Atlântica. É o caso do Vale do Ribeira, no sul do Estado de São Paulo, que concentra grande diversidade de TQs e TIs.

Os TTOs na Caatinga apresentam trajetórias positivas, no caso das TIs e UC-PCTs, e levemente negativas no caso dos TQs. As TIs apresentaram valores maiores de desmatamento diferencial, o que indica uma alta eficiência na proteção da cobertura vegetal. Os TTOs na Caatinga apresentam porcentagens elevadas de déficit de cobertura vegetal natural. A taxa de remoção anual negativa revela insumos sobre a capacidade de regeneração da vegetação nativa e para o estabelecimento de um manejo sustentável do bioma em longo prazo.

A Caatinga é um dos mais fragilizados e menos conhecidos biomas nacionais. O bioma apresenta um déficit de cobertura vegetal natural e impactos significativos em seus ecossistemas. O ritmo da destruição acelerou, em especial nos últimos anos, em virtude do consumo de lenha para fins domésticos e industriais, a ampliação de cultivos irrigados, a conversão para pastagens e agricultura, e o sobrepastoreio. A região carece de marcos regulatórios, ações e investimentos para sua conservação e uso sustentável. Algumas medidas são fundamentais: a aprovação da Proposta de Emenda Constitucional (PEC) nº 504/2010, que reconhece a Caatinga e o Cerrado como patrimônios nacionais; a assinatura do decreto presidencial que cria a Comissão Nacional da Caatinga; a finalização e implementação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento da Caatinga; e a regulamentação e implementação efetiva de unidades de conservação e terras indígenas.

Observando a evolução temporal das taxas diferenciais de desmatamento na Caatinga, podemos identificar dinâmicas distintas para cada tipo de TTO. No caso das TIs, a evolução pode ser qualificada como muito preocupante. É possível constatar uma reversão da tendência dos últimos 20 anos, em que o entorno dos territórios sofria maior desmatamento do que o seu interior. Com efeito, a partir de 2011 essa tendência começa a mudar e a partir de 2015 o desmatamento é maior no interior dos territórios, o que indica um forte incremento da pressão sobre esses territórios. A grande maioria dos CAR-PCTs apresentam trajetórias de desmatamento muito inferiores ao bioma.

O debate mais urgente para os biomas Pantanal e Pampa é sobre a construção de novas barragens para geração de energia e mudanças no uso da terra. Existem cerca de 150 projetos hidrelétricos na Bacia do Alto Paraguai (40 em operação e o restante em fase de planejamento) e 40 projetos hidrelétricos estão em operação e dezenas de outros em fase de planejamento na Bacia do Rio Uruguai. O risco do efeito cumulativo dessas barragens demanda ações urgentes por parte da Agência Nacional de Águas (ANA) e órgãos responsáveis pelo licenciamento ambiental no sentido de evitar ou mitigar os impactos ambientais sobre os TTOs.

No bioma Pampa, as TIs têm protegido de forma significativa a vegetação no seu interior, em relação ao entorno. Já os TQs têm sofrido maior pressão internamente. No bioma Pantanal, os resultados mostram que até 2014, o desmatamento no interior das TIs era similar ao entorno. Entretanto, a partir desse período o desmatamento passou a ser maior no interior do território, o que pode representar uma tendência muito preocupante.

5.1.4. Conclusões

A modelagem proposta neste estudo pode ser usada para calcular a redução da cobertura vegetal natural, bem como as suas trajetórias ao longo do tempo. A análise das trajetórias da cobertura vegetal natural contribui para a compreensão das dinâmicas de uso e cobertura da terra nos biomas brasileiros.

A análise das trajetórias de desmatamento e das taxas diferenciais históricas mostra uma tendência de aumento da conversão de cobertura vegetal maior no entorno dos TTOs do que no interior deles. A análise comparativa dos TTOs e seu entorno correspondente mostrou que as TIs e UC-PCTs apresentam maiores proporções de cobertura vegetal natural em relação ao entorno. A análise quantitativa das taxas de desmatamento diferenciais históricas dos TTOs no Cerrado mostra maior eficiência na proteção contra o desmatamento, e indica um contexto de maior pressão e maior resistência dos territórios estudados em relação aos outros biomas. Os resultados demonstram a evolução da pressão sobre esses territórios e o papel destes na manutenção da cobertura vegetal natural e contenção do desmatamento.

A abordagem proposta por meio da análise das trajetórias de desmatamento evidencia a relação entre os aspectos culturais e modos de produção da terra nos TTOs. As populações indígenas e tradicionais residentes nesses TTOs desenvolvem modos de produção e manejo dos recursos naturais adaptados às condições ambientais, os quais promovem a efetiva manutenção da cobertura vegetal natural.

O teste de tendência de Mann-Kendall indicou que para grande parte dos territórios estudados a taxa de conversão de cobertura vegetal foi, durante todo o período estudado (1985-2018), superior no entorno em comparação ao seu interior. Essa diferença aumenta ainda mais se forem consideradas as tendências de desmatamento nos respectivos biomas. Essa dinâmica pode ser reflexo das medidas de proteção e manejo da cobertura vegetal natural implementadas no interior dos TTOs.

Os resultados obtidos nesse estudo fornecem uma importante contribuição para a análise dos territórios tradicionalmente ocupados, bem como para a formulação de políticas públicas que fortaleçam o papel e garantam a contribuição positiva desses territórios na proteção ambiental. Existe uma série de lacunas em torno da avaliação da efetividade dos TTOs na manutenção da cobertura vegetal natural no Brasil. Estudos futuros devem modelar o efeito desses territórios a partir das novas coleções a serem disponibilizadas pelo MapBiomas.

5.2. As Reservas Extrativistas e a conservação da floresta

Mauro W. Barbosa de Almeida¹⁴

Introdução

O conceito de Reservas Extrativistas foi criado na década de 1980 pelo movimento social de seringueiros amazônicos que visava defender seus direitos territoriais e que associavam esse objetivo à defesa das florestas que ocupavam com atividades extrativas. O movimento, associado à figura de Chico Mendes, recorreu a empates para bloquear atividades de desmatamento promovidas pela frente pecuária no oeste acreano. Como programa de defesa da floresta em pé contra o desmatamento predatório, o programa de implantação das reservas extrativistas foi visto por pesquisadores e ambientalistas como uma contribuição de base à conservação ambiental (FEARNSIDE, 1989; 1992; ALLEGRETTI, 1990; MILLER *et al.*, 1995; LÉVI-STRAUSS, 2018 [2003]); DIETZ; OSTROM; STERN, 2003a, 2003b; KLENK *et al.*, 2015).

Indicamos no tópico 1 os aspectos conceituais que distinguem Reservas Extrativistas de outros regimes territoriais e recapitulamos no tópico 2 os resultados territoriais desse programa. No tópico 3 tratamos dos efeitos das Reservas Extrativistas para mitigar o desmatamento, considerando argumentos que questionam esses efeitos na Amazônia (ALENCAR *et al.*, 2016; FREITAS *et al.*, 2018). No tópico 4 fazemos um balanço dos efeitos do programa das Reservas Extrativistas, e abordamos críticas aos efeitos desse programa sobre a biodiversidade: Redford (1992); Peres (2000); cf. contudo Miller *et al.* (1995); Shepard *et al.* (2012); Parry e Peres (2015); Ramos (2005); Silveira, Torrezan e Daly (2002). Não trataremos aqui da eficiência econômica (HOMMA, 1989; cf. ALMEIDA; ALLEGRETTI; POSTIGO, 2018). A parte 5 contém recomendações com ênfase nos mecanismos de gestão.

5.2.1. O programa das Reservas Extrativistas

Uma característica marcante do conceito de Reservas Extrativistas foi ter sido formulado por moradores da floresta. Vinha na esteira de um amplo movimento de “empates”, em que os seringueiros se mobilizavam e impediam a derrubada da floresta por madeireiros, grileiros e pecuaristas. Nesse movimento, Chico Mendes destacou-se como líder. Sua atuação junto a associações e sindicatos rurais amazônicos para difundir e implantar o conceito de Reserva Extrativista, e sua atuação no espaço público nacional e internacional em favor da nova concepção foram decisivas (ALLEGRETTI, 2008).

14 Universidade Estadual de Campinas – Departamento de Antropologia e Centro de Estudos Rurais (CERES).

Anunciado em outubro de 1985, em declaração lida em plenária por Chico Mendes na Universidade de Brasília, o conceito se apresentava como uma Reforma Agrária dos Seringueiros, condizente com a realidade dos extrativistas da Amazônia.

5.2.1.1. “A Reforma Agrária dos Seringueiros”

NÓS, SERINGUEIROS REPRESENTANDO OS ESTADOS DE RONDÔNIA, ACRE, AMAZÔNAS E PARÁ, REUNIDOS EM BRASÍLIA DE 11 A 17 DE OUTUBRO DE 1985, NO “1º ENCONTRO NACIONAL DE SERINGUEIROS DA AMAZÔNIA”, TOMAMOS AS SEGUINTE RESOLUÇÕES:

[...]

II - REFORMA AGRÁRIA

1. Desapropriação dos seringais nativos.
2. Que as colocações ocupadas pelos seringueiros *sejam marcadas pelos próprios seringueiros, conforme as estradas de seringa.*
3. *Não divisão das terras em lotes.*
4. *Definição das áreas ocupadas por seringueiros como reservas extrativistas, assegurado seu uso pelos seringueiros.*
5. Que não haja a indenização das áreas desapropriadas, não recaindo seu custo sobre os seringueiros.
6. Que sejam respeitadas as decisões do 4º Congresso Nacional dos Trabalhadores Rurais, no que diz respeito a *um modelo específico de Reforma Agrária para a Amazônia, que garanta um mínimo de 300 hectares e um máximo de 500 hectares por colocação, obedecendo à realidade extrativista da região.*
7. Que os seringueiros tenham assegurado o direito de enviar seus delegados à Assembleia Nacional Constituinte para defender uma legislação florestal e fundiária de acordo com suas necessidades específicas” (CNS, 1985 apud ALLEGRETTI, 1985).

Em 1989, um mês após o assassinato de Chico Mendes, um outro documento mostra o desenvolvimento do conceito, e propõe as Reservas Extrativistas como áreas de domínio da União com usufruto exclusivo dos seringueiros e outros extrativistas.

- [A Reserva Extrativista] É o reconhecimento de áreas de floresta, ocupadas tradicionalmente por seringueiros e outros extrativistas, como **áreas de domínio da União, com usufruto exclusivo dos seringueiros organizados em cooperativas**

ou associações. Nas reservas extrativistas, não há títulos individuais de propriedade.

- Nelas serão respeitadas a cultura e as formas tradicionais de organização e de trabalho dos seringueiros, que continuarão a realizar a extração de produtos de valor comercial como a borracha, a castanha e muitos outros, bem como a caça e a pesca não predatórias, juntamente com pequenos roçados de subsistência em harmonia com a regeneração da mata.
- As reservas extrativistas não serão áreas inviáveis economicamente: garantida a floresta, os seringueiros organizados aumentarão a produtividade, introduzindo inovações tecnológicas adequadas. Além disso, darão continuidade à criação de escolas, postos de saúde e cooperativas geridas por seringueiros.
- **A Reserva Extrativista não é apenas a reforma agrária dos seringueiros, mas também uma forma de preservação da natureza pelos que dela dependem, e, uma alternativa econômica para a Amazônia** (STR XAPURI; CNS; CUT, 1989, p. 16, destaques nossos).

Os documentos acima, datados de 1985 e de 1989 respectivamente mostram que a “reforma agrária de seringueiros e outros extrativistas” contém características que a distinguem do modelo de reforma agrária vigente até então, entre as quais destacamos as seguintes:

1. o conceito de “posse extrativista da floresta” como base de direitos territoriais, e não apenas o uso agrícola e pecuário.
2. territórios como terras da União.
3. usufruto de “seringueiros e outros extrativistas” com base no “uso tradicional”.

5.2.1.2. Posse extrativista

O conceito de posse extrativista desvincula direitos territoriais à comprovação de desmatamento, e estimula a utilização duradoura da floresta em pé. Enquanto no modelo agropecuário de reforma agrária a existência de extensas áreas por família e consequente baixa densidade demográfica eram índices de subutilização, sob o paradigma extrativista essas características indicam o uso múltiplo da floresta com técnicas de baixo impacto. O conceito proposto pelos seringueiros foi formulado juridicamente como “posse agroecológica” pelo jurista Hélder Benatti como:

“[...] a forma que um grupo de famílias camponesas (ou uma comunidade rural) se apossa da terra, levando em consideração neste apossamento as influências sociais, culturais, econômicas, jurídicas e ecológicas. Fisicamente, é o conjunto de espaços que inclui o apossamento familiar conjugado com área de uso comum,

necessários para que o grupo social possa desenvolver suas atividades agroextrativas de forma sustentável” (BENATTI, 2018).

Conforme o mesmo autor, são características da “posse agroecológica”:

“A delimitação dos direitos dos camponeses sobre áreas que são utilizadas para o cultivo e moradia familiar, enquanto outras porções de terra são reservadas para uso comum, ocorrem dentro de uma lógica espacial na qual não há a necessidade de que essas áreas (uso comum e familiar) sejam adjacentes e permanentes. Nem mesmo que suas atividades laborais e de moradia estejam confinadas em parcelas fixas. Além disso, a distribuição dos roçados, casas e a área de uso comum, segundo uma certa divisão espacial da área, ocorre baseada num consenso do grupo, e não em ações isoladas” (BENATTI, 2018)¹⁵.

5.2.1.3. Terras da União

A exigência de que o território fosse constituído como Terra da União visava explicitamente impedir a reconcentração de lotes de terra por meio da venda e da grilagem¹⁶. Foi incluída na definição de Reservas Extrativistas em reunião do Conselho Nacional dos Seringueiros em dezembro de 1987, no município de Brasília.

5.2.1.4. Uso tradicional

Tratava-se aqui da destinação do território com base no uso de territórios por grupos sociais caracterizados como extrativistas, depois incluídos no conceito de comunidades tradicionais (Decreto nº 6.040 de 7 de fevereiro de 2007; SHIRAISHI NETO, 2007; BERNARDINI DE ALMEIDA, 2004). A inovação era a destinação a um grupo social definido por sua identidade sociocultural e modo de uso do território.

Os sindicalistas seringueiros recusaram os módulos do INCRA que preconizavam um máximo de 100 hectares por família, em lotes retangulares à beira das estradas, que resultaram no famigerado formato de “espinha de peixe”. Em vez disso, os seringueiros propuseram territórios “sem divisão em lotes” e com “um mínimo de 300 ha e um máximo de 500 ha “obedecendo à realidade extrativista da região” (CNS, 1985). A justificação para esse modelo era o fato de que esse módulo era condição para a continuidade da exploração dos extrativistas. Em outras palavras, a sustentabilidade do modo de vida e de uso da floresta dos seringueiros estava associada ao baixo impacto sobre a floresta em pé. Esse baixo impacto sobre a floresta em pé resultava do fato de que seringueiros utilizavam uma fração de menos de um hectare anual para roçados de subsistência (em rotação com longos períodos de abandono), sendo o restante utilizado como território para atividades de coleta e extração comercial de espécies nativas (ALMEIDA, 1993, 2012; ALMEIDA *et al.*, 2016). Esse modo de uso da floresta resultava no que já foi chamado de “floresta sem gente”, mas significava na realidade uma floresta ocupada por

¹⁵ Ver também Benatti (1998, 2003, 2011).

¹⁶ Sobre grilagem ver: Torres, Doblas e Alarcon (2017).

gente com baixo impacto. (ALLEGRETTI, 1990; LITTLE, 2001, 2002). A Tabela 21 mostra essa situação para o Acre.

Tabela 21. Densidade demográfica em Assentamentos Extrativistas e Reservas Extrativistas no Acre

Unidades	Quantidade	Área ha	Famílias	ha/família	hab/km² (*)
Projetos de Desenvolvimento Sustentável	9	524.338	3.568	147	2,4
Assentamentos Extrativistas	4	175.489	682	257	1,4
Reservas Extrativistas	5	2.198.166	3.904	563	0,6
Total	9	2.373.656	4.586	820	0,7

Fonte: INCRA – Lista de Beneficiários do Programa Nacional de Reforma Agrária, 2 dez. 2019. Disponível em: <http://www.incra.gov.br/pt/beneficiarios.html>.
*Fonte para pessoas por família em área rural: IBGE – Pesquisa de Orçamentos Familiares (2015). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/759#resultado>

5.2.2. Resultados territoriais

O programa de Reservas Extrativistas anunciado em outubro de 1985 pelos seringueiros reunidos em Brasília no I Encontro Nacional de Seringueiros teve efeitos institucionais, resultando na criação das seguintes modalidades inspiradas pelo programa:

5.2.2.1. Assentamentos Extrativistas

Em 1987, o INCRA cria a modalidade de Projeto de Assentamento Extrativista (INCRA, 1987), visando atender à reivindicação dos seringueiros. A portaria especificava que o Assentamento Extrativista seria:

“I – [...] destinado à exploração de áreas dotadas de riquezas extrativas, através de atividades economicamente viáveis e ecologicamente sustentáveis, a serem executadas pelas populações que ocupem ou venham a ocupar as mencionadas áreas”;

estabelecendo ainda que:

“II – [...] a destinação das áreas para tais projetos dar-se-á mediante concessão de uso, em regime comunal, segundo a forma decidida pelas comunidades concessionárias – associativista, condominial ou cooperativista” (INCRA, 1987).

Um primeiro resultado legal da Portaria nº 627 foi a instituição pelo governo do Estado do Acre do Assentamento Extrativista do São Luíz do Remanso com área de 39.752 hectares em 1987 pela Portaria nº 427/87 do INCRA (RODRIGUES DA SILVA, 1996). A repercussão

nacional e internacional do assassinato de Chico Mendes em dezembro de 1988, combinada à atuação local do Conselho Nacional dos Seringueiros, resultou em 1989 na desapropriação pelo INCRA do Seringal Cachoeira para criar o Projeto de Assentamento Extrativista Chico Mendes – Portaria no 158 (INCRA, 1989).

Embora os Assentamentos Extrativistas tenham sido um passo importante para o reconhecimento de direitos territoriais de comunidades tradicionais, sua implementação encontrava um óbice na obrigatoriedade de indenização prévia de proprietários por valores de mercado (ALMEIDA, 1995). Assim, os primeiros assentamentos extrativistas no Acre (São Luís do Remanso e Seringal Cachoeira) tinham área da ordem de 300 km² ou 30.000 ha), em contraste com as primeiras Reservas criadas em 1990, com áreas entre 3.000 a 9.300 km² (300.000 a 930.000 hectares).

5.2.2.2. Reservas Extrativistas

O assassinato de Chico Mendes teve ainda como efeito a instituição de um Grupo de Trabalho interministerial no âmbito do Ministério do Meio Ambiente que elaborou a minuta para o decreto que criou as primeiras Reservas Extrativistas como unidades de conservação nos primeiros meses de 1990.

Em 23 de janeiro de 1990, foi criada pelo Decreto nº 98.863 a Reserva Extrativista do Alto Juruá, com 506.186 hectares. Curiosamente, demorou ainda uma semana para que fosse editado o Decreto nº 98.897 de 30 de janeiro de 1990 (BRASIL, 1990b), que criou a figura das Reservas Extrativistas como unidades de conservação e instituiu sua definição: “As Reservas Extrativistas são espaços territoriais destinados à exploração autossustentável e conservação dos recursos naturais por população extrativista” (Artigo 1º), sem, contudo, mencionar o mecanismo de gestão previsto no decreto anterior.

Mas o decreto de 30 de janeiro de 1990 desviou-se da minuta aprovada pelo Conselho Nacional dos Seringueiros em dois pontos principais: a omissão do mecanismo de cogestão entre organizações locais e a agência governamental, e a omissão do veto à exploração madeireira nas Reservas Extrativistas.

A primeira Reserva Extrativista, a do Alto Juruá, incidia nos seringais Rio Tejo (então município de Cruzeiro do Sul), onde se travava, ao longo da década de 1980, um conflito entre seringueiros e patrões seringalistas e seus barracões. Sob a coordenação regional de Luiz Batista de Macedo, o Conselho Nacional dos Seringueiros propôs ainda em 1988 a criação de uma reserva extrativista abrangendo toda a Bacia do Rio Tejo, e em 1989 o BNDES aprovou um financiamento a fundo perdido que permitia à cooperativa de seringueiros se tornar independente dos barracões.

Em março do mesmo ano, foram criadas mais três Reservas: a Reserva Extrativista Chico Mendes com área de 970.570 hectares – Decreto nº 99.144 de 12 de março de 1990 (BRASIL, 1990c), a Reserva Extrativista do Rio Cajari com 481.650 hectares – Decreto nº 99.145 de 12

de março de 1990 (BRASIL, 1990d) e a Reserva Extrativista do Rio Ouro Preto com área de 204.583 hectares – Decreto nº 99.166 de 13 de março de 1990 (BRASIL, 1990e). A criação de quatro Reservas Extrativistas totalizou 2,6 milhões de hectares (21.630 km²) no espaço de dois meses.

5.2.2.3. Reservas de Desenvolvimento Sustentável

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável foi criada pela Lei nº 9.985/2000 (BRASIL, 2000), Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), regulado pelo Decreto nº 4.340/2002, onde é definida como:

“[...] área natural que abriga populações tradicionais, cuja existência baseia-se em sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais, desenvolvidos ao longo de gerações e adaptados às condições ecológicas locais e que desempenham um papel fundamental na proteção da natureza e na manutenção da diversidade biológica” (Artigo 20).

A mesma Lei nº 9.985 regulamenta ainda as Reservas Extrativistas, com uma inovação significativa em relação ao Decreto que criou a primeira Reserva Extrativista: enquanto o Decreto nº 98.863 de 23 janeiro de 1990 dispunha que o Ibama:

“... quando da implantação, proteção e administração da Reserva Extrativista do Alto Juruá, poderá celebrar convênios com as organizações legalmente constituídas, tais como cooperativas e associações existentes na Reserva, para definir as medidas que se fizerem necessárias à implantação da mesma” (Artigo 2º).

A Lei que cria o SNUC afirma que a Reserva Extrativista e a Reserva de Desenvolvimento Sustentável serão geridas por um Conselho Deliberativo presidido por um chefe nomeado pelo Ibama e constituído por “representantes de órgãos públicos, de organizações da sociedade civil e das populações tradicionais residentes na área, conforme se dispuser em regulamento e no ato de criação da unidade” (Art. 18). Enquanto o artigo 3 afirma que: “as unidades de conservação podem ser geridas por organizações da sociedade civil de interesse público com objetivos afins aos da unidade, mediante instrumento a ser firmado com o órgão responsável por sua gestão”, a instituição do Conselho Deliberativo (em vez do Conselho Consultivo como nas demais unidades de conservação) significou a exclusão da gestão das Reservas por organizações das comunidades tradicionais possivelmente em cogestão com o poder público, possibilidade indicada no Artigo 30 da Lei do SNUC.

5.2.2.4. Balanço de resultados territoriais

Como resultados da proposta de Reserva Extrativista até janeiro de 2020 haviam sido criados 381 Assentamentos Agroextrativistas (abrangendo 108.000 km²) e 134 unidades de conservação destinadas ao uso de populações agroextrativistas (com área de 286.668 km²), incluindo-se aí 95 Reservas Extrativistas Federais ou Estaduais, além de 39 Reservas de

Desenvolvimento Sustentável (federais, estaduais e municipais), totalizando 134 unidades de conservação destinadas a moradores tradicionais. As Reservas Extrativistas Federais constituem 11,1% da área das Unidades de Conservação Federais (MMA, 2020).

O total de 95 Reservas Extrativistas (federais e estaduais) incluem as Reservas Marinhas e Reservas Extrativistas no bioma do Cerrado, além de um pequeno número de Reservas Extrativistas no Cerrado.

Tabela 22. Reservas Extrativistas, Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Assentamentos Agroextrativistas

Tipo de unidades	Nº de unidades	Subtotais unidades	Áreas (km²)	Subtotais áreas (km²)
Reservas Extrativistas Federais	66		135.091	
Reservas Extrativistas Estaduais	29		21.126	
<i>Reservas Extrativistas</i>		<i>95</i>		<i>156.217</i>
Reservas de Desenvolvimento Sustentável Federais	2		1.026	
Reservas de Desenvolvimento Sustentável Estaduais	32		111.250	
Reservas de Desenvolvimento Sustentável Municipais	5		171	
<i>Reservas de Desenvolvimento Sustentável</i>		<i>39</i>		<i>112.447</i>
<i>Assentamentos Agroextrativistas</i>	<i>381</i>	<i>381</i>		<i>108.000</i>
Total de Unidades análogas a Reservas Extrativistas		515		376.664

Fonte: MMA, 2020. Tabela *Consolidada das Unidades de Conservação*. CNUC/MMA. Disponível em: www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs.html. Atualizada em: 28 jan. 2020.

A proporção entre essas unidades em porcentagem sobre o total de unidades é mostrada na Tabela 23.

Tabela 23. Reservas Extrativistas, Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Assentamentos Agroextrativistas em porcentagem sobre totais

Tipo de unidades	% unidades	% Subtotais unidades	% Áreas (km²)	% Subtotais áreas (km²)
Reservas Extrativistas Federais	12,8		35,9	
Reservas Extrativistas Estaduais	5,6		5,61	
<i>Reservas Extrativistas</i>		<i>18,4</i>		<i>41</i>
Reservas de Desenvolvimento Sustentável Federais	0,4		0,27	
Reservas de Desenvolvimento Sustentável Estaduais	6,2		29,54	

Tipo de unidades	% unidades	% Subtotais unidades	% Áreas (km²)	% Subtotais áreas (km²)
Reservas de Desenvolvimento Sustentável Municipais	1,0		0,05	
<i>Reservas de Desenvolvimento Sustentável</i>		8	0,91	29,9
<i>Assentamentos Agroextrativistas</i>	74,0	74,0	28,67	28,7
Total de Unidades análogas a Reservas Extrativistas	100,0	100,0		100,0

Fonte: MMA, 2020. *Tabela Consolidada das Unidades de Conservação*. CNUC/MMA - www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs.html. Atualizada em: 28 jan. 2020.

As Reservas Extrativistas estão representadas em diferentes biomas (Tabela 24).

Tabela 24. Reservas Extrativistas Federais por bioma*¹⁷

Bioma	Unidades	%	Área (ha)	%
Amazônia**	37	57	11.387.152	89,50
Marinho costeiro	22	34	1.272.903	10,00
Cerrado	5	8	62.228	0,49
Mata Atlântica	1	2	1.178	0,01
Total	65	100	12.723.460	100

Fonte: <https://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/amazonia/unidades-de-conservacao-amazonia?start=90>.

* Os totais das fontes para as Tabelas 21 e 22 não coincidem.

** O bioma Amazônia inclui quatro Reservas Extrativistas Marinhas, todas no Estado do Pará.

Nesses territórios, distribuídos por diferentes biomas, habitam seringueiros, castanheiros, coletores de molusco, pescadores artesanais, ribeirinhos e pequenos agricultores da floresta, que eram antes invisíveis e sem reconhecimento legal como cidadãos. A criação desses territórios significou o reconhecimento da existência dessas populações, de seus direitos humanos e territoriais, e de sua contribuição para o patrimônio natural do país.

17 Nos dados do Painel, as RESEX federais por bioma somam 66, sendo 50 na Amazônia, 23 Marinhas, 7 no Cerrado, 9 na Mata Atlântica e 3 na Caatinga. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiMjU0NWtODkyNC00NzNiLWJiNTQ0NjY0ZDkzliwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTMzZThmM2M1NTBINy9>.

5.2.3. Reservas Extrativistas e conservação da floresta

5.2.3.1. Reservas Extrativistas Federais na Amazônia Legal

Neste capítulo consideramos o efeito de Reservas Extrativistas sobre a conservação da floresta usando séries de dados anuais de desflorestamento fornecidos pelo INPE, por meio da plataforma *on-line* Terra Brasilis PRODES¹⁸, reprocessados em forma de porcentagem de desmatamento sobre áreas totais, com foco no período de 2008 a 2018, com dados adicionais para 2019.

Quando consideramos a relação entre a trajetória de Reservas Extrativistas federais em comparação com os incrementos anuais de desflorestamento na Amazônia Legal, vemos que as Reservas Extrativistas apresentam consistentemente taxas menores do que as taxas para a região como um todo (Figura 23).

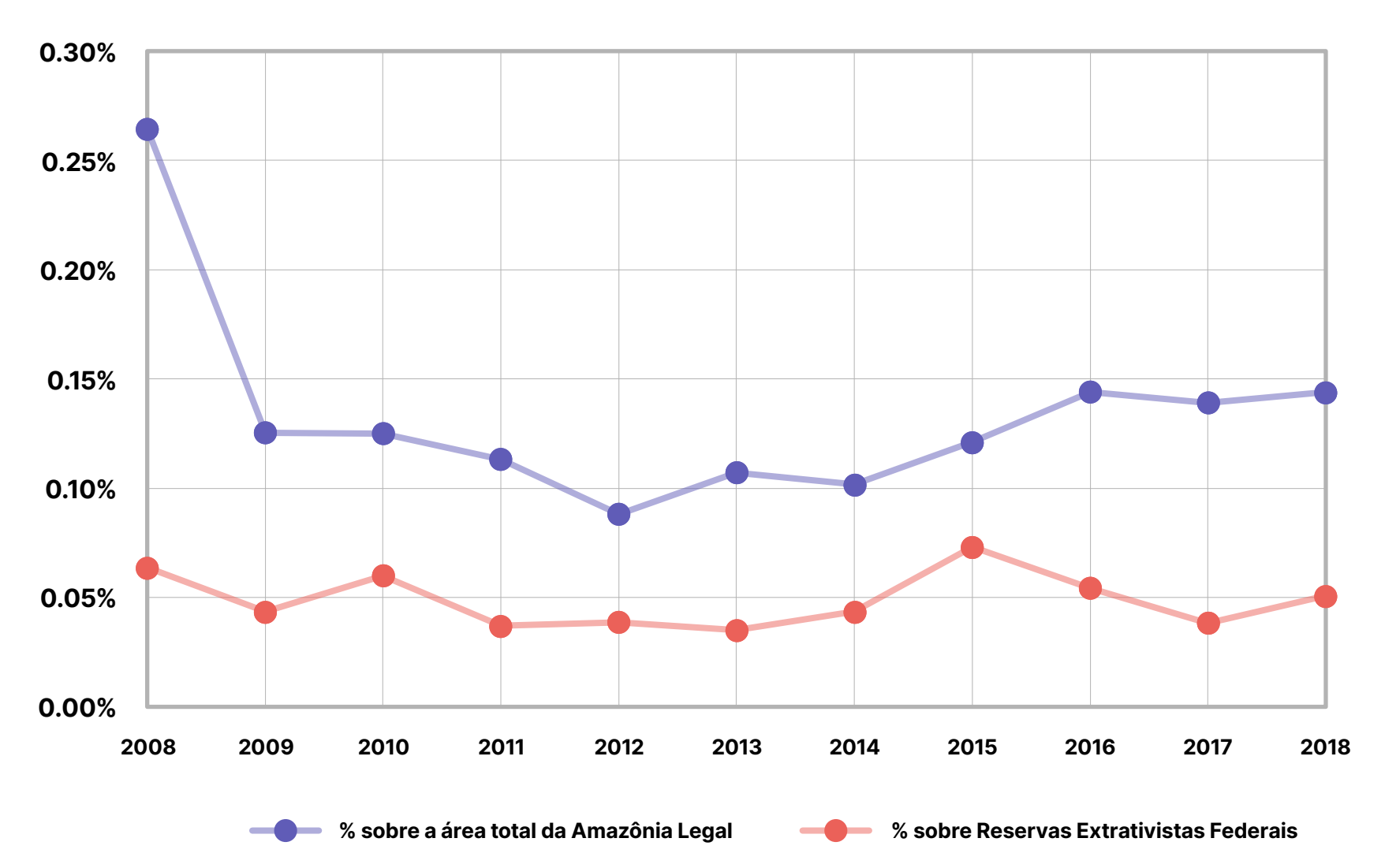


Figura 23. Incrementos anuais de desmatamento na Amazônia Legal e em Reservas Extrativistas Federais (em % sobre áreas respectivas). Fonte: PRODES, 2018.

Convém indicar o contraste entre Reservas Extrativistas Federais e Estaduais. Esse contraste é evidenciado na Figura 24.

18 Disponível em: <http://terrabilis.dpi.inpe.br/>.

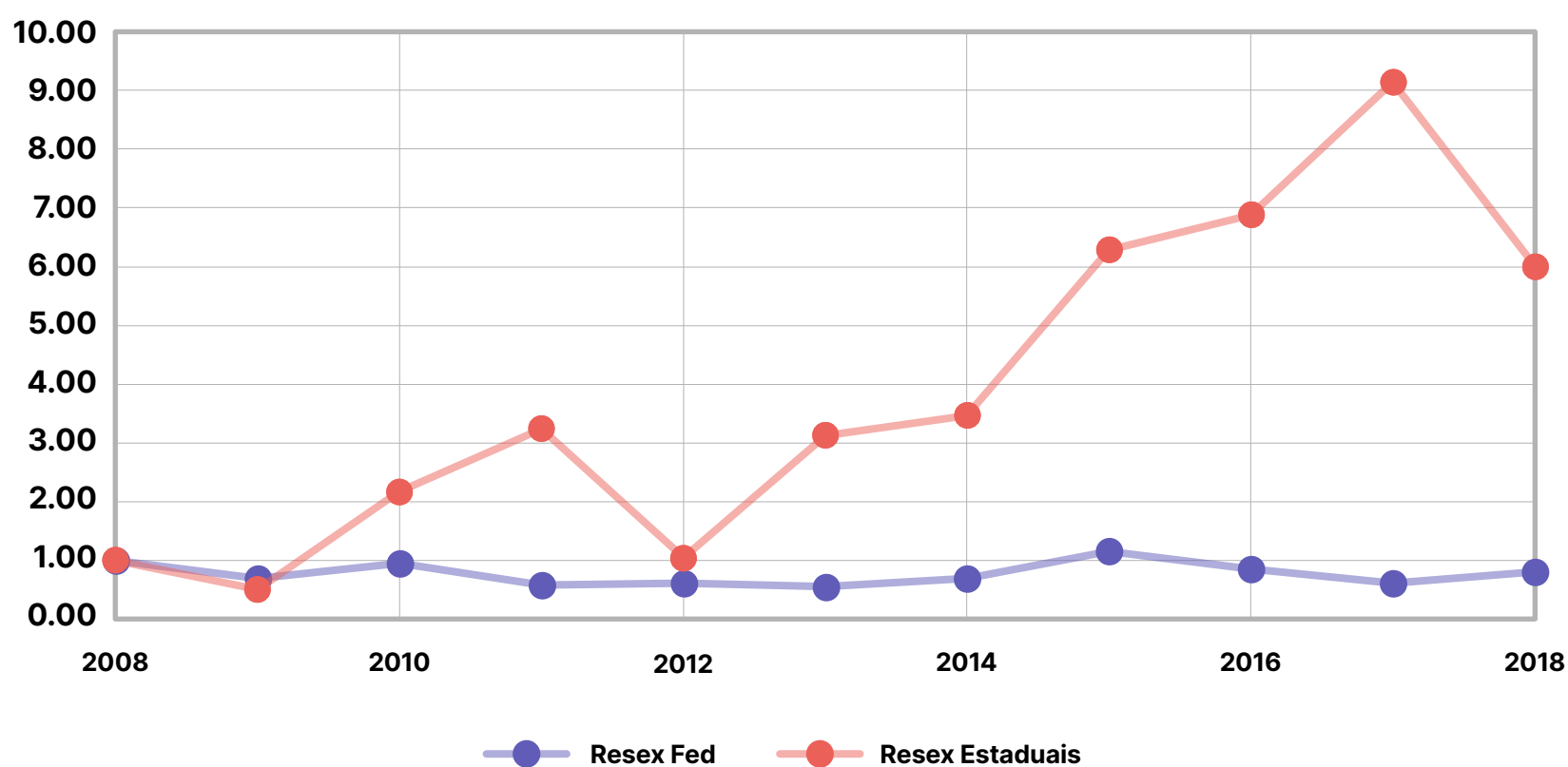


Figura 24. Taxas anuais de desmatamento em Reservas Extrativistas Federais e Estaduais. Fonte: PRODES, 2020.

Esse agudo contraste é evidenciado no caso de Rondônia, onde Reservas Extrativistas Estaduais foram criadas em um ambiente de frentes de colonização e reduzida fiscalização, resultando em pressões para recategorização para permitir a ocupação pecuária desses territórios (GTA, 2008; SANTOS DIAS, 2014).

5.2.3.2. Reservas Extrativistas no Estado do Acre e desmatamento

Vamos agora considerar o caso da Reserva Extrativista Chico Mendes que tem sido apontada como exemplo simbólico da ineficácia de Reservas Extrativistas para limitar o desmatamento. Inicialmente, mostramos as taxas anuais de desmatamento para a Amazônia Legal, para o Estado do Acre e as Reservas Extrativistas no Estado do Acre com e sem a Reserva Chico Mendes.

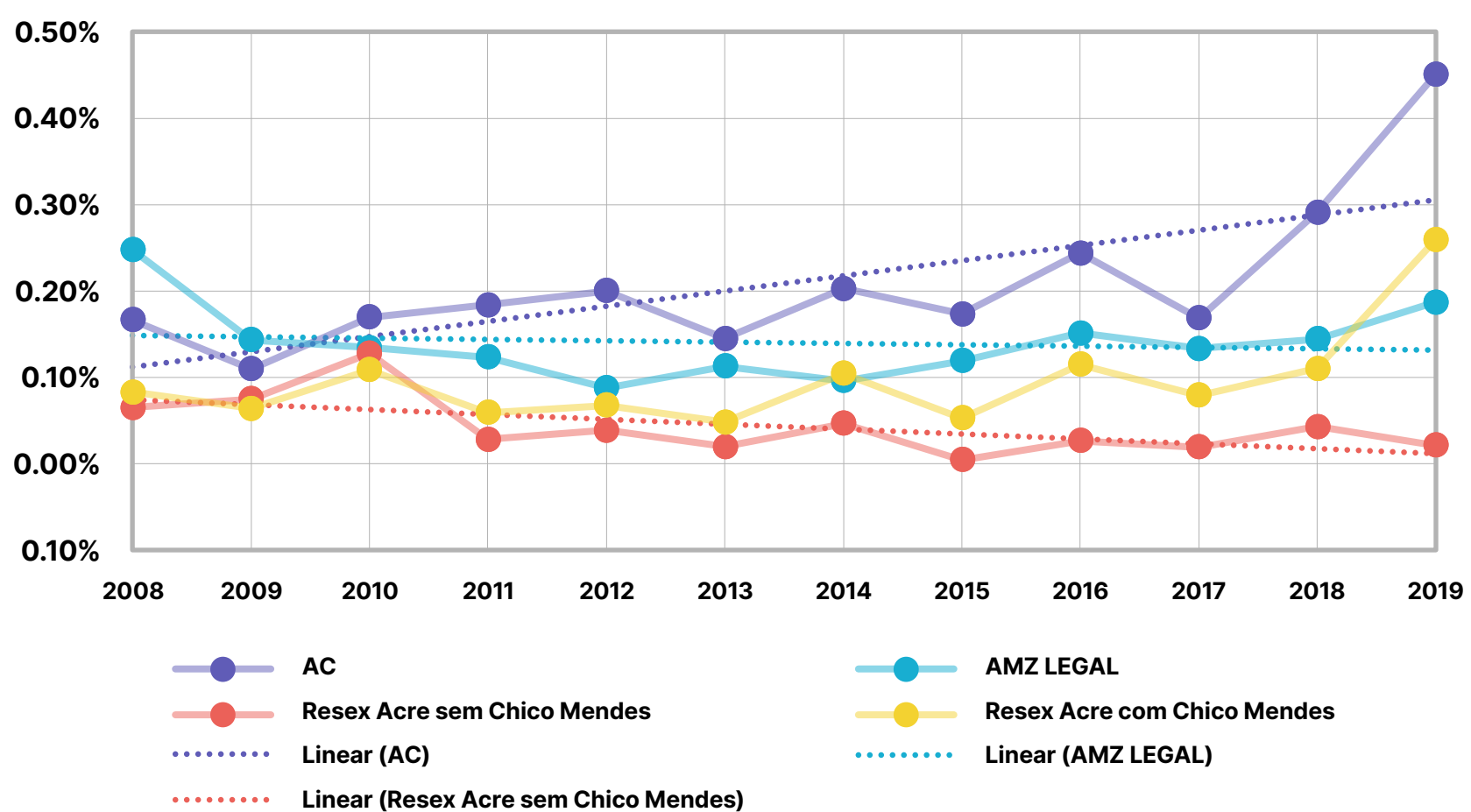


Figura 25. Desmatamento na Amazônia Legal, no Estado do Acre e em Reservas Extrativistas do Estado do Acre de 2008 a 2019 em % sobre as áreas respectivas. Fontes: INPE (2018). Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes> para Amazônia Legal; ISA, disponível em: <https://uc.socioambiental.org/uso-sustentavel/reserva-extrativista>.

Observamos que a evolução das taxas de desmatamento na Amazônia Legal mostra uma tendência crescente a partir de 2014. De 2014 a 2019, o desmatamento se acelera no Estado do Acre, mas a aceleração do desmatamento a partir daí não resulta das Reservas Extrativistas no Estado do Acre como um todo, e sim da contribuição da Reserva Extrativista Chico Mendes (2018 e 2019).

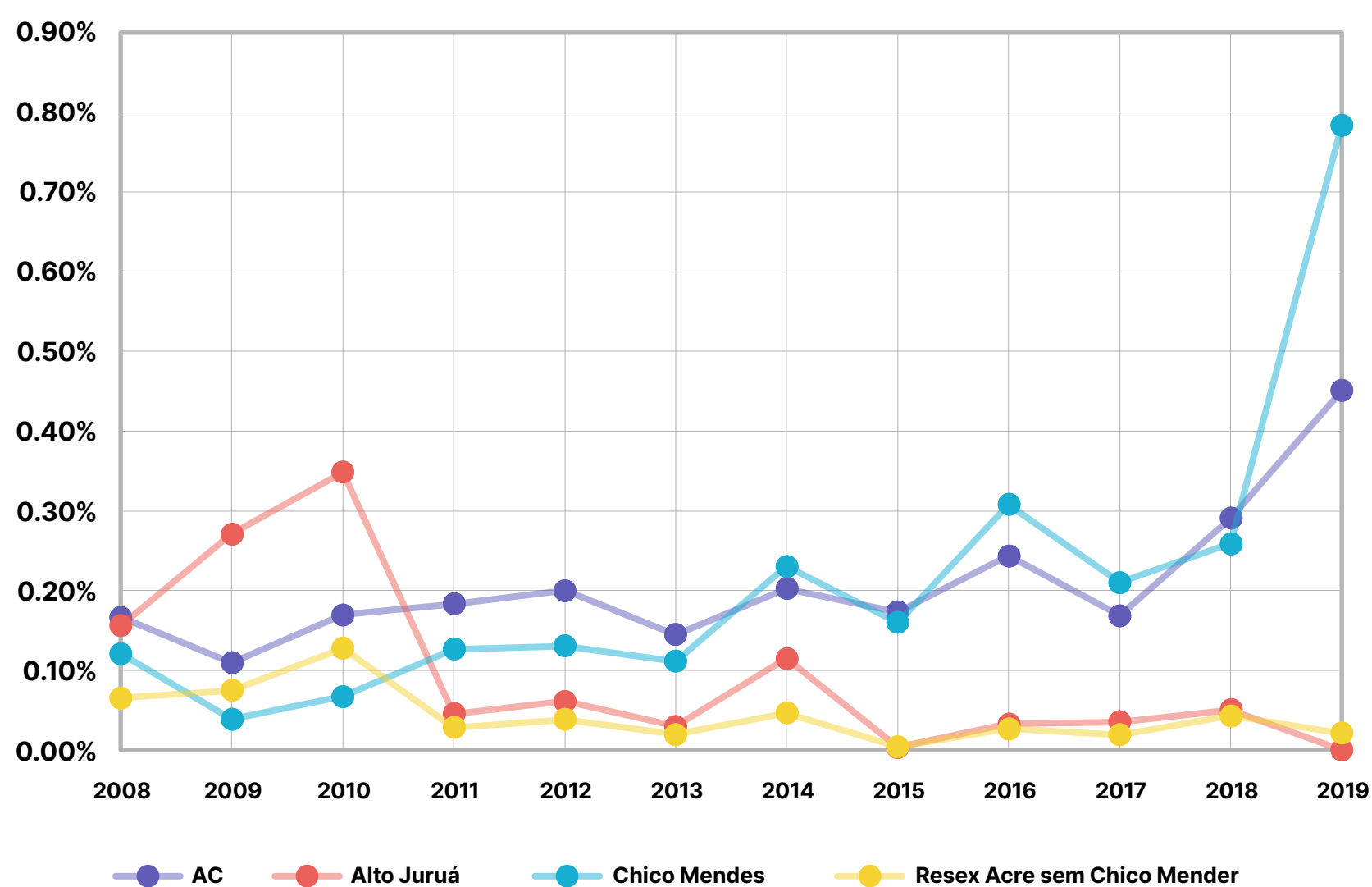


Figura 26. Desmatamento anual em Reservas Extrativistas do Estado do Acre de 2008 a 2019 – com e sem Chico Mendes. Fonte: INPE, disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>; ISA, disponível em: <https://uc.socioambiental.org/uso-sustentavel/reserva-extrativista>.

Concluimos que o caso da Reserva Chico Mendes, que acompanha a aceleração em taxas de desmatamento que se verifica no estado como um todo em 2018 e, sobretudo, em 2019, deve ser explicada por fatores particulares, e não serve de base para generalizações sobre reservas extrativistas. Cabe lembrar que a aceleração explosiva nas taxas de desmatamento no Estado do Acre e na Reserva Chico Mendes de 2018 a 2019 (Figura 26) corresponde à eleição de Gladson Cameli como governador, com campanha marcada pelo estímulo ao desmatamento e promessas de suspensão de fiscalização, seguida por projetos legislativos visando reduzir a área da Reserva Chico Mendes de modo a permitir a expansão de fazendas pecuárias em seu interior.

5.2.3.3. Efeito de Barreira da Reserva Extrativista Chico Mendes

Apresentamos dados que indicam que o aumento anômalo nas taxas de desmatamento anuais na Reserva Extrativista Chico Mendes pode ser uma conjunção dos seguintes fatores: o estímulo governamental ao desmatamento pelo governo de Gladson Cameli, apoiando a pressão da frente pecuária para se expandir no território da Reserva Extrativista, em combinação com a ausência de políticas de apoio ao uso sustentável da floresta na Reserva Extrativista Chico Mendes.

Contudo, os dados indicam que a Reserva Extrativista Chico Mendes atua como barreira à frente pecuária de desmatamento. Esse papel de barreira é, de fato, a razão para iniciativas legislativas e de governo que visam recategorizar partes da Reserva para liberá-las para o desmatamento e a exploração pecuária por fazendeiros.

Uma primeira evidência desse efeito é a diferença entre as taxas de desmatamento nos municípios superpostos à Reserva Extrativista Chico Mendes e as taxas de desmatamento no seu interior (Figura 27), que mostram que a Reserva Chico Mendes tem uma percentagem de desmatamento que é menos da metade da percentagem de desmatamento dos municípios sobrepostos a ela. Os dados mostram que esse contraste é ainda mais acentuado quando consideradas as demais reservas extrativistas do Estado.

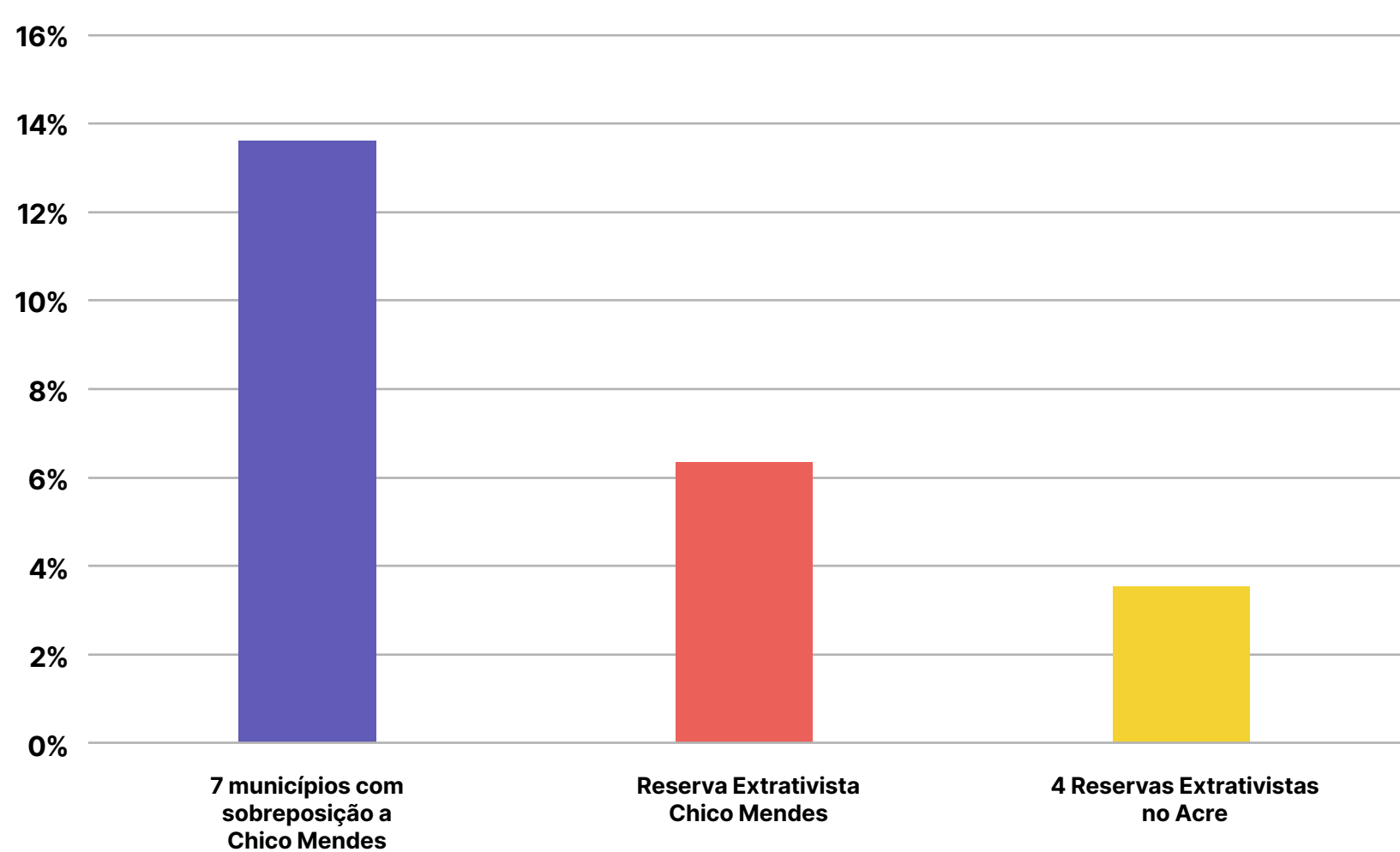


Figura 27. Desmatamento na Reserva Extrativista Chico Mendes e nos municípios superpostos. Fonte: PRODES, 2018. Disponível em: www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes.

O gráfico apresentado na Figura 27 mostra que Reservas Extrativistas fazem diferença sobre taxas de desmatamento.

Vamos considerar agora o contraste entre o interior da Reserva Chico Mendes com seu entorno – separado dela a leste pela Estrada BR-317 que representa a fronteira entre a Reserva Extrativista e a frente pecuária. Essa contiguidade não é acidental. A Reserva Chico Mendes foi intencionalmente projetada pelos seringueiros organizados no Conselho Nacional de Seringueiros no início de 1990 como barreira contra a expansão do desmatamento por parte de pecuaristas e da grilagem de terras. Essa delimitação de fronteira, em outras palavras, foi a continuação dos empates contra desmatamento por meios institucionais. Os mapas de cobertura e uso de solo (Box 1) indicam que essa ação de organizações de seringueiros foi bem-sucedida, porque de fato a Reserva Extrativista Chico Mendes foi uma barreira para o desmatamento desregrado promovido pela frente pecuarista associada à manipulação de títulos

de terra. A Figura 28 mostra o contraste entre a frente de desmatamento associada à pecuária e o território da Reserva Extrativista Chico Mendes.

O efeito de barreira da Reserva Extrativista Chico Mendes é evidenciado de maneira mais clara pela sequência de imagens de 1985 a 2019 na Figura 29 (Box 1).

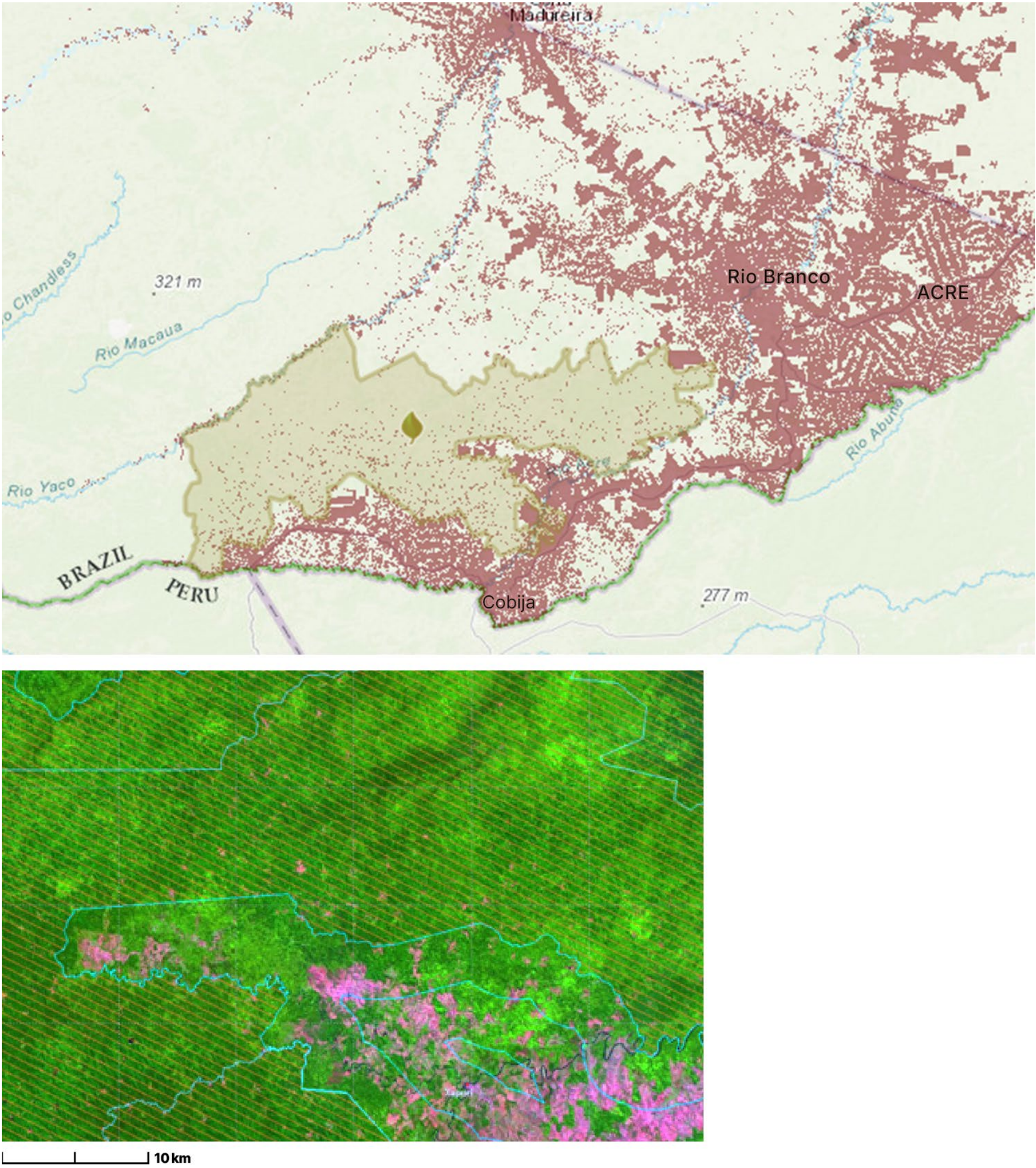


Figura 28. Desmatamento no entorno da Reserva Extrativista Chico Mendes (I), 2008. Fontes: acima, Instituto Socioambiental; abaixo: INPE, PRODES (2018).

BOX 1 – CONVERSÃO DA FORMAÇÃO FLORESTAL EM PASTAGEM NA RESERVA EXTRATIVISTA CHICO MENDES E NO ENTORNO (*buffer* de 20 km)

Helena França¹⁹

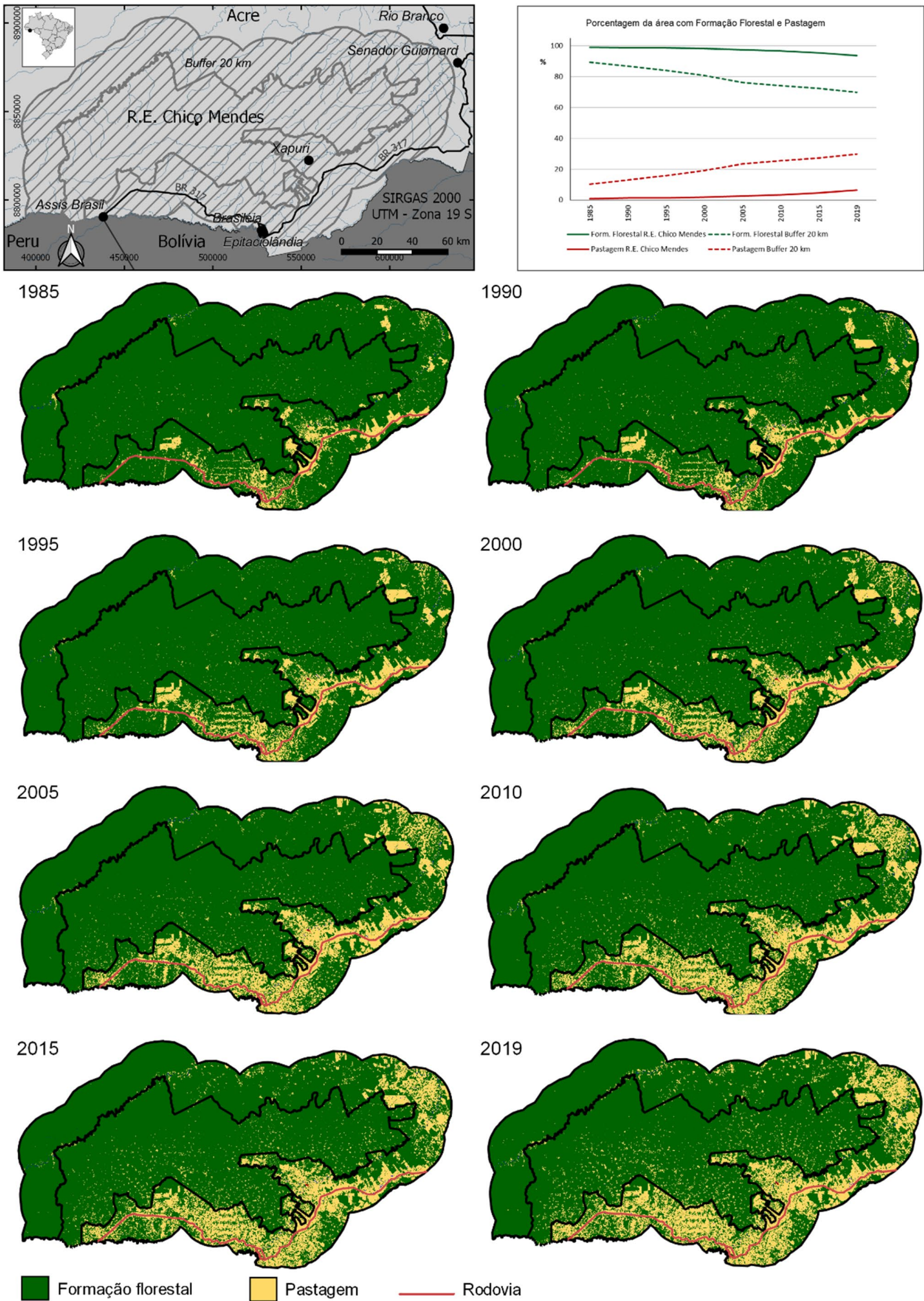


Figura 29. Uso e cobertura da terra na Reserva Extrativista Chico Mendes e no entorno (1985-2019) Fonte: Elaborado pela Prof. Dra. Helena França. Adaptado de MapBiomas, coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/>. Obs.: Classes de cobertura e uso do solo não visíveis nos mapas acima foram suprimidas da legenda.

19 Laboratório de Geoprocessamento, Universidade Federal do ABC (UFABC), Santo André.

Deve-se salientar ainda o papel da Estrada BR-317 (Box 1, mapa superior à esquerda) ao longo da qual avança a frente de desmatamento. Concluímos que a Reserva Extrativista Chico Mendes tem atuado como fator de contenção do desmatamento, apesar da pressão exercida pela contiguidade com as fazendas pecuárias, em combinação com a ausência de políticas de apoio à economia doméstica de moradores da floresta.

As duas maiores Reservas Extrativistas são a Chico Mendes no Acre com 970.570 hectares e a Verde para Sempre no Pará, criada em 2004 com área de 1.288.717 hectares. Ambas são criticadas pelas suas taxas de desmatamento, mas note-se que são ambas contíguas a frentes de ocupação muito intensas: o exame visual da Reserva Extrativista Verde para Sempre sugere que, como na Chico Mendes, o avanço do desmatamento se dá como efeito da frente pecuária, em contraste com a conservação da cobertura vegetal no conjunto da Reserva.

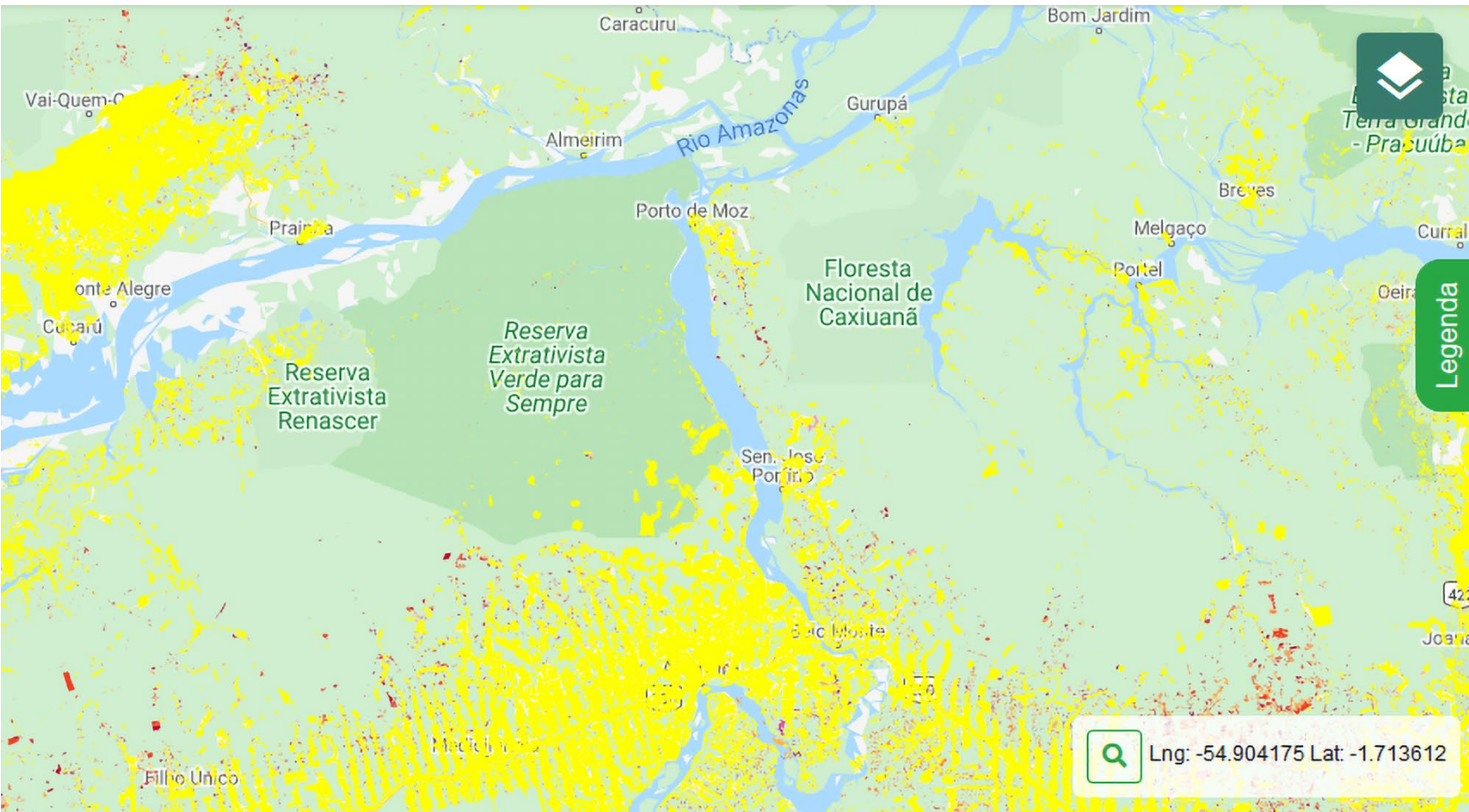


Figura 30. Efeito de barreira: Reserva Extrativista Verde para Sempre. Fonte: PRODES.

5.2.3.4. Observações sobre fatores de desmatamento

Há uma tendência geral à redução das taxas anuais de desmatamento nas Reservas Extrativistas Federais ao longo da década de 2008 a 2018, com um aumento acentuado no ano de 2019 no Estado do Acre em um contexto de disputa eleitoral onde o estímulo ao desmatamento teve papel significativo. Esse contexto acentuou a progressão do desmatamento na Reserva Extrativista Chico Mendes, com tendência desviante em relação às demais reservas extrativistas do estado. Por outro lado, o exame qualitativo de imagens mostra que o território da Reserva Chico Mendes opera como barreira ao padrão de desmatamento de fazendas pecuárias. É possível também afirmar como hipótese que a intensidade de desmatamento no interior da Reserva Chico Mendes com o padrão de manchas e pontos está correlacionado à proximidade da estrada (BR-317) e à frente pecuária associada, e ainda à ausência de políticas públicas eficientes para apoio aos serviços ambientais prestados pelos moradores da floresta. Efeito similar se aplica ao caso da Reserva Extrativista Verde para Sempre.

Há diferenças entre Reservas Extrativistas que são ilustradas pelos casos da Reserva Extrativista do Alto Juruá e da Reserva Extrativista Chico Mendes. A Reserva Extrativista do Alto Juruá foi projetada a partir de um movimento social de seringueiros contra padrões de barração, no extremo oeste do Estado do Acre, fora do alcance das frentes de colonização (com exceção da malfadada Colônia Santa Luzia) e de estradas (não é atingida pela BR-364). Seu perímetro foi delimitado por divisores de águas (a oeste o Rio Juruá, ao norte e a leste) e por cursos d'água (Rio Juruá, Rio Breu), bem como por fronteiras com territórios indígenas (ao sul e ao norte). Já a Reserva Extrativista Chico Mendes, projetada durante os dois meses que se seguiram ao decreto de criação da Reserva Extrativista do Alto Juruá, teve fronteiras delineadas para conter o avanço das fazendas pecuárias e de projetos de colonização, que coincidem com o trajeto da estrada BR-317 (Estrada do Pacífico).

5.2.4. Balanço: efeitos positivos das Reservas Extrativistas

5.2.4.1. Reconhecimento de direitos de comunidades tradicionais

Reservas Extrativistas representam o reconhecimento de direitos territoriais e culturais de comunidades tradicionais, ribeirinhos, seringueiros, castanheiros, babaqueiros e semelhantes. Manter comunidades tradicionais em seus territórios tradicionais significa defender a vida humana e os modos de vida que compõem a diversidade social e cultural do país.

5.2.4.2. Proteção de terras públicas

Reservas Extrativistas representaram o reconhecimento de camponeses florestais e ribeirinhos como detentores de direitos de uso de territórios tradicionalmente ocupados de maneira sustentável e com modalidades culturais particulares. As Reservas Extrativistas bloquearam a grilagem de terras públicas, definindo um regime de usufruto por moradores tradicionais que não admite a concentração de títulos de terra. Com a criação de Reservas Extrativistas, terras públicas escaparam de grileiros, representando significativa proteção de terras públicas que, ao invés de serem apropriadas pelo agronegócio e pela exploração madeireira, permanecem no domínio da União com usufruto de comunidades tradicionais sujeitas a regras de conservação. A disputa por terras da União opõe, de um lado, interesses privados – empresas imobiliárias, fazendeiros, agropecuaristas, grileiros que fazem a tarefa de expulsar moradores tradicionais e legitimar legalmente o esbulho fundiário. E, de outro lado, os habitantes tradicionais dessas mesmas terras, que as utilizam de maneira não predatória. No fundo dessa disputa está o conflito entre a apropriação privada de patrimônios públicos, e regimes comunitários de uso durável de bens públicos (TORRES; DOBLAS; ALARCON, 2017). As terras em disputa são áreas antes não interessantes economicamente que se tornaram alvo de especuladores e do agronegócio após a abertura de estradas e do fornecimento de energia. A ocupação tradicional por comunidades de seringueiros, castanheiros, pescadores artesanais, coletores de babaçu, faxinalenses constitui uma barreira contra a apropriação dessas terras públicas e contra a expropriação de seus antigos ocupantes pela grilagem e pelo agronegócio.

5.2.4.3. Reconhecimento do papel de conhecimentos tradicionais

As Reservas Extrativistas valorizam sistemas tradicionais de uso múltiplo de territórios ricos em recursos naturais, e de conhecimentos a eles associados, antecipando a tendência de valorizar a coprodução de conhecimento com colaboração de moradores e de pesquisadores acadêmicos (CARNEIRO DA CUNHA; ALMEIDA, 2002; KLENK *et al.*, 2015; PETERS, 2018). Reservas Extrativistas, combinando baixa densidade demográfica com técnicas de baixo e baixíssimo impacto, prestam relevantes serviços sociais e ambientais, que incluem a conservação da cobertura florestal e da diversidade vegetal e animal, e conservação da diversidade agrícola (FEARNSIDE, 1989, 1992; ALLEGRETTI, 1990). Há estudos sobre a eficácia das áreas protegidas para a conservação (SOARES-FILHO *et al.*, 2006) que indicam que áreas protegidas com presença humana e protagonismo local de gestão apresentam melhores resultados na conservação e na regeneração de áreas florestais desmatadas e degradadas (OLDEKOP *et al.*, 2016). Reservas Extrativistas também mostram resultados melhores do que outras modalidades de reforma agrária para povos tradicionais (RUIZ-PÉREZ *et al.*, 2005).

5.2.4.4. Conservação da biodiversidade

Alguns biólogos conservacionistas têm territórios tradicionais como fonte de erosão da biodiversidade, particularmente de mamíferos, que representam a maior proporção de biomassa animal na floresta tropical e são particularmente visados por caçadores indígenas e moradores desses territórios tradicionais. Segundo a fórmula de Kent Redford, não basta conservar “florestas vazias” (REDFORD, 1992). No entanto, há poucos dados empíricos sobre a pressão de caçadores sobre a fauna em Reservas Extrativistas, e menos ainda sobre a biodiversidade vegetal, silvestre ou domesticada, nos roçados florestais.

Estudos de caso na Reserva Extrativista do Alto Juruá e na Reserva Extrativista do Rio Xingu (RAMOS, 2005, 2013; ALMEIDA *et al.*, 2016) não indicam extinção para nenhum grupo de mamíferos no território como um todo, enquanto um estudo de caso no Parque Nacional del Manu (Peru), ao sul da Reserva Extrativista do Alto Juruá, indica que “em todos os cenários, populações de macacos-aranha, que são vulneráveis à caça, persistem em grandes números no Parque Nacional del Manu [...]. Não obstante, espingardas causam muito mais redução do que a caça tradicional com arco e flecha do povo Machiguenga (OHL-SCHACHERER *et al.*, 2007).

A persistência de populações animais em ambientes com população humana está relacionada à baixa densidade humana, à localização dispersa e a técnicas de baixo impacto (LEVI *et al.*, 2009). O modelo “fonte e sumidouro” (NOVARO; REDFORD; BODMER, 2000) sugere que a separação entre zonas de coleta e zonas sem coleta (por meio da interdição de moradias e estradas em áreas de “refúgio”) pode ser o fator explicativo principal para a conservação de populações de animais caçados²⁰.

20 Ver Ramos (2005) para a aplicação desse modelo à Reserva Extrativista do Alto Juruá.

Para espécies que são indicadoras de biodiversidade de ambientes, mas que não são objeto de atividade cinegética, resultados na Reserva Extrativistas do Alto Juruá de Keith Brown Jr., da Universidade Estadual de Campinas, registraram 1.620 espécies com 1.302 horas de pesquisa no Rio Tejo (60% da área da Reserva), índice inferior apenas ao de Cacaúlândia (Rondônia), com 1.730 espécies por 5.000 horas de esforço de pesquisa (BROWN JR.; FREITAS, 2002; RAIMUNDO *et al.*, 2003). Moisés Barbosa de Souza, da Universidade Federal do Acre, em colaboração com Adão Cardoso, da Universidade Estadual de Campinas, registrou 126 espécies de anfíbios em 314 dias de observação em 50 pontos diferentes na Reserva Extrativista e no Parque Nacional da Serra do Divisor: “Em nenhuma parte do mundo é conhecida uma fauna de anfíbios que se equipare” (BARBOSA DE SOUZA, 2005, p. 16 ss.). Whitaker, do Museu Paraense Emílio Goeldi, registrou 543 espécies (WHITTAKER *et al.*, 2002).

Quanto à diversidade de espécies vegetais arbóreas, pesquisadores da Universidade Federal do Acre e do *New York Botanical Garden* encontraram na Reserva Extrativista do Alto Juruá 507 indivíduos e 176 espécies apenas no Seringal Restauração, que corresponde a 6% do território da Reserva (SILVEIRA, TORREZAN, DALY, 2002, p. 65-75).

Todas as espécies de primatas com ocorrência registrada no sudoeste amazônico (EMMONS; FEER, 1990; EISENBERG; REDFORD, 1999) foram reconhecidas com indicação de encontros e história natural detalhada por moradores da Reserva Extrativista do Alto Juruá (CONCEIÇÃO; BARBOSA DE ALMEIDA, 1995), indicando, porém que indivíduos dos gêneros *Lagothrix* sp., *Ateles* sp., respectivamente barrigudo e macaco-preto (*spider monkey*), são observados apenas nas zonas interfluviais pouco visitadas e nas fronteiras da reserva (cf. PERES *et al.*, 2015), informação confirmada por diários de caça de seringueiros realizados de 2005 a 2002. Por outro lado, guariba (*Alouatta* sp., ou capelão no caso do macho), apesar de ser territorial e facilmente localizável pela vocalização, mostra grande resiliência mesmo próximo de comunidades humanas. Soins (gêneros *Callitrichidae* e *Callimiconidae*) habitam capoeiras, mas não são alvos de predação humana, não mostrando redução de população. Esses dados, resultantes da atividade de pesquisadores seringueiros, corroboram a importância da colaboração de moradores para o monitoramento da pressão cinegética (PARRY; PERES, 2015; VAN VLIET; FA; NASI, 2015; OHL-SCHACHERER *et al.*, 2007).

Cabe ressaltar que, além de fatores como a baixa densidade demográfica e a existência de zonas de caça e zonas de refúgio, há importantes fatores institucionais, como a proibição de comercialização de animais silvestres (como alimento, peles, dentes, penas etc.), a existência da Unidade de Conservação sob proteção federal, e a presença de regras constantes do Plano de Uso da comunidade (ALMEIDA; PANTOJA, 2004).

5.2.4.5. Valorização dos regimes de uso comum dos recursos naturais

O regime territorial nas Reservas Extrativistas é um exemplo de regime de uso comum dos recursos naturais, acompanhados de regras de gestão e acordos entre comunidades locais e o Estado. Reservas Extrativistas, a começar pela Reserva Extrativista do Alto Juruá, elaboraram

Planos de Uso pensados por comunidades em cooperação com pesquisadores e organismos de apoio (BRASIL, 1990a), que não se confundem com Planos de Manejo elaborados por técnicos e funcionários do Estado. Planos de Uso incluem limites máximos para manejo agrícola, regras de extração sustentáveis e disposições sobre caça e pesca, além de regras de entrada e saída e outras disposições (RUIZ-PÉREZ *et al.*, 2005, p. 221). Há extensa literatura internacional que reconhece regimes de uso coletivo ou comunal de recursos como alternativas eficientes ao regime de propriedade privada e ao regime de controle e comando estatal, exemplificada por artigo publicado em *Science* com exemplo da Reserva Extrativista de Ouro Preto, em Rondônia, em comparação com projetos de colonização agrícola (DIETZ; OSTROM; STERN, 2003a, 2003b). Estudos sobre a eficácia das áreas protegidas para a conservação (SOARES-FILHO *et al.*, 2006) indicam que áreas protegidas com presença humana e protagonismo local de gestão apresentam melhores resultados na conservação e na regeneração de áreas florestais desmatadas e degradadas (OLDEKOP *et al.*, 2016). Reservas Extrativistas também mostram resultados melhores do que outras modalidades de reforma agrária para povos tradicionais (RUIZ-PÉREZ *et al.*, 2005).

5.2.5. Recomendações

Há três recomendações para um melhor funcionamento das Reservas Extrativistas e Reservas de Desenvolvimento Sustentável:

- Programas de valorização de atividades sustentáveis;
- Pesquisa colaborativa integrando o conhecimento tradicional à conservação;
- Cogestão das Reservas Extrativistas entre Estado e Associações Locais reconhecidas.

As três linhas de ação acima são complementares entre si. Destacaremos entre elas o último item, onde há entraves na legislação e na implementação,

Reservas Extrativistas, como parte do sistema de Unidades de Conservação, são hoje reguladas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação e administradas pelo ICMBio. Os dispositivos do SNUC e a reorganização do ICMBio introduziram, contudo, entraves ao projeto inicial de administração das Reservas Extrativistas, baseado na cooperação entre associações de moradores e governo, na forma de convênios, na participação de organizações de moradores tradicionais em um órgão especial do Ibama que reconhecia o caráter específico dessa unidade de conservação em relação às demais.

Em primeiro lugar, o princípio de cogestão das Reservas Extrativista consta explicitamente do primeiro decreto relativo a Reservas Extrativistas, datado de 23 de janeiro de 1990. Esse princípio resultou da atividade do Grupo de Trabalho interministerial reunido durante a segunda metade de 1989, com participação de representantes do Conselho Nacional de Seringueiros. Diz esse Decreto:

“O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, quando da implantação, proteção e administração da Reserva Extrativista do Alto Juruá, poderá celebrar convênios com as organizações legalmente constituídas, tais como cooperativas e associações existentes na Reserva, para definir as medidas que se fizerem necessárias à implantação da mesma” (BRASIL, 1990a).

Em conflito com esse importante artigo, que embasou convênios entre o Ibama e as associações de moradores para realizar atividades como levantamentos socioeconômicos, cadastro de moradores, mapeamento e plano de utilização o SNUC omitiu o papel de convênios entre as associações e o órgão ambiental nos casos de Reservas Extrativistas e de Reservas de Desenvolvimento Sustentável, enquanto tais convênios estão previstos para todas as demais unidades de conservação, de uso indireto ou de uso direto como as Florestas Nacionais (ALMEIDA; ALLEGRETTI; POSTIGO, 2018; ALMEIDA; REZENDE, 2013).

Enquanto nas demais Unidades de Conservação o SNUC prevê, além de convênios para a administração, um Conselho Consultivo, para as Reservas Extrativistas foi instituído um Conselho Deliberativo que é formado em princípio por 15 representantes o modelo de gestão é assim caracterizado:

“A Reserva Extrativista será gerida por um Conselho Deliberativo, presidido pelo órgão responsável por sua administração e constituído por representantes de órgãos públicos, de organizações da sociedade civil e das populações tradicionais residentes na área, conforme se dispuser em regulamento e no ato de criação da unidade” (BRASIL, 2000, art. 18).

Nessa formulação, Reservas Extrativistas seriam geridas pelo Conselho Deliberativo, cuja composição e mecanismo de formação não é explicitado, e que é chefiado por um presidente nomeado pelo órgão público. Há dois problemas aí. O primeiro é de ordem prática: com comunidades dispersas em territórios de meio milhão a um milhão de hectares, em localidades distantes das sedes municipais, é virtualmente impossível a participação regular para deliberações de membros das comunidades.

Outro problema, mais relevante ainda, está no fato de que a constituição do Conselho Deliberativo distingue de um lado “representantes de órgãos públicos (espectro que inclui desde funcionários da prefeitura, da polícia, do exército e de autarquias estaduais e municipais, incluindo-se INCRA, Funai, Ibama) junto com “organizações da sociedade civil”, e de outro “populações tradicionais”. O texto é ambíguo, permitindo tanto a leitura de que haverá “representantes das populações tradicionais”, quanto a leitura que contempla “organizações das populações tradicionais”. No primeiro caso, admite-se a presença de membros de associações de moradores, mas com direito de voto individual diluído entre cerca de 15 moradores locais; na prática, porém, a segunda leitura predomina, com representantes que podem ser nomeados arbitrariamente pelo Chefe da Unidade. Dessa forma, sob a aparência de participação das comunidades, centraliza-se o poder de decisão no chefe, e ganha poder interesses de múltiplos

órgãos do governo cujas metas podem ser contrárias às das Reservas Extrativistas. O importante é que associações perderam o papel de representantes eleitos das comunidades face ao órgão administrador.

Cabe mencionar o fato de que o Decreto de 30 de janeiro citado acima (BRASIL, 1990b) menciona “Planos de Utilização” e não “Planos de Manejo”. Essa distinção resultou também do caráter especial das Reservas Extrativistas que envolve o reconhecimento de regras de uso sustentável, formuladas por associações em cooperação com técnicos e cientistas, e aprovadas pelo Ibama (hoje pelo CNPq). Nas primeiras Reservas, Planos de Utilização eram reconhecidos como “Lei da Reserva” pelos moradores que haviam participado efetivamente de sua elaboração.

Um último, mas não menos importante retrocesso no projeto de autogestão das Reservas Extrativistas foi o desaparecimento da participação de representantes de moradores tradicionais junto ao Ibama – como ocorria durante a existência do Centro Nacional de Populações Tradicionais. Ademais, a separação de um Instituto Chico Mendes do Ibama, em vez de ampliar a presença de comunidades tradicionais no novo Instituto, foi acompanhada pela “transversalização” da administração – o que significou que deixou de haver um departamento ou agência específica para políticas referentes a Reservas Extrativistas.

Esses fatores são citados com base em extensiva pesquisa contratada pelo próprio ICMBio para avaliar as causas de frequentes conflitos no interior das Reservas Extrativistas, incluindo-se aí projetos de recategorização de Reservas Extrativistas para Terras Indígenas.

Esse regime de governo das Reservas Extrativistas contraria a proposta de cogestão essencial ao conceito de Reservas Extrativistas, como territórios da União com usufruto por comunidades tradicionais, administrados por convênios entre associações comunitárias e o Estado (BRASIL, 1990b). Em flagrante desacordo com esse decreto inicial, as Reservas Extrativistas são hoje administradas por chefes nomeados pelo ICMBio com conselhos deliberativos que, de fato, são em geral inoperantes. Deixou de existir cogestão entre associações locais e o Estado, e a desvalorização dos Planos de Uso em favor de Planos de Manejo elaborados por técnicos acentuou a divergência entre o conceito original de Reservas Extrativistas e sua implementação atual (REZENDE, 2012; ALMEIDA; REZENDE, 2013). A visão dos seringueiros de um modelo territorial baseado na posse coletiva e na autogestão foi substituída, sem consulta aos interessados, por uma visão de “unidade de conservação” que se antepõe ao de “unidades de interesse social e ecológico”. Com isso, o objetivo de assegurar o bem viver de povos da floresta fica subordinado a regras formais das Unidades de Conservação.

5.3. Variações no percentual de vegetação nativa em imóveis de povos indígenas, quilombolas e comunidades locais tradicionais no Estado de São Paulo²¹

Melina de Souza Leite²², Joaquim Alves da Silva Jr.²³, Adriane Calaboni²⁴, Alexandre Toshiro Igarí²⁵

A conservação de vegetação nativa fora de Unidades de Conservação tem um papel fundamental no Estado de São Paulo, uma vez que esses remanescentes representam cerca de 17,5% da área do estado, enquanto as áreas em UCs de proteção integral totalizam 3,9% (CALABONI *et al.*, 2020). O percentual de vegetação nativa nos imóveis rurais varia em função do tamanho do imóvel e também em função do grupo social com posse das terras (LEITE *et al.*, 2020).

Leite *et al.* (2020) analisaram mais de 310 mil propriedades paulistas a partir dos dados do Sistema de Cadastro Ambiental Rural e compararam as seguintes informações: i) tamanho da propriedade; ii) área de vegetação nativa total, dentro ou fora das Reservas Legais (RL) e das Áreas de Preservação Permanente (APP); iii) grupo social com posse das terras, partindo do enquadramento autodeclaratório entre as categorias “agricultores familiares”, “assentamentos de reforma agrária”, “povos indígenas, quilombolas e comunidades locais tradicionais” e “agricultura convencional”. A categoria “agricultura convencional” inclui os registros que não foram classificados nas outras categorias. Os autores observaram uma tendência de aumento do percentual de vegetação nativa em função do tamanho do imóvel nos dados para todo o Estado de São Paulo (Figura 31, esquerda). Além disso, há uma apreciável diferença entre os imóveis de povos indígenas, quilombolas e comunidades locais tradicionais e os demais grupos sociais na categoria de tamanho “maior que 500 ha”. A análise foi replicada para as mesorregiões do Litoral Sul e do Vale do Paraíba, que apresentam as maiores concentrações de povos indígenas, quilombolas e comunidades locais tradicionais (Figura 31, direita), de modo a controlar eventuais fatores regionais que pudessem enviesar os resultados agregados do estado inteiro. A análise regional evidenciou ainda mais claramente tanto a tendência de aumento de percentual de vegetação nativa em função do tamanho dos imóveis, quanto o maior percentual de vegetação nativa em imóveis de povos indígenas, quilombolas e comunidades locais tradicionais em todas as categorias de tamanho.

A tendência de aumento do percentual de vegetação nativa com o aumento de tamanho dos imóveis pode ser explicada pela sensibilidade de pequenos agricultores ao não

21 Versão resumida de artigo publicado na revista Ambiente & Sociedade (https://www.scielo.br/pdf/asoc/v23/pt_1809-4422-a-soc-23-e03093.pdf).

22 Doutoranda em Ecologia pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de São Paulo (PPGE/USP).

23 Doutorando em Ciências Sociais pelo Programa de Pós-Graduação de Ciências Sociais em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (CPDA/UFRRJ)

24 Pós-Doutoranda no Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas, Universidade Federal do ABC (CECS/UFA-BC).

25 Docente do curso de Bacharelado em Gestão Ambiental e no Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (PPGS) da Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo (EACH-USP).

aproveitamento econômico das terras. Por outro lado, os serviços ecossistêmicos das áreas de preservação também seriam mais relevantes para os pequenos agricultores, pois também são mais sensíveis à degradação dos solos, escassez hídrica, falta de polinização e provisão de alimentos. Os resultados evidenciam que as pressões econômicas de curto prazo acabam superando os benefícios de prazo mais longo nas decisões de uso das terras.

Imóveis de povos indígenas, quilombolas e comunidades locais tradicionais apresentaram percentuais de vegetação nativa mais altos, principalmente em propriedades maiores que 500 ha, demonstrando a importância dessas comunidades para a conservação ambiental. Tais comunidades, que em São Paulo são principalmente terras indígenas, comunidades quilombolas e caiçaras, são caracterizadas por propriedades de uso coletivo ou comunal. É recorrente nessas comunidades o uso multifuncional do território promovendo oportunidades de geração de renda a partir de atividades compatíveis com as práticas de conservação. Os resultados evidenciam a importância de dar atenção às diferentes formas de uso e ocupação do solo para a elaboração de políticas de conservação ambiental considerando as especificidades dos povos indígenas, quilombolas e comunidades locais tradicionais.

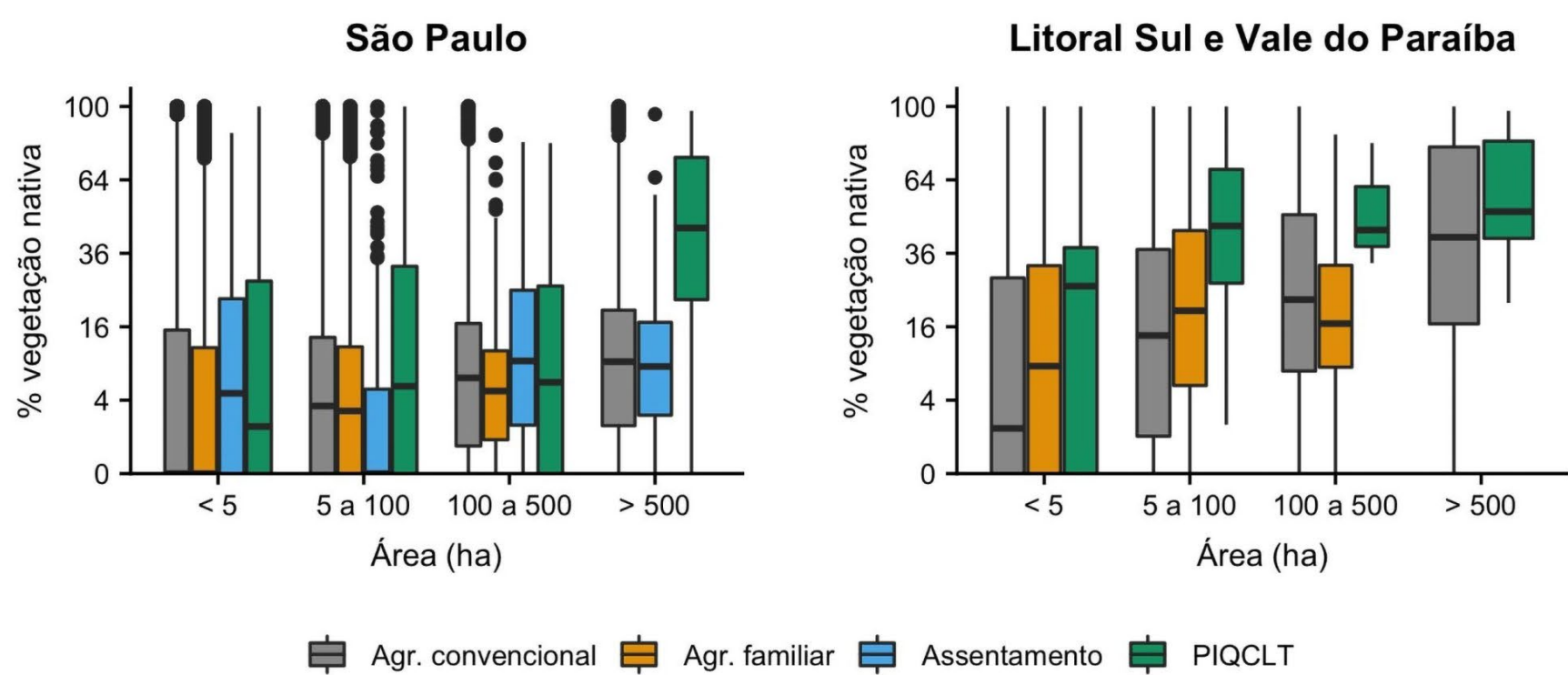


Figura 31. Porcentagem de vegetação nativa declarada em imóveis rurais por tamanho do imóvel e grupo social para o estado de São Paulo (esquerda) e as mesorregiões do estado com maior representação de povos indígenas, quilombos, comunidades locais tradicionais, Litoral Sul e Vale do Paraíba. As caixas indicam mediana (linha central), primeiro e terceiro quartil (extremidades) e valores extremos em círculos pretos. A escala do eixo y está em raiz quadrada para melhor observação de valores baixos. Fonte: Elaboração dos autores.

5.4. Estruturas de governança

Raquel Rodrigues dos Santos²⁶, Cristiana Simão Seixas²⁷, Célia Regina T. Futemma²⁸, Cristina Baldauf²⁹, João Paulo do Vale de Medeiros^{30, 31}

Nos últimos 30 anos³², o Brasil passou por uma ampla democratização no atendimento de demandas de reconhecimento dos grupos étnicos originários e formadores da sociedade brasileira, de direitos reparatórios para a população negra, e de arenas de tomada de decisão participativas, que tiveram como principais marcos legais: a Constituição Federal de 1988; o Decreto nº 143/2002, que aprovou o texto da Convenção nº 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT) de 1989; o Decreto nº 4.887/2003, que estabeleceu a Política de Regularização Fundiária para Territórios Quilombolas; o Decreto nº 6.040/2007 que instituiu a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais (PNCTC); e o Decreto nº 7.747/2012 que criou a Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas (SILVA, 1994 apud PICELLI; COSTA; TORSIANO, 2016; BALDAUF; MEDEIROS, 2019).

Nesse cenário, emergiram diversos processos e arranjos institucionais de governança envolvendo povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais, abrangendo principalmente a garantia de direitos desses povos e a proteção ambiental de seus territórios. Esses processos e arranjos valorizaram as instituições formais e informais de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais, e criaram novos vínculos com diferentes atores como agências governamentais, instituições de pesquisa, o setor privado e outras organizações da sociedade civil, como por exemplo, Organizações Não Governamentais (ONGs). Além disso, os arranjos estabelecidos caracterizam-se por operar em múltiplos níveis, desde o local até o internacional (SCHERER-WARREN; LÜCHMANN, 2004). Aqui apresentamos, de maneira sucinta, um cenário dos arranjos institucionais estabelecidos, devido à sua importância para a garantia dos direitos de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais e da manutenção de suas contribuições para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Os desafios para a criação e manutenção desses arranjos vêm aumentando nos últimos anos, mas procuramos ressaltar aqui principalmente suas potencialidades e oferecer algumas reflexões sobre trajetórias possíveis.

26 Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz, Universidade de São Paulo.

27 Núcleo de Estudos de Pesquisas Ambientais (NEPAM), UNICAMP.

28 Pesquisadora do Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais (NEPAM / UNICAMP) e Professora do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade (NEPAM- IFCH/ UNICAMP).

29 Docente da Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA).

30 Docente da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte.

31 Agradecimentos especiais a Marina Albuquerque Regina de Mattos Vieira pela colaboração com referências bibliográficas.

32 As organizações indígenas começaram a surgir uma década antes (BICALHO, 2010; HECK; LOEBENS; CARVALHO, 2005). Na Amazônia, surgiram várias associações de grupos camponeses a partir da década de 1990 (MANESCHY; KLOVDAHL, 2007; MANESCHY; MAIA; CONCEIÇÃO, 2008).

5.4.1. Instituições informais e organizações da sociedade civil de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais

Os arranjos institucionais informais adaptativos de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais, como normas, sanções, tabus, costumes, tradições e códigos de conduta (NORTH, 1991), passaram a ser reconhecidos ou utilizados para embasar novos arranjos formais por instituições oficiais, ao longo do processo de redemocratização. O exemplo mais conhecido é o modelo das Reservas Extrativistas, cujo decreto de criação determina que o território é legalmente coletivo, e que seus Planos de Utilização (instrumentos de gestão segundo a Instrução Normativa nº 7/2017/Gabin/ICMBio, de 21 de dezembro de 2017) permitem que sejam reconhecidas formas costumeiras de organização dos moradores para a divisão de áreas de pesca ou de extrativismo (SANTOS, 2011). Outro exemplo são os Territórios Quilombolas, que também são legalmente criados como áreas coletivas, muitas vezes em sobreposição a sistemas de autogovernança existentes, e que estão adaptando seus arranjos informais para as novas realidades de reconhecimento de direitos (FUTEMMA; MUNARI; ADAMS, 2015).

Além da importância dos arranjos informais de governança de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais, a Constituição de 1988 possibilitou a formalização de coletivos da sociedade civil como pessoas jurídicas³³ (ISA, 2019), fortalecendo sua participação em espaços de tomada de decisão governamentais e aumentando a sua resistência em relação a ameaças. O processo de formalização gerou uma pluralidade e uma multiplicação dos movimentos sociais organizados, associações comunitárias e outras organizações de base que representam juridicamente os povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais, em todo o Brasil. As associações comunitárias são uma modalidade formal de organização, compostas geralmente por pessoas do mesmo grupo social e/ou com um mesmo objetivo, em nível local, regional ou nacional. A multiplicação dessas instituições foi potencializada pelo fato de que muitas foram identificadas com a agenda das preocupações ambientalistas do primeiro mundo, como atuantes na preservação da biodiversidade das florestas tropicais (PERES, 2003).

A organização de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais em associações comunitárias no nível local tem tido papel fundamental nas demandas assistenciais (saúde, educação, transporte e comunicação), comerciais (colocação de produtos no mercado, criação de cadeias de valor), culturais (revitalização de práticas de cultivo e extrativistas, festejos, danças, etc.) e, principalmente, territoriais (demarcação de terras e gestão de recursos naturais), além da proteção dos conhecimentos e atividades de subsistência tradicionais³⁴ (BANIWA, 2007). No caso dos Territórios Quilombolas, são as associações que reivindicam e posteriormente detêm o título coletivo da terra, e gerem os territórios (BEDESCHI; ZANCHETTA, 2008; LEITE, 2000; ARQMO; CPI-SP, 1990). No caso das Reservas Extrativistas, a solicitação de criação da Unidade de Conservação deve partir de um coletivo de moradores e tem mais força política se vier de uma entidade jurídica que os represente, geralmente uma associação. Assim, as associações são um arranjo institucional que cumpre um papel de representação política e

33 Informação do site Povos Indígenas no Brasil, disponível em: <https://pib.socioambiental.org>.

34 Informação do site Povos Indígenas no Brasil, disponível em: <https://pib.socioambiental.org>.

“legal” dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais, na relação com o mundo institucional da sociedade nacional e internacional³⁵ (BANIWA, 2007).

A articulação dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais em associações e outras organizações da sociedade civil em nível regional, nacional e até mesmo transnacional também foi fundamental para a formulação de alguns dos marcos já mencionados. Entre elas podemos destacar o Conselho Nacional dos Seringueiros (atualmente Conselho Nacional dos Povos Extrativistas – CNS), desde 1985; a Coordenação das Organizações Indígenas da Amazônia Brasileira (COIAB), desde 1989; a Articulação dos Povos Indígenas do Brasil (APIB); a Coordenação Nacional de Articulação das Comunidades Negras Rurais Quilombolas (CONAQ), desde 1995; e, mais recentemente, a Comissão Nacional para Fortalecimento das Reservas Extrativistas e dos Povos Extrativistas Costeiros Marinhos (CONFREM), desde 2009.

A CONAQ, representação nacional dos povos e associações quilombolas, que defende seus interesses perante o governo (OLIVEIRA, 2009), foi composta a partir da união das organizações quilombolas nos níveis estaduais e regionais. Em 2013, a CONAQ reunia representantes de vinte e quatro estados, oriundos de um universo de mais de três mil e quinhentas comunidades em todas as regiões do país (SOUZA, 2013). Outras associações de destaque na luta pelos direitos dos povos quilombolas são a Associação de Quilombos para Cooperação Negra Anastácia (NA) e a Federação das Organizações Quilombolas de Santarém (FOQS).

Dentre as articulações de atuação em nível regional, pode-se citar a Federação das Organizações Indígenas do Rio Negro (FOIRN), fundada em 1987, que reúne diversas associações comunitárias indígenas do Rio Negro (noroeste do Estado do Amazonas) em um arranjo democrático, participativo e eficiente de promoção de direitos (PERES, 2003). A FOIRN tem sido um dos principais atores na luta dos indígenas da região do Rio Negro pela valorização da condição de indígena e dos direitos para se ‘viver bem’ (SOARES, 2012).

Outras organizações indígenas regionais de destaque são a Articulação dos Povos e Organizações Indígenas do Nordeste, Minas Gerais e Espírito Santo (APOINME); o Conselho do Povo Terena; a Articulação dos Povos Indígenas do Sudeste (ARPINSUDESTE); a Articulação dos Povos Indígenas do Sul (ARPINSUL); a Grande Assembleia do Povo Guarani (ATY GUASU); e a Comissão Guarani Yvyrupa. Todas elas estão reunidas na Articulação dos Povos Indígenas do Brasil, criada em 2005, com o objetivo de “executar propostas, sugerir caminhos, definir políticas públicas, lutar para a efetivação das mesmas, realizar mudanças e projetos alternativos de sobrevivência e produção econômica nas comunidades, entre outros” (APIB, 2019). Atualmente, destacam-se na APIB as ações de “preparação/formação das lideranças indígenas para que as mesmas cada vez mais possam falar em nome dos seus povos, de igual para igual, com instâncias antes inalcançáveis do Estado; a articulação dos povos, regionalmente, para que os mesmos discutam suas carências e demandas, e as direcionem ao centro, representado pela APIB em Brasília; e o trabalho de parceria, não mais de porta-vozes, com as entidades de apoio e com o próprio Estado” (BICALHO, 2010, p. 321).

35 Informação do site Povos Indígenas no Brasil, disponível em: <https://pib.socioambiental.org>.

Uma rede de organizações da sociedade civil de destaque para os povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais na governança da Caatinga e do Cerrado é a Articulação no Semiárido Brasileiro (ASA), criada em 1999 durante uma reunião paralela à 3ª Conferência das Partes da Convenção de Combate à Desertificação. O foco central da ASA é a promoção da convivência das populações humanas com o semiárido brasileiro, atuando principalmente na defesa dos direitos de acesso à água na região (BALDAUF; MEDEIROS, 2019). Também no Semiárido, como na Amazônia, têm destaque as Comunidades Eclesiais de Base (CEB). Mais recentemente, em 2014, foi formada a Coordenação Nacional das Comunidades Tradicionais Caiçaras (CNCTC) com o intuito de representar os interesses comuns e defender os direitos das comunidades caiçaras do litoral do Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná, em fóruns estaduais, regionais e nacionais.

5.4.2. Arranjos institucionais desenvolvidos no âmbito de políticas nacionais

Vários arranjos formais de governança envolvendo povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais e voltados para a garantia de direitos, proteção ambiental e melhoria da qualidade de vida foram criados no âmbito de políticas nacionais. De grande importância para os povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais podem ser listados: a Comissão Nacional de Política Indigenista (CNPI); os Comitês Regionais da Funai; o Comitê Gestor da Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas; a Comissão Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais (CNPCT); e os Conselhos e Comitês de Gestão de Unidades de Conservação. Os povos quilombolas ainda não têm uma política nacional de gestão territorial e espaços de decisão previstos em lei, como os povos indígenas e os demais povos tradicionais, apesar da reivindicação de uma Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Quilombos já ter sido encaminhada ao governo em uma oficina de ampla participação dos representantes de territórios quilombolas, realizada em 2018 (ISA, 2018; CONAQ, 2018).

Existem outras instâncias em âmbito federal, estadual e/ou municipal que representam a sociedade brasileira como um todo, mas que – obedecendo à Convenção nº 169 da OIT – também constituem espaços de participação para que os modos de vida de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais sejam reconhecidos, respeitados, valorizados e considerados pelas políticas públicas que se desenvolvem em todas as esferas. Podem ser citados: os Conselhos Nacionais de Educação Escolar e Educação Escolar Indígena; de Saúde e de Saúde Indígena; de Segurança Alimentar; de Política Cultural; de Promoção da Igualdade Racial; de Defesa dos Direitos da Pessoa Humana; de Juventude; dos Direitos da Mulher; dos Direitos da Criança e do Adolescente; de Meio Ambiente; além dos Comitês de Bacias Hidrográficas; e a Comissão Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (CNAPO). Muitos desses espaços de participação social replicam-se em âmbito estadual e municipal.

Cabe ainda citar os arranjos produtivos locais apoiados e/ou fomentados pelo Plano Nacional de Promoção das Cadeias dos Produtos da Sociobiodiversidade³⁶. Esses arranjos envolvem iniciativas comunitárias de produção e comercialização não formalizadas, associações, cooperativas, redes, empresas, comitês de certificação de origem de produtos, dentre outros atores da sociedade civil, privados e governamentais, para promover a produção e comercialização dos produtos de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais e da economia solidária.

A Tabela 25 sintetiza a maioria dos espaços institucionais formais citados, situando seus objetivos, o ato legislativo que os instituiu e a composição de atores prevista para cada um.

Tabela 25. Arenas institucionais formais, ato de criação, objetivo e composição

Espaço	Ato de criação	Objetivo	Composição de atores
Comissão Nacional de Política Indigenista (CNPI)	Decreto nº 8.593 de 17/12/15	Responsável pela elaboração, acompanhamento e implementação de políticas públicas voltadas aos povos indígenas.	Poder Executivo Federal; povos e organizações indígenas; entidades indigenistas
Comitês Regionais da Funai	Decreto nº 7.778, de 27 de julho de 2012	Instância regional de planejamento, articulação, gestão compartilhada e controle social. É também um espaço onde indígenas, servidores da Funai e de outros órgãos do governo federal planejam, em conjunto, as ações da coordenação regional, acompanham sua execução e avaliam os resultados da política indigenista.	Indígenas, governo federal e Funai
Comitê Gestor da Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas	Decreto Presidencial nº 7.747, de 5 de junho de 2012	Promover articulações para a implementação da PNGATI; acompanhar e monitorar as ações da PNGATI; propor ações, programas e recursos necessários à implementação da PNGATI no âmbito do plano plurianual, das diretrizes orçamentárias e do orçamento anual.	Governo e povos indígenas
Comissão Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais (CNPCT)	Decreto de 13 de julho de 2006	Coordenar e acompanhar a implementação da Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais, instituída pelo Decreto nº 6.040/07. A CNPCT também propõe princípios e diretrizes para políticas relevantes ao desenvolvimento sustentável dos povos e comunidades tradicionais no âmbito do governo federal.	MDA ³⁷ ; MMA; outros representantes do governo federal e ONGs

36 Objetivos do Plano: promoção e apoio à produção e ao extrativismo sustentável; estruturação e fortalecimento dos processos industriais; estruturação e fortalecimento de mercados para os produtos da sociobiodiversidade; fortalecimento da organização social e produtiva; ações complementares para fortalecimento das cadeias de produtos da sociobiodiversidade e ações complementares para a valoração dos serviços da sociobiodiversidade (MDA, MMA e MDS, 2009).

37 O Ministério do Desenvolvimento Agrário, criado em 1999, foi substituído pela Secretaria Especial de Agricultura Familiar e do Desenvolvimento Agrário (Sead) da Casa Civil da Presidência da República através do Decreto no 8.780, de 27 de maio de 2016.

Espaço	Ato de criação	Objetivo	Composição de atores
Conselhos de Gestão de Unidades de Conservação	Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 Instrução Normativa do ICMBio nº 9, de 2014	Gestão da Unidade de Conservação	Representantes dos órgãos públicos, de organizações da sociedade civil e da população residente, conforme disposto na lei.
Comitê de Gestão das RESEX	Instrução Normativa do ICMBio nº 9, de 2014	Espaços dos moradores para melhorar a representação no Conselho Deliberativo, principalmente em RESEX com grande número de comunidades (PRADO; SEIXAS, 2018; SANTOS; SCHMITZ, 2016).	Comunidades das RESEX
Comissão das Reservas Extrativistas Federais (CONAREX)	Portaria Conjunta MMA/ICMBio nº 96/2018	Apoiar, propor e monitorar a execução de políticas relativas à proteção dos meios de vida e da cultura das populações extrativistas tradicionais, o uso sustentável dos recursos naturais renováveis das Reservas Extrativistas Federais e a conservação da biodiversidade.	MMA, ICMBio e representantes comunitários
Conselhos Nacionais de Educação Escolar e Educação Escolar Indígena	Lei nº 9.131, de 25 de novembro de 95	Colaborar na formulação da Política Nacional de Educação e exercer atribuições normativas, deliberativas e de assessoramento ao Ministro da Educação.	
Conselhos Nacionais de Saúde e de Saúde Indígena	Lei nº 8.142/1990	Fiscalizar, acompanhar e monitorar as políticas públicas de saúde.	Usuários, governo, movimentos sociais, instituições governamentais e não governamentais, entidades de profissionais de saúde, comunidade científica, entidades de prestadores de serviço e entidades empresariais da área da saúde
Conselho Nacional de Segurança Alimentar (CONSEA)	Conselho Nacional de Segurança Alimentar (CONSEA)	Espaço institucional para o controle social e participação da sociedade na formulação, monitoramento e avaliação de políticas públicas de segurança alimentar e nutricional, com vistas a promover a realização progressiva do Direito Humano à Alimentação Adequada, em regime de colaboração com as demais instâncias do Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (Sisan).	Governo e sociedade civil
Conselho Nacional de Política Cultural	Constituição Federal, art. 216-A, § 2º, inciso II, Decreto nº 5.520/2005 e Portaria nº 28/2016	Propor a formulação de políticas públicas, com vistas a promover a articulação e o debate dos diferentes níveis de governo e a sociedade civil organizada, para o desenvolvimento e o fomento das atividades culturais no território nacional.	

Espaço	Ato de criação	Objetivo	Composição de atores
Conselho Nacional de Promoção da Igualdade Racial	Lei nº 10.678 (23 de maio 2003)	Propor políticas de promoção da igualdade racial, com ênfase na população negra e em outros segmentos raciais e étnicos da população brasileira.	Poder público federal, 19 entidades da sociedade civil, indicados por notável saber
Conselho Nacional de Defesa dos Direitos da Pessoa Humana	Lei nº 4.319, de 16 de março de 1964	Receber denúncias e investigar, em conjunto com as autoridades competentes locais, violações de direitos humanos de especial gravidade com abrangência nacional, como chacinas, extermínios, assassinatos de pessoas ligadas à defesa dos direitos humanos, massacres, abusos praticados por operações das polícias militares, etc.	
Conselho Nacional de Juventude	Lei nº 11.129/2005	Formular e propor diretrizes voltadas para as políticas públicas de juventude, desenvolver estudos e pesquisas sobre a realidade socioeconômica dos jovens e promover o intercâmbio entre as organizações juvenis nacionais e internacionais.	Poder público e sociedade civil
Conselho Nacional dos Direitos da Criança e do Adolescente	Lei nº 8.242/1991	Fiscalizar as ações de promoção dos direitos da infância e adolescência executadas por organismos governamentais e não governamentais, dentre outros.	Governo e sociedade civil
Conselho Nacional de Meio Ambiente	Lei nº 6.938/81	Órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA).	Órgãos federais, estaduais e municipais, setor empresarial e sociedade civil
Comitês de Bacias Hidrográficas	Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997	Possuem poder de decisão e cumprem papel fundamental na elaboração das políticas para gestão das bacias, sobretudo em regiões com problemas de escassez hídrica ou de qualidade da água.	Poder público federal (caso a bacia envolva mais de um Estado ou outro país), estadual e municipal, usuários da água e sociedade civil
Comissão Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (CNAPO)	Decreto nº 7.794, de 20 de agosto de 2012	Promover a participação da sociedade na elaboração e acompanhamento do Plano e da Política de Agroecologia.	Poder executivo e sociedade civil

Essas políticas e espaços de decisão geralmente se valem de instrumentos formais comuns para o alcance de seus objetivos, tais como: Planos de Manejo (no caso das Unidades de Conservação); Planos de Utilização; Acordos de Gestão Compartilhada; Acordos de Pesca; Planos de Gestão Territorial Ambiental (Indígena, Quilombola); Protocolos de Consulta; Termos de Compromisso; e Termos de Ajuste de Conduta.

A maioria dos espaços criados de interesse direto de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais, ou a inclusão de cadeiras para os mesmos dentro de espaços já existentes, também se deu após a Constituição de 1988 e foi ampliada – principalmente para povos quilombolas, e comunidades tradicionais locais – a partir da década de 2000. Quase 20 anos depois, são muitas as avaliações feitas sobre a efetividade desses espaços para a autonomia

e os interesses dos povos na gestão de seus territórios, e na execução de políticas de cidadania. Os Conselhos Deliberativos (CDs) das RESEX, por exemplo, são temas recorrentes dessas análises. Os críticos apontam que, por contarem com quase metade dos assentos reservados para organizações externas aos moradores e a presidência do órgão governamental, os CDs diferem do modelo de institucionalização da posse coletiva e autogestão proposto pelo movimento social dos seringueiros na década de 1980 (ALMEIDA; ALLEGRETI; POSTIGO, 2018; CUNHA; BERNARDO LOUREIRO, 2009), e dão maior importância aos interesses do órgão ambiental (PRADO *et al.*, 2020; SANTOS; SCHMITZ, 2016), resultando em baixa capilaridade entre o Conselho e a população local (PRADO; SEIXAS, 2018; SANTOS; SCHMITZ, 2016).

Por outro lado, os Conselhos Deliberativos são defendidos por serem arenas de aprendizado político e socialização dos atores locais com organizações externas, incluindo o poder público, onde responsabilidades podem ser delegadas e parcerias formalizadas (VIANNA; SALES, 2008; CUNHA; BERNARDO LOUREIRO, 2009). Normas publicadas após o SNUC sobre os CDs ampliaram os canais de diálogo, melhoraram a representatividade dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais e geraram mais autonomia para os moradores das RESEX (GOMES; GOMES, 2018), como através dos Polos e Comitês Comunitários³⁸ (PRADO *et al.*, 2020; PRADO; SEIXAS, 2018) e da criação da Comissão das Reservas Extrativistas Federais (CONAREX) pela Portaria Conjunta ICMBio e MMA nº 96, de 5 de abril de 2018) e do Plano Nacional de Fortalecimento das Comunidades Extrativistas e Ribeirinhas (PLANAFE) (GOMES; GOMES, 2018).

De fato, os Conselhos de UCs e os demais espaços citados representam conquistas por inaugurarem a possibilidade de espaços participativos de gestão de territórios de povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais de forma colaborativa da sociedade civil com o Estado [ver Capítulo 13.5. Robustez institucional (arranjos internos de governança)]. Um grande desafio para esses espaços de gestão é que pelo menos oito dos conselhos/comitês listados na Tabela 25 (CNAPO; CONSEA; CONAREX; CNPCT; Conselho da PNGATI; Conselho de UCs; Comitês de Gestão das RESEX; CNPI e Comitês regionais da Funai) estão ameaçados pelo Decreto nº 9.759/2019, assinado pelo presidente Jair Bolsonaro, que extingue e estabelece diretrizes, regras e limitações para colegiados da administração pública federal direta, autárquica e fundacional. O decreto atinge os colegiados da sociedade civil instituídos por decreto ou ato normativo inferior a este, e atos de outros colegiados³⁹. Na prática, desde final de 2019, a participação da sociedade civil está paralisada mesmo naqueles colegiados instituídos por lei e, portanto, não afetados pela revogação: não parecem estar sendo convocadas reuniões.

38 Comitês de Gestão ou Comitês Comunitários são espaços dos moradores para melhorar a representação no Conselho Deliberativo, principalmente em RESEX com grande número de comunidades (PRADO; SEIXAS, 2018; SANTOS; SCHMITZ, 2016).

39 Nota da Editora: No entanto, a CNPI, bem como a CNPCT e o Conselho Nacional de Desenvolvimento Rural Sustentável da Agricultura Familiar (CONDRAF) não deveriam ser atingidos pelo “revogaço”, uma vez que são mencionados na Lei nº 13.844, de 18 de junho de 2019 (conversão da MP nº 870): portanto, por força da Ação Direta de Inconstitucionalidade (ADIN) nº 6.121 não seriam extintos no dia 28/7, pelo menos até o exame definitivo da referida ADIN pelo STF (comentário pessoal de Maira Smith).

5.4.3. Arranjos institucionais que valorizam o papel dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais no manejo de recursos naturais

Para além dos arranjos comunitários informais, formais e no âmbito governamental, vale a pena destacar dois processos que agregam e/ou interagem com esses arranjos, e que vêm se construindo e fortalecendo no Brasil nos últimos 30 anos, trazendo importantes ganhos para o manejo de recursos naturais de uso comum envolvendo povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais: a gestão colaborativa costeira e o manejo florestal comunitário.

5.4.3.1. Gestão colaborativa costeira

A gestão colaborativa costeira (um termo guarda-chuva que engloba entre outros termos “gestão participativa”, “comanejo”, “cogestão”, “gestão compartilhada” e “manejo participativo”) envolve processos de gestão da zona costeira que abarcam uma série de arranjos institucionais – formalizados e informais –, envolvendo parcerias entre dois ou mais atores (usuários, órgãos de governo e não governamentais, setor privado, universidades). Os princípios que embasam tais processos incluem participação, representação, compartilhamento de poder na tomada de decisão, transparência, democracia, responsabilidade e sustentabilidade (SEIXAS *et al.*, 2019). Esses processos envolvem a implementação de políticas públicas através de arranjos e instrumentos que têm favorecido a participação da sociedade civil na gestão ambiental, como: Conselhos de Meio Ambiente (em nível municipal, estadual, nacional); Conselhos de Unidades de Conservação (UCs), Câmaras Técnicas e Comitês de Gestão de UCs; desenvolvimento de Agenda 21 local; elaboração de Acordos de Pesca, Termos de Compromisso e Acordos de Gestão; oitivas de processos de licenciamento ambiental, entre outros (SEIXAS *et al.*, 2019).

Atualmente já há um acúmulo de aprendizado sobre esses processos, seus avanços e desafios. Seixas *et al.* (2019) argumentam que em várias instâncias já houve avanços no empoderamento das organizações de base comunitária, e melhorias nas políticas públicas e legislação visando a participação dos usuários no processo. Em outras instâncias, houve também a inclusão do conhecimento ecológico local/tradicional em iniciativas oficiais de manejo. Entretanto, entre os desafios que perduram, podemos citar a dificuldade de mobilização e participação dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais nesses processos e nas tomadas de decisão (SEIXAS *et al.*, 2019; BOCKSTAEL *et al.*, 2016; SEIXAS *et al.*, 2011; SEIXAS; KALIKOSKI, 2009; SEIXAS, 2006; KALIKOSKI; SATTERFIELD, 2004) e o não reconhecimento das instituições comunitárias informais (SEIXAS *et al.*, 2009, SEIXAS; KALIKOSKI, 2009; DIEGUES, 2008; SEIXAS, 2006; KALIKOSKI; SATTERFIELD, 2004) e dos conhecimentos e práticas tradicionais (SEIXAS *et al.*, 2011; DIEGUES, 2008; SEIXAS, 2006). A dificuldade de mobilização e participação também está relacionada ao baixo nível de capacidade e experiência dos diferentes atores para a gestão compartilhada (SEIXAS *et al.*, 2019; SEIXAS, 2006; SEIXAS *et al.*, 2009), e à falta – ou descontinuidade – de financiamento (e sua má administração) nesses processos (SEIXAS *et al.*, 2019; SEIXAS *et al.*, 2011; SEIXAS; KALIKOSKI, 2009; ARAUJO *et al.*, 2017).

O surgimento de redes para troca e construção de conhecimento (tanto de usuários, quanto de pesquisa e assistência técnica) é outro avanço; há, entretanto, a necessidade de melhorar a disseminação e o uso de resultados de pesquisa sobre gestão colaborativa em políticas públicas e ações de manejo (SEIXAS *et al.*, 2019, SEIXAS, 2006). Esforços de melhor capacitar um número cada vez maior de gestores públicos para a gestão participativa, como os treinamentos do Centro de Formação em Conservação da Biodiversidade (Acadebio) do ICMBio, têm ajudado a diminuir a inflexibilidade desses gestores frente à necessidade de implementar agendas muitas vezes conflitantes de diferentes órgãos governamentais (SEIXAS *et al.*, 2019; SEIXAS, 2006; SEIXAS *et al.*, 2011).

Assegurar a continuidade dos processos participativos e das políticas que os embasam (SEIXAS *et al.*, 2019, SEIXAS *et al.*, 2011; SEIXAS, 2006; SEIXAS; KALIKOSKI, 2009), bem como a real implementação das decisões tomadas (SEIXAS *et al.*, 2019; CASTRO; MCGRATH, 2003; SEIXAS; KALIKOSKI, 2009; SEIXAS *et al.*, 2009), pode contribuir para um maior desempenho e contribuição dos povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais na gestão colaborativa costeira.

5.4.3.2. Manejo florestal comunitário

O conceito de manejo florestal comunitário (MFC), apesar de bastante discutido, envolve primariamente o manejo de recursos florestais madeireiros e não madeireiros por comunidades tradicionais locais, com sustentabilidade social e ecológica para os usuários dos recursos e para os ecossistemas. Esse processo pressupõe, fundamentalmente, a devolução de poder para os usuários, em grande parte povos indígenas, quilombolas e comunidades tradicionais (SCHUSSER, 2016; AMARAL; AMARAL NETO, 2005). Também há uma ampla gama de diversidade e arranjos locais para o manejo, envolvendo questões técnicas, sociais e de relação com o mercado, envolvendo as comunidades interessadas, agências governamentais, ONGs e empresas (MORSELLO *et al.*, 2012; ROS-TONEN *et al.*, 2008), embora a participação de organizações sociais de base e movimentos sociais nesses processos no Brasil seja muito baixa (AMARAL; AMARAL NETO, 2005).

Após 30 anos de MFC no Brasil, principalmente na Amazônia, ainda se verifica que alguns de seus maiores desafios são a regularização fundiária e a segurança do uso da terra para as comunidades envolvidas (AMARAL; AMARAL NETO, 2000; ROS-TONEN *et al.*, 2008; ROS-TONEN; KUSTERS, 2011; CRONKLETON; BRAY; MEDINA, 2011; SCHUSSER, 2016). Também é necessário investir na promoção da participação social das comunidades e empoderamento no processo, uma vez que a maioria ainda está na mão de técnicos externos do governo e, principalmente, de ONGs (AMARAL; AMARAL NETO, 2000; CRONKLETON; BRAY; MEDINA, 2011; SCHUSSER, 2016). Também têm destaque, como desafio, os conflitos entre atores, tanto entre os grupos das comunidades (que não são homogêneas), quanto entre estes e atores externos (por exemplo, quando há planos de manejo comunitários disputando áreas com empresas da indústria madeireira dentro de Unidades de Conservação ou quando há cobiça de grupos poderosos locais de se apropriarem do processo e definirem o rumo do uso dos recursos naturais de acordo com seus

interesses). Geralmente, existe uma carência de mecanismos formais de resolução desses e de outros conflitos dentro dos processos de MFC (AMARAL; AMARAL NETO, 2000).

Muitos dos desafios de governança do MFC, principalmente para acesso a crédito e a mercados, podem ser endereçados com a construção de parcerias entre diversos setores, de maneira a transferir uma autoridade excessivamente centrada no Estado para níveis de base do governo, setor privado e usuários locais (AMARAL; AMARAL NETO, 2000; ROS-TONEN *et al.*, 2008; ROS-TONEN; KUSTERS, 2011). Parceiros devem levar em conta a limitação dos usuários locais em termos políticos e socioeconômicos e lidar com essas limitações (ROS-TONEN *et al.*, 2008; ROS-TONEN; KUSTERS, 2011). Aponta-se também a necessidade de maior equitabilidade na relação entre parceiros, por exemplo, objetivos bem negociados entre os mesmos, aplicação justa das regras para todos, lucros suficientes e equitativamente compartilhados para todos, e níveis de exploração sustentáveis dos recursos (ROS-TONEN *et al.*, 2008).

5.5. Gestão territorial e ambiental de terras indígenas: PNGATI, avanços e desafios

Maira Smith⁴⁰, Vera Olinda Sena⁴¹, Jaime Garcia Siqueira Jr.⁴², Vanessa dos Santos Teruya⁴³, Francisco Paes⁴⁴, Spensy Pimentel⁴⁵

A problemática da gestão territorial e ambiental de terras indígenas no Brasil vem ganhando impulso nas últimas décadas. Em distintos setores da sociedade e com diferentes colorações, os mais variados usos das terras indígenas têm sido foco de reflexão de organizações e comunidades indígenas, de instituições governamentais locais, regionais, nacionais e transnacionais, de instituições não governamentais e de setores acadêmicos.

Desde a década de noventa, foram inúmeras as discussões sobre os desafios de garantir a sustentabilidade das terras indígenas. Mantendo o foco nos processos de regularização fundiária como ponto de partida, esse debate se ampliou na agenda pública tomando como referência importantes experiências de manejo e conservação de florestas e da biodiversidade a partir da valorização dos conhecimentos indígenas. Nesse contexto, iniciativas de fomento à gestão ambiental, como uma das garantias de proteção dos territórios e de boas condições de vida aos povos indígenas, tornaram-se importantes desafios para a sustentabilidade das terras indígenas no médio e longo prazo.

Tal reflexão amadurecida no contexto do movimento indígena organizado junto a instituições indigenistas parceiras governamentais e não governamentais culminou com a publicação, em 5 de junho de 2012, do Decreto nº 7.747, o qual instituiu a Política Nacional de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas.

5.5.1. Antecedentes e histórico de construção da PNGATI

Com a Constituição Federal de 1988 inaugurou-se uma nova fase de relacionamento dos povos indígenas com o Estado e com a sociedade brasileira, rompendo com uma tradição legislativa e administrativa do poder público que enxergava os índios como categoria étnica e social transitória fadada ao desaparecimento pela perspectiva de assimilação. Foi a partir de tal contexto que o Estado brasileiro reconheceu de forma efetiva as organizações sociais, costumes, línguas, crenças e tradições dos povos indígenas, além dos direitos originários às terras que tradicionalmente ocupam. Com a promulgação da Constituição, ocorreu um avanço considerável no processo de regularização fundiária das terras indígenas (TIs) do país.

40 Bióloga, Indigenista Especializada. Coordenação de Políticas Ambientais da Fundação Nacional do Índio.

41 Comissão Pró-Índio do Acre (CPI-Acre).

42 Antropólogo, Professor da Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão (UEMASUL). Coordenador Executivo do Centro de Trabalho Indigenista (CTI).

43 Bióloga, Consultora Independente.

44 Antropólogo, Indigenista Especializado. Coordenação Regional do Sul da Bahia da Fundação Nacional do Índio.

45 Antropólogo, Professor da Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB) e pesquisador vinculado ao Centro de Estudos Ameríndios (Cesta – USP).

5.5.1.1. Aproximação entre direitos indígenas e a agenda ambiental

A aproximação de povos indígenas e comunidades tradicionais do desafio de proteção ambiental e de conservação e uso sustentável de recursos naturais, notadamente na Amazônia vem ocorrendo de forma mais explícita desde o final da década de 1980, principalmente por meio da associação de movimentos sociais com militantes ambientalistas, como ilustra o caso emblemático da aliança nos anos 80 de povos indígenas do Acre com o movimento dos seringueiros liderados por Chico Mendes.

Posteriormente à Constituição, a partir dos anos noventa, iniciativas de proteção dos recursos naturais existentes nas terras indígenas ganharam força e surgiram, com significativo peso institucional, medidas, projetos e programas voltados para a temática de gestão territorial e ambiental de terras indígenas, cuja visibilidade se ampliou significativamente com a realização da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente no Rio de Janeiro em 1992 (conhecida como “ECO 92”). Com a ECO 92 e, mais especificamente com a instalação da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) durante a conferência, importantes acordos foram firmados e ampliou-se o reconhecimento sobre o relevante papel exercido pelos povos indígenas e pelas comunidades tradicionais na conservação e no uso sustentável dos recursos naturais, na proteção de seus territórios e de seus conhecimentos tradicionais associados à biodiversidade.

Pelo viés histórico, são fartos os estudos que demonstraram como complexos ecossistemas presentes no Brasil evoluíram em estreita relação com povos indígenas e em decorrência de processos antrópicos característicos de sistemas nativos de manejo da biodiversidade – agricultura itinerante, adensamento e seleção de espécies úteis, manejo de áreas de coleta, caça e pesca, etc. (ver Seção 6. Biodiversidade e agrobiodiversidade como legados de povos indígenas). Na atualidade, os indicadores de desmatamento e as imagens de satélites evidenciam que as terras indígenas se tornaram barreiras reais aos incessantes processos de destruição desses ecossistemas. Nessa direção, e considerando que a superfície total das terras indígenas (com limites definidos) corresponde a cerca de 12,5% do território nacional, esses territórios foram incluídos no Plano Nacional de Áreas Protegidas (PNAP) instituído no país em 2006, ao lado das unidades de conservação (previstas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação), de Terras de Quilombo, bem como de áreas de preservação permanente e reservas legais previstas no Código Florestal.

O reconhecimento do valor da sustentabilidade ambiental parece ter conferido um novo apreço a grupos previamente inferiorizados – indígenas, seringueiros, ribeirinhos, quilombolas e outros povos tradicionais – dando a suas reivindicações um alcance até então inédito (LIMA; POZZOBON, 2005, p. 45; SMITH; GUIMARÃES, 2010, p. 5).

5.5.1.2. Projetos, programas e medidas de gestão ambiental precursores da PNGATI

Após a Conferência ECO 92 e, notadamente com a criação do Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, financiado pelo Grupo dos Sete (G-7) países mais industrializados do mundo (PPG-7), instalado por meio de um arranjo interinstitucional, coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente no âmbito do governo brasileiro, um conjunto de projetos, programas e medidas foram formulados com o intuito de assegurar sustentabilidade socioambiental às terras indígenas no longo prazo. Ao final da década de 1990, o fator ambiental passou a ser incorporado no procedimento de regularização fundiária de terras indígenas por meio da publicação do Decreto nº 1.775, de 1996. Destacou-se, nesse aspecto e no escopo do PPG-7, a implementação do Projeto Piloto de Proteção dos Povos e Terras Indígenas da Amazônia Legal (PPTAL), executado por meio de uma parceria interinstitucional entre a Fundação Nacional do Índio (Funai) e o MMA. Com os avanços substanciais na regularização fundiária de terras indígenas na Amazônia brasileira, tornou-se premente o desafio da gestão dos recursos naturais para as gerações futuras em espaços de uso antes extensos transformados em polígonos de forma e tamanho limitados e cada dia mais pressionados pelo entorno.

Ainda no escopo do PPG-7, o PPTAL foi inovador como programa de governo, instituindo pela primeira vez um sistema de governança com inclusão e participação de povos e organizações indígenas em instâncias de decisão e em processos de execução. Igualmente importantes, nesse bojo destacaram-se programas governamentais voltados para uma perspectiva mais abrangente de fomento a iniciativas indígenas de gestão ambiental em seus territórios, como os Projetos Demonstrativos dos Povos Indígenas (PDPI) desenvolvido como subprograma do PPG-7, mas circunscrito à região amazônica e, posteriormente a Carteira de Projetos Fome Zero e Desenvolvimento Sustentável em Comunidades Indígenas (conhecido como Carteira Indígena), de abrangência nacional. Ambos mantiveram sistemas de governança com participação indígena inaugurados no contexto governamental a partir do PPTAL e estimularam o reconhecimento de iniciativas indígenas de gestão ambiental e de conservação e uso sustentável da biodiversidade. A transversalidade da temática da gestão territorial e ambiental pode ser considerada um dos aspectos mais relevantes dos PDPI e da Carteira Indígena, em função das muitas experiências pioneiras de projetos sustentáveis. Em um levantamento realizado em 2006, dentre os projetos apoiados na linha de economia sustentável dos PDPI, foram identificadas iniciativas nas mais diversas temáticas, tais como agricultura (tradicional, comercial ou alternativa), sistemas agroflorestais, manejo de espécies da flora (castanha, açaí, borracha, cipó, tucum, caranã), extração e beneficiamento de óleos e resinas florestais (copaíba, andiroba, breu-branco), criação e manejo de animais (galinhas, gado, peixes, animais silvestres como quelônios, emas e queixadas), produção de mel (apicultura e meliponicultura) e produção de artesanato (RIBEIRO DE ALMEIDA; INGLEZ DE SOUZA, 2006). Entre as iniciativas, destacaram-se, por exemplo, um projeto de restauração ecológica de áreas degradadas por meio de medidas agroecológicas associadas às práticas indígenas de manejo realizado na TI Colônia 27 (povo Huni Kuin) no Acre; e o Projeto Frutos do Cerrado, apoiado tanto pelos PDPI como pelo Subprograma Projetos Demonstrativos (PDA), que trabalhou com o extrativismo, plantio e beneficiamento de frutos do Cerrado, envolvendo populações indígenas Timbira e extrativistas não indígenas no Maranhão e Tocantins.

Outros marcos podem ser destacados na sociogênese das discussões sobre gestão territorial e ambiental de terras indígenas, entre eles a elaboração e implementação do projeto “Catalisando a contribuição das Terras Indígenas para a conservação dos ecossistemas florestais brasileiros” (conhecido como Projeto GATI), financiado pelo Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF na sigla em inglês) e estruturado em um arranjo institucional encabeçado pela Coordenação-Geral de Gestão Ambiental (CGGAM) da Funai a partir de 2009. O objetivo principal do projeto foi promover o fortalecimento das práticas indígenas de manejo, uso sustentável e conservação dos recursos naturais com inclusão social e participação indígena em suas instâncias de governança. Assim como o PPTAL, os PDPI e a Carteira Indígena, o Projeto GATI (ou GEF indígena) foi uma relevante referência para a formulação da PNGATI.

5.5.1.3. Protagonismo indígena na construção da PNGATI

Apesar dos avanços observados no reconhecimento legal e na implementação de projetos e iniciativas de proteção e promoção dos direitos indígenas nas últimas décadas, estes se mostraram insuficientes face às inúmeras e aceleradas transformações sociais, políticas, econômicas e ambientais dos povos e terras indígenas e a sociedade nacional de modo geral. Foi nesse contexto de ameaças e obstáculos à garantia dos direitos territoriais, da gestão e da sustentabilidade dos territórios indígenas que surgiu a proposta de construção da PNGATI, fruto principalmente da demanda do movimento indígena por uma política indigenista pública e nacional, articulada e integrada, que fosse elaborada com participação e protagonismo dos povos indígenas e que fosse pautada em suas formas próprias de gestão dos territórios e dos recursos naturais.

Para responder ao contexto e às demandas dos índios foi instituído em 2008 um Grupo de Trabalho Interministerial (GTI) composto de modo paritário por representantes do governo federal e de organizações indígenas, encarregado de elaborar a minuta do Decreto que estabeleceria a política. Apoiaram o trabalho do GTI instituições não governamentais parceiras de atuação nacional e internacional na questão indígena e socioambiental. Teve especial importância para subsidiar o trabalho do GTI a realização do Seminário Gestão Ambiental em Terras Indígenas: Construindo a Política Nacional, em 2009. Após mais de dois anos de debates e de cinco consultas regionais com pelo menos 1.240 participantes indígenas de 186 povos distintos, a minuta de decreto foi elaborada pelo GTI e encaminhada pela Comissão Nacional de Política Indigenista (transformada em Conselho em 2015) para tramitação pelos setores jurídicos da Funai, do MMA e da Casa Civil, sendo expedida oficialmente como Decreto Presidencial nº 7.747, em 5 de junho de 2012.

5.5.2. Estrutura e governança da PNGATI

A PNGATI tem como objetivo “garantir e promover a proteção, a recuperação, a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais das terras e territórios indígenas, assegurando a integridade do patrimônio indígena, a melhoria da qualidade de vida e as condições plenas de reprodução física e cultural das atuais e futuras gerações dos povos indígenas, respeitando sua autonomia sociocultural, nos termos da legislação vigente” Art. 1º do Decreto nº 7.747, de 2012 (BRASIL, 2012). O Decreto descreve em seu Art. 2º algumas ferramentas de gestão territorial e ambiental de terras indígenas, como o etnomapeamento e o etnozoneamento, e o Art. 3º estabelece as diretrizes da política.

Os objetivos específicos da PNGATI foram organizados em sete grandes eixos (Art. 4º), a saber: Eixo 1 – proteção territorial e dos recursos naturais; Eixo 2 – governança e participação indígena; Eixo 3 – áreas protegidas, unidades de conservação e terras indígenas; Eixo 4 – prevenção e recuperação de danos ambientais; Eixo 5 – uso sustentável de recursos naturais e iniciativas produtivas indígenas; Eixo 6 – propriedade intelectual e patrimônio genético; e Eixo 7 – capacitação, formação, intercâmbio e educação ambiental.

A estrutura de governança da PNGATI é um de seus aspectos inovadores e conta com a participação indígena em suas três instâncias, descritas no Capítulo III do Decreto nº 7.747, de 2012. O principal órgão de governança da PNGATI é o Comitê Gestor (Art. 5º, I do Decreto nº 7.747, de 2012), responsável pela coordenação da execução da política e de composição paritária, integrado por representantes governamentais e por representantes indígenas (Art. 6º). Embora o Decreto tenha determinado que a Secretaria-Executiva do Comitê Gestor fosse exercida permanentemente pela Funai, estabeleceu uma dinâmica inovadora de alternância do exercício da coordenação do colegiado entre as representações do Ministério da Justiça (no qual está alocada a Funai), do Ministério do Meio Ambiente e dos povos indígenas. Além do Comitê Gestor, são também considerados órgãos de governança da PNGATI a Comissão Nacional de Política Indigenista (transformada em Conselho no final de 2015), voltada para promover sua articulação com outras políticas e ações indigenistas em nível nacional, e os Comitês Regionais da Funai, concebidos para promover ações indigenistas pelo órgão oficial com participação indígena em escala regional.

O Comitê Gestor da PNGATI foi formalmente instituído em abril de 2013 por meio da Portaria Interministerial nº 1.701, composto por oito representantes de órgãos e entidades da administração pública federal e oito indígenas indicados por organizações representativas de abrangência regional e nacional. As competências e responsabilidades expressas do Comitê Gestor abrangem a coordenação e a promoção de articulações necessárias à implementação da PNGATI, o acompanhamento e monitoramento das ações relativas à política; bem como a proposição de ações, programas e recursos necessários à implementação da PNGATI no âmbito do plano plurianual, das diretrizes orçamentárias e do orçamento anual. Tais competências estão previstas para serem exercidas mediante planejamento e cooperação com as outras duas instâncias de governança da política.

5.5.3. Implementação da PNGATI

Analisando o texto do Decreto nº 7.747, de 2012, pode-se constatar que a PNGATI consiste em um conjunto de diretrizes e objetivos a serem seguidos no âmbito das políticas indigenistas, apresentando os elementos de gestão territorial e ambiental como tema transversal que perpassa diferentes áreas do indigenismo. Uma das fragilidades da PNGATI é sua dependência de recursos orçamentários dos diversos órgãos e instituições governamentais que operam aspectos da política indigenista (Funai, MMA, Ministério da Saúde, Ministério da Educação, etc.), bem como de apoio financeiro de projetos de parceiros não governamentais ou organismos internacionais de fomento. Dessa forma, a execução de ações e atividades para o cumprimento dos objetivos específicos da política, que foram divididos em sete eixos temáticos, em última instância depende do orçamento e da capacidade de execução de políticas setoriais pelas instituições responsáveis. Nesse aspecto, surge o enorme desafio de fazer um planejamento integrado entre instituições governamentais, não governamentais e de organizações indígenas para tentar assegurar a implementação da PNGATI nas terras indígenas.

Entre os anos de 2014 e 2015, iniciou-se um movimento durante as reuniões do Comitê Gestor para conceber um instrumento prioritário de articulação de órgãos de governo, povos indígenas e suas organizações e entidades parceiras com vistas ao planejamento conjunto, à execução, ao monitoramento e à avaliação de ações de gestão ambiental e territorial de terras indígenas. Assim surgiu a iniciativa de elaboração do Plano Integrado de Implementação da PNGATI (PIIPNGATI), para o ciclo de 2016 a 2019.

Após mais de dois anos de discussão, o PIIPNGATI foi publicado e lançado em agosto de 2016, durante a 9ª Reunião do Comitê Gestor. Na ocasião, foi criada uma Câmara Técnica de Monitoramento e Avaliação do Plano no escopo do Comitê Gestor para acompanhar a execução das ações e metas. O Plano foi elaborado com o marco temporal de quatro anos, dado que o instrumento de Planejamento Governamental – o Plano Plurianual (PPA) – e principal fonte de recursos para o financiamento da PNGATI, também possui esse tempo de vigência. O PIIPNGATI foi estruturado com base nos eixos e objetivos específicos da política, sendo que para cada eixo foram apresentados na forma de matriz, os objetivos com ações, metas, órgãos e instituições responsáveis e parceiras. Dentre os compromissos firmados no âmbito do Plano, foram apresentadas 118 ações e 157 metas a serem executadas durante o ciclo de 2016 a 2019.

Passados três anos da publicação, foi realizado um levantamento com base em informações obtidas junto às principais instituições governamentais responsáveis pela execução das ações, sobretudo Funai e MMA, por meio de entrevistas com servidores e análise de dados disponibilizados. Em uma reunião realizada na Funai, identificou-se que o esforço para a realização desse relatório daria subsídios iniciais a fim de complementar o trabalho que se pretende realizar no âmbito de um sistema de monitoramento e avaliação da política, de forma mais ampla, ainda em fase de construção pela Câmara Técnica.

De acordo com o relatório, tiveram destaque, entre as metas já cumpridas, as relativas à delimitação de TI, elaboração, revisão e implementação de PGTAs, o funcionamento do Comitê

Gestor (CG) PNGATI, o enfrentamento do arrendamento em terras indígenas, o apoio a arranjos produtivos locais, o apoio ao programa PrevFogo e às brigadas indígenas, intercâmbios e insumos de práticas tradicionais de agricultura e alimentação indígena, a consolidação de experiências bem-sucedidas de atividades turísticas de base comunitária em terras indígenas, a capacitação e formação de servidores públicos e indígenas para a qualificação sobre a implementação da PNGATI e de ações de monitoramento e disponibilização de informações sobre a qualidade da água nas terras indígenas. Das metas cumpridas, sete delas, distribuídas nos eixos 1, 4 e 5 tiveram sua execução superada. Apesar disso, em termos globais, boa parte das metas não teve informações fornecidas pelos órgãos de governo, que, somadas às metas não realizadas, chegam a praticamente metade do total pactuado no PIIPNGATI.

5.5.4. Ferramentas e instrumentos de gestão territorial e ambiental de terras indígenas

Embora estejam nominalmente descritas duas ferramentas de gestão territorial e ambiental de terras indígenas no Art. 2º da PNGATI – etnomapeamento (Figura 32) e etnozoneamento – são reconhecidos inúmeros outros instrumentos com essa finalidade, que não foram mencionados no Decreto nº 7.747, de 2012. Dentre as ferramentas testadas e experimentadas em diferentes contextos etnográficos e geopolíticos, observa-se uma confluência para o que se convencionou chamar de Planos de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas. Nesse período, dezenas de comunidades indígenas em todas as regiões do Brasil elaboraram – e em diversos casos também tornaram públicos seus PGTA.

Os Planos de Gestão Territorial e Ambiental são instrumentos resultantes de uma série de outros instrumentos de gestão territorial e ambiental, havendo uma grande diversidade de experiências, conceitos e metodologias utilizados. Além dos PGTA, foram identificados pela Coordenação de Planejamento em Gestão Territorial e Ambiental (COPLAM) da Coordenação-Geral de Gestão Ambiental da Funai outros 15 instrumentos de gestão territorial e ambiental considerados importantes para a implementação da PNGATI, a saber: Etnomapeamento, Etnozoneamento, Cartografia Social, Diagnóstico Participativo, Etnolevantamento de Recursos Naturais (Figura 32), Plano de Gestão Territorial, Plano de Vigilância, Levantamento Etnoambiental, Levantamento Etnoecológico, Calendário Etnoecológico, Macrozoneamento Participativo, Mapeamento Cultural, Plano de Etnodesenvolvimento, Plano de Proteção Territorial, Plano de Vida.

Nesse sentido, apesar da grande diversidade de experiências na utilização de instrumentos de gestão territorial e ambiental de terras indígenas e consequentemente de conceitos e metodologias diferenciados, é possível identificar nelas elementos comuns que podem indicar não uma definição fixa do que seria um Plano de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas, mas determinados aspectos gerais que o caracterizam. Em termos práticos, e a despeito de não estar descrito na PNGATI, o PGTA foi amplamente apropriado pelos índios e é atualmente considerado um dos principais instrumentos de gestão territorial e ambiental de terras indígenas.



Figura 32. Exemplo de etnomapeamento: TI Entre Serras de Pankararu. Fonte: TI Entre Serras de Pankararu, disponível em: <http://cggamgati.funai.gov.br/index.php/pngati/instrumentos/>.

Distribuição do umbu e do murici segundo os habitantes

Legenda

- Cidade
- Aldeia
- Rios e represas
- Terras indígenas
- Estrada pavimentada
- Estrada não pavimentada
- Murici
- Umu

0 0,5 1 2 3 4 Km

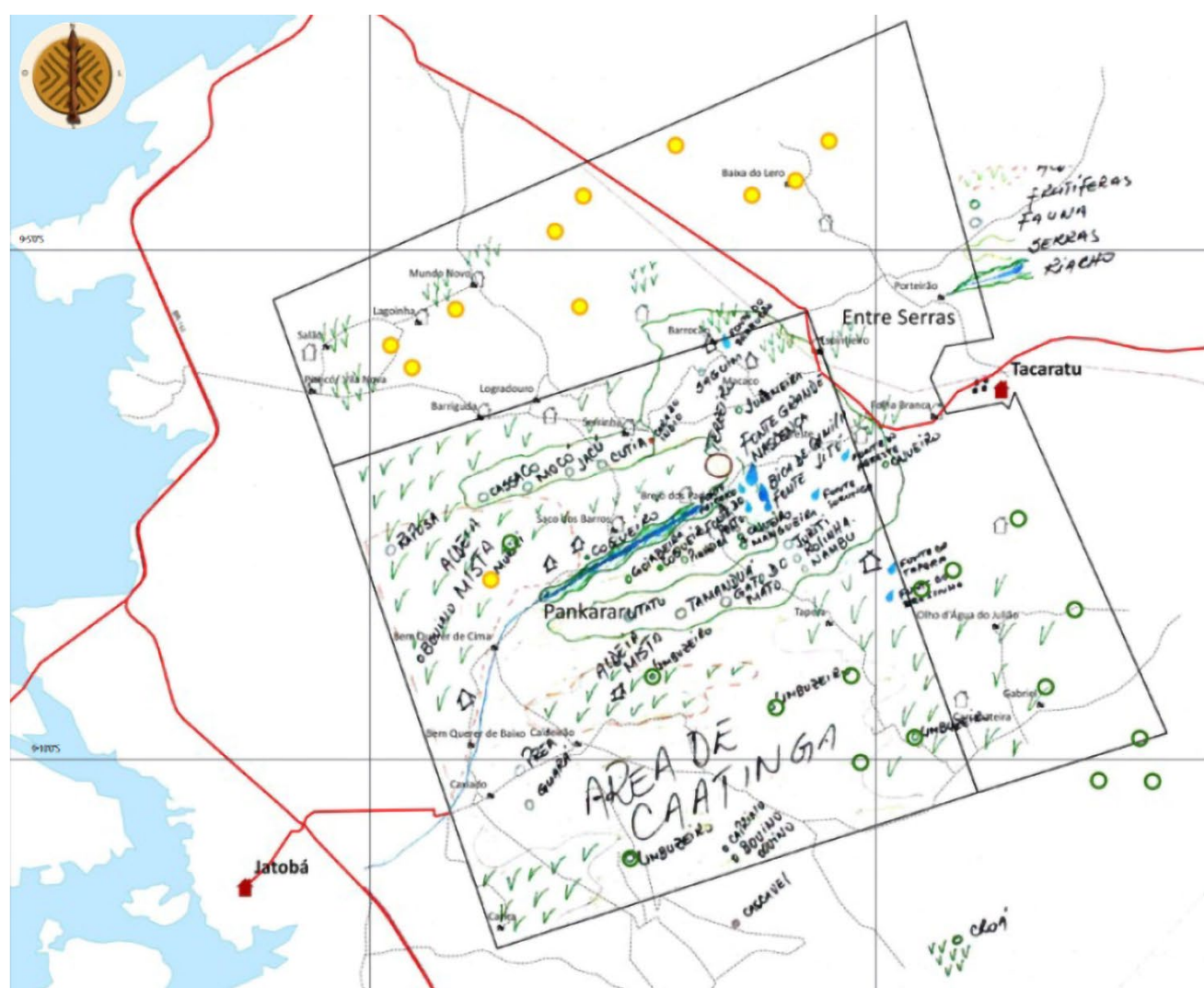


Figura 33. Exemplo de etnolevantamento de recursos naturais: TI Entre Serras de Pankararu. Fonte: TI Entre Serras de Pankararu, disponível em: <http://cggamgati.funai.gov.br/index.php/pngati/instrumentos/>.

BOX 2 – O PGTA DA TERRA INDÍGENA ASHANINKA/KAXINAWÁ DO RIO BREU

Vera Olinda Sena⁴⁶

O Plano de Gestão Territorial e Ambiental da Terra Kaxinawá/Ashaninka do Rio Breu foi elaborado em 2008, resultado de um longo processo de formação de indígenas, na área de cartografia indígena, com desdobramento na criação da categoria dos Agentes Agroflorestais Indígenas (AAFI), em 1996, e de ações concretas na área de gestão territorial, impulsionadas pelo trabalho desses agentes. Para a elaboração do PGTA, o etnomapeamento participativo foi a ferramenta chave, quando na época se buscava fortalecer ações de proteção territorial, dada a situação de vulnerabilidade da região da fronteira Acre-Peru e da TI em particular. A Comissão Pró-Índio do Acre (CPI-Acre) e a Associação do Movimento dos Agentes Agroflorestais Indígenas do Acre (AMAAIAC) coordenaram todas as etapas de elaboração do PGTA; apoiaram várias atividades de implementação, por meio de apoio institucional e financeiro de diferentes parceiros, a saber: *The Nature Conservancy* (TNC), *Rainforest Foundation* da Noruega (RFN), Governo do Acre, Funai, *Forest Trends*, Programa Petrobrás Ambiental, tendo sido atualizado em outubro de 2017, com apoio da RFN e parceria institucional da Funai.

A TI Kaxinawá/Ashaninka do Rio Breu é habitada pelos povos Kaxinawá – Huni Kuin e Ashaninka, com população de 642 Kaxinawá (oito aldeias) e 77 Ashaninka (uma aldeia), falantes das línguas pertencentes às famílias linguísticas Pano e Aruak, respectivamente. Hoje há 9 AAFIs (CPI-AC, 2018); 16 professores e 274 alunos (SEE-Acre, 2016) que frequentam a escola de Ensino Fundamental, anos iniciais. A terra indígena está localizada na região do Alto Juruá no município de Marechal Thaumaturgo, fronteira com o Peru, e possui uma área de 31.277 ha, com perímetro de 158 km; identificada pela Funai em 1986, demarcada em 2000 e homologada em 2001 (AKARIB; AMAAIAC, 2013). Faz limites com a Terra Indígena Kaxinawá do Rio Jordão e com a Reserva Extrativista do Alto Juruá. Seu acesso é fluvial. O deslocamento da sede municipal até a primeira aldeia tem duração de 7 horas de barco em período de chuvas, acrescido de mais 4 a 5 horas em período de seca. Cada povo tem uma associação indígena, sendo a Associação Kaxinawá do Rio Breu (AKARIB) e a Associação Ashaninka do Rio Breu (AARIB), criadas em 1995 e 2013, respectivamente.

Um dos principais desafios da gestão territorial é a proteção territorial, levando em conta a localização fronteiriça da terra indígena e a contiguidade do território, que incidem no manejo e na conservação dos recursos naturais, sob jurisdição dos governos do Brasil e do Peru, países que possuem legislações e políticas de gestão territorial e ambiental distintas e, em alguns aspectos, antagônicas. Outro desafio é a gestão compartilhada entre os indígenas e os extrativistas, visto que há atualmente cinco comunidades Ashaninka dentro da RESEX Alto Juruá.

46 Comissão Pró-Índio do Acre (CPI-Acre).

Os principais temas mobilizadores da construção do PGTA da TI Kaxinawá/Ashaninka do Rio Breu foram: i) história da terra indígena; ii) recursos florestais e florísticos; iii) caça; iv) pesca; v) roçados e plantios agroflorestais; vi) manejo e criação de animais silvestres; vii) planejamento da aldeia; viii) manejo de resíduos sólidos e saneamento básico; ix) recursos hídricos; x) vigilância e fiscalização; e xi) relação com o entorno da terra indígena.

Foi utilizada a metodologia de realização de oficinas, com duração de catorze dias cada uma. Foi feito o mapeamento participativo, produzindo mapas por grupos temáticos que foram depois apresentados e discutidos em grandes reuniões de até três dias de duração. Cada um dos temas foi traduzido em mapas levando em conta a situação de escassez e abundância dos recursos naturais, as condições de manejo, os roçados, sistemas agroflorestais (SAFs) e quintais – plantios e conservação, a importância desses recursos para a construção de casas, barcos, dieta dos pajés, resguardos e tantas outras tradições e rituais. As oficinas aconteceram em uma aldeia, reunindo um número grande de pessoas dos dois povos e de todas as outras aldeias da terra indígena. Na atualização do PGTA em 2017, a situação da água potável, o manejo de resíduos sólidos e a relação com o entorno – RESEX e comunidades no Peru foram o ponto forte.

No que se refere ao tema “relação com o entorno” pode-se apontar como principais resultados na implementação desse PGTA: i) a aliança com a Comunidade Santa Rosa do povo Amawaka, com acordos de proteção da extensão do Rio Breu, mais próximo da Vila Foz do Breu, para evitar a pesca predatória; e ii) solicitação ao governo do Peru para que seja criada uma área de proteção ambiental – Área de Conservación Comunal de Yurúa. Tal solicitação foi uma iniciativa das Comunidades Nativas Oori e Koshirene, fruto do diálogo e articulação dos Kaxinawá e Ashaninka moradores do Rio Breu. Inclui a negociação para que a gestão ambiental da área seja feita pela Asociación de Conservación Comunal de Yurúa. Isso impacta a proteção das áreas de refúgio (áreas livres para manutenção da caça, da biodiversidade). Outros resultados incluem: iii) elaboração do Plano de Monitoramento da TI envolvendo instituições de governo (Ibama, Funai, ICMBio, Prefeitura de Marechal Thaumaturgo) e comunidades; iv) planos comunitários de manejo de resíduos sólidos e articulação com órgãos de governo para incidir nessa política pública no município; e v) o apoio do Fundo Amazônia – BNDES para a implementação de ações do PGTA ao longo de três anos.

Fortalecer a governança indígena é um ponto alto do PGTA da Terra Indígena Kaxinawá/Ashaninka do Rio Breu. Por isso as etapas de elaboração e decisões de implementação são discutidas, pactuadas em diversas ocasiões com os caciques, os agentes agroflorestais, os professores, mulheres e jovens com bastante atenção aos protocolos próprios dos povos (tempo, línguas, apropriação, modos de decidir), aconselhamentos, inúmeras conversas e negociações para se viver com fartura e alegria, e balizar de maneira mais equilibrada a relação dos indígenas com o Estado.

BOX 3 – O PGTA DA TERRA INDÍGENA PANKARARU

Clara Ferrari⁴⁷, Vera Olinda Sena⁴⁸

O Plano de Gestão Territorial e Ambiental da TI Pankararu foi publicado em 2017, fruto de uma parceria entre a Organização Indígena Tronco Velho Pankararu (TVP), a Associação Nacional de Ação Indigenista (ANAI), a Fundação Nacional do Índio (Funai) e o Instituto Sociedade, População e Natureza (ISPN), com recursos advindos do Fundo Clima, por meio do Projeto BRA PNGATI. Segundo a Organização Indígena Tronco Velho, o PGTA é resultado das atividades de mapeamento participativo, encontros e conversas entre diferentes comunidades e gerações da sociedade pankararu para tratar da relação do povo com a terra, os desafios e sonhos de futuro.

O PGTA pankararu foi organizado como um importante desdobramento do apoio que tiveram do Projeto GATI para a realização de diagnósticos ambientais e mapeamentos participativos, como um dos resultados do Projeto “Pensando Gestão Ambiental e Territorial com Povos Indígenas na Caatinga” (2014-2018) que ajudou a fortalecer a territorialidade do povo, definindo estratégias de gestão territorial das Terras Indígenas Entre Serras e Pankararu, como território contíguo habitado pelo povo Pankararu. A partir daí houve uma ampla mobilização comunitária das duas TIs para discutir os principais desafios ligados, sobretudo, à gestão do croá (fibra vegetal de uso tradicional pankararu), a gestão dos recursos hídricos e os direitos territoriais, grandes temas mobilizadores que organizaram o PGTA em torno dos subtemas: i) Como são os Pankararu e como se dá a sua organização na gestão do território; ii) A Festa do Imbu, uma celebração de purificação do espírito; iii) Gestão territorial e ambiental ao modo pankararu; iv) Direitos territoriais e a relação com os posseiros; v) Balanço sobre a questão hídrica e de abastecimento de água; vi) O croá como elemento significativo e essencial para a manutenção da cultura dos Pankararu; vii) Discutindo gestão territorial e ambiental da Terra Pankararu; viii) Palestras e oficinas sobre direitos territoriais e políticas participativas; ix) Planejando gestão territorial e ambiental da TI Pankararu; e x) Reflexões sobre o que é gestão territorial e ambiental, e como se aplicam ao modo de zelar o território pankararu. À continuação, discorre-se sobre o manejo do croá, que no PGTA pankararu é um exemplo de gestão territorial com forte dimensão cultural e ambiental. Grande parte do povo Pankararu vive no sertão pernambucano, próximo às margens do Rio São Francisco, nas TIs Pankararu e Entre Serras, tradicionalmente ocupadas, onde vivem cerca de 8.000 indígenas. Os dois territórios somam juntos 15.926 hectares nos municípios de Petrolândia, Tacaratu e Jatobá, em região de clima semiárido e vegetação típica de Caatinga.

Apesar dos territórios regularizados, com registro em cartório nos anos de 2006 e 2007, o povo Pankararu enfrenta desafios em relação à garantia dos direitos territo-

47 Geógrafa, Indigenista Especializada. Coordenação de Planejamento Ambiental da Fundação Nacional do Índio. Aluna do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas – Universidade Federal de Viçosa.

48 Comissão Pró-Índio do Acre (CPI-Acre).

riais – tendo parte do seu território ainda ocupado por não indígenas – e à escassez de água e recursos naturais, o que gera conflitos. Apesar da proximidade com o Rio São Francisco, é grande o problema do abastecimento de água nas aldeias pankararu, o qual é feito por meio de encanamento de nascentes, poços, cisternas e até de uso de caminhão pipa.

O agravamento da seca e a escassez das chuvas são apontados pelos indígenas como fatores que têm contribuído para a morte ou o desenvolvimento tardio das plantas de croá, típicas da Caatinga e amplamente utilizadas por diversas comunidades e povos do Semiárido do Brasil e que, além de fins comerciais, possui enorme importância na identidade étnica e cultural pankararu. Com as folhas e fibras do croá, os indígenas confeccionam produtos como linhas de pesca, tecidos, bolsas, esteiras e cordas. O croá é utilizado especialmente para “levantar o praiá” – confecção de “roupantes” utilizados em ritual. Dada sua importância na tradição pankararu e a constatação de que os problemas socioambientais interferem diretamente na sua preservação, o uso sustentável do croá surgiu como um dos temas de grande relevância no Plano de Gestão Territorial e Ambiental da TI Pankararu.

O conhecimento e o manejo do croá estão ligados ao conhecimento e à gestão de todo o território e suas transformações socioambientais ao longo do tempo. Os indígenas identificaram que houve uma redução na quantidade e na densidade das áreas de mata de croá e também na quantidade de chuvas. Soma-se a isso o aumento observado na população, na quantidade de “praiá” (roupa utilizada em ritual), na frequência dos rituais e na demanda de croá para artesanato.

Diante da preocupação com a escassez de recursos ambientais, principalmente de croá, chegou-se à conclusão da necessidade de planejar seu uso, o que implica planejar a gestão do território. A preservação das matas nativas e o reflorestamento são indicados como necessários para a continuidade da existência do croá e também para a manutenção das nascentes e outros corpos d’água, das caças e da qualidade de vida do povo Pankararu. Indicam, também, a necessidade de reduzir a demanda de extração, a extração sem a destruição da planta e a busca por desenvolver técnicas de reprodução do croá em viveiro.

A prática de manejo do croá pelo povo Pankararu exemplifica a complexidade da gestão de um território e a conexão entre os saberes e usos dos recursos naturais e a reprodução cultural e econômica de um povo:

“Precisamos saber que Pankararu sem natureza, sem a terra, não terá mais a Corrida do Imbu, do Mestre Guia, o Menino do Rancho, as Três Rodas. Não teremos mais as nossas tradições... E aí, seremos tudo, menos um povo indígena. É preciso cuidarmos agora de tudo o que temos e o que representa nossos patrimônios materiais e a imateriais...” Depoimento de Mariana Gomes Julião de Oliveira (PANKARARU, 2017).

5.5.5. Mais sobre os PGTA⁴⁹

O PGTA é considerado um instrumento relevante por expressar o protagonismo indígena sobre a gestão de seus territórios ao apontar os caminhos de uso e manejo dos recursos naturais e dos ambientes, e também por discutir temas transversais como educação, saúde, produção sustentável, entre outros. Além disso, o PGTA é tido como um instrumento que colabora qualificadamente com as políticas públicas específicas para os povos indígenas ao refletir sobre o modo de fazer a gestão integrada do território a partir dos modos de vida próprios de cada um desses povos. Ou seja, os PGTA são basicamente instrumentos de planejamento pelos povos indígenas sobre o futuro de seus territórios e servem também para pautar o planejamento de políticas públicas e o apoio de parceiros. Como os povos indígenas tradicionalmente fizeram a discussão sobre a gestão de seus territórios, o aspecto relacionado ao direcionamento do apoio e financiamento de ações de apoiadores e do governo se destaca como mais relevante.

A difusão dos PGTA também está associada a um contexto em que se multiplicam as ameaças à integridade dos territórios indígenas: “o avanço do agronegócio nas regiões amazônica e do Cerrado, a expansão do setor energético com a implantação de pequenas e grandes hidroelétricas, a abertura de estradas na região, bem como a apresentação de projetos no Congresso Nacional sinalizando para os interessados em explorar recursos existentes nos territórios uma espécie de aval que leva tensão às comunidades, ainda que determinados projetos não se materializem. Frequentemente os empreendimentos existentes ou planejados, nesse quadro, colocam em xeque os direitos constituídos de usufruto exclusivo das terras indígenas” (LIMA, 2012, p. 20).

Quanto à sua elaboração, os PGTA são fruto de ampla reflexão, produção, sistematização de conhecimentos indígenas e informações sobre a terra indígena, construídos de forma interdisciplinar. São elaborados quase sempre com metodologias que utilizam o formato de oficinas, nas quais são construídos mapas mentais, registrando percepções e saberes indígenas sobre o território; aportam informações sobre o que deve ser feito e como devem agir para assegurar a proteção e promoção das terras e dos direitos indígenas, além de apoiar a aprendizagem de novos conteúdos como uso de GPS, leitura de imagens de satélite, acesso e uso a novas mídias, geoprocessamento, entre outras. Apesar disso, os PGTA têm sido elaborados articulando diferentes metodologias, não existindo uma receita padrão para qualificar e validar os inúmeros produtos existentes como um “Plano de Gestão” – algumas dessas experiências inclusive preferiram adotar outras denominações.

Nesse sentido, a própria elaboração dos PGTA torna-se uma oportunidade de aprendizagem conjunta. “Portanto, a riqueza de facilitar a elaboração dos planos de gestão territorial

49 PGTA bem elaborados são fontes preciosas. Exemplares, entre outros, são: 1. PGTA dos Wajãpi: https://institutoiepe.org.br/wp-content/uploads/2020/07/plano_de_gestao_wajapi.pdf; e do Território Indígena do Xingu: https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/arquivos/pgta_tix1.pdf; 2. PGTA dos Yanomami e Ye'kwana discutido no Box 4: <https://acervo.socioambiental.org/acervo/livros/terra-indigena-yanomami-plano-de-gestao-territorial-e-ambiental-com-protocolo-de>. Vários outros PGTA podem ser encontrados na biblioteca digital do Centro de Trabalho Indigenista. Outros PGTA dos povos Myky, Manoki, Nambikwara da TI Tirecatina, Xavante de Marãiwatsédé, Paresí, Paumari do Tapauá, Deni do Rio Xerua, Katukina do Rio Biá, Jamamadi, TI Pirineus de Souza, entre outros, estão disponíveis em: <https://amazonianativa.org.br/category/biblioteca/planos-de-gestao/>.

está no ‘processo’. De um lado pensar as metodologias que não são replicadas e sim adaptadas à realidade cultural e local de cada povo. De outro, priorizar e valorizar as reflexões junto às mulheres, lideranças, anciões, crianças e jovens indígenas, participar do cotidiano das aldeias junto às pescarias, rituais, festas, entre outras coisas e compreender, sobretudo, as diferentes traduções e diretrizes do que seja gestão territorial indígena” (LIMA, 2012, p. 16-17).

Os PGTAs apresentam características que ultrapassam sua função de instrumento de planejamento, contribuindo para o fortalecimento das estruturas de governança dos povos indígenas. Percebe-se nessas características que é imperativo efetivar os princípios da autonomia e do protagonismo indígena; os PGTAs abrangem o que é mais relevante para o povo e para a terra indígena; são processos dinâmicos, sendo sua implementação passível de mudanças muito rápidas, e demandando atualizações regularmente; durante a elaboração e/ou implementação alguns problemas são discutidos e solucionados, outros permanecem sem respostas e até novos surgem, o que reforça nesse instrumento o apoio para a reflexão do território. Também, os PGTAs resguardam o que os indígenas decidem discutir e mostrar/tornar público, assim como o que deve ficar eminentemente interno, cuja reflexão, análise e estratégia é de interesse exclusivo da comunidade.

Nesse sentido, invariavelmente os processos de construção dos PGTAs são longos e extremamente ricos, propiciando a valorização da memória e do conhecimento dos anciãos, a capacitação e o envolvimento dos jovens, o fortalecimento das organizações indígenas, a eventual retomada e revitalização de práticas culturais e a atualização de conhecimentos sobre os recursos naturais do território. Esses processos muitas vezes são muito mais significativos e reveladores do que os próprios produtos finais.

Entre 2012 e 2015, foram lançadas quatro chamadas públicas para a elaboração e implementação de PGTAs em diferentes regiões do país por meio de parcerias interinstitucionais entre Funai, MMA, BNDES e organizações indígenas e indigenistas. A primeira foi a Chamada Pública de Projetos para Elaboração de Planos de Gestão Territorial e Ambiental em Terras Indígenas na Amazônia Legal com a utilização de recursos financeiros remanescentes dos PDPI, projeto desenvolvido no escopo do PPG-7 pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA). Uma segunda chamada foi realizada como iniciativa para a implementação da PNGATI nas regiões de Cerrado e Caatinga com recursos do Fundo Nacional sobre Mudanças do Clima, o Fundo Clima, gerido pelo MMA. A terceira chamada pública foi lançada para o fomento de projetos voltados para o apoio na elaboração e implementação de PGTAs na Amazônia, com recursos do Fundo Amazônia/BNDES. Foi realizada também uma quarta chamada para fomentar iniciativas de apoio à elaboração de Planos de Gestão Territorial e Ambiental em Terras Indígenas do Maranhão, numa parceria entre Funai e Agência dos Estados Unidos para o Desenvolvimento Internacional (USAID).

De modo a fornecer orientações gerais no escopo dessas chamadas públicas, em 2013 a Funai publicou o documento Orientações para Elaboração de Planos de Gestão Territorial e Ambiental de Terras Indígenas, com finalidade de sistematizar informações acerca do instrumento. Naquele momento, o documento foi um subsídio importante para clarear o entendimento

sobre os PGTA's e orientar a relação do Estado com os povos indígenas com foco na sustentabilidade de seus territórios. Sabia-se que os instrumentos não deveriam seguir um único modelo, mas que seria importante tornar pública uma reflexão sistematizada sobre PGTA's a partir da análise de experiências realizadas por diferentes instituições em contextos específicos. Novamente era preciso uma base para qualificar e contribuir efetivamente com as atividades de gestão territorial e ambiental, longe, todavia, de instituir o PGTA como instrução normativa (FUNAI, 2013, p. 7).

Em termos metodológicos, o documento lançado em 2013 pela Funai descreveu o procedimento de construção e implementação de PGTA's de forma cíclica, a partir da síntese dos seguintes passos, não obrigatórios: a) mobilização; b) diagnóstico; c) planejamento e priorização de ações; d) implementação; e) monitoramento. Passados cinco anos da publicação, a COPLAM/CGGAM da Funai produziu uma Informação Técnica sobre o estado da arte dos PGTA's no âmbito da gestão territorial e ambiental de terras indígenas, e reforçou a importância de tratá-los como instrumentos dinâmicos e específicos adequados ao contexto de cada povo e território. Nesse aspecto, ressaltou que os passos acima mencionados foram utilizados apenas a título de exemplo, não havendo necessidade de segui-los.

5.5.6. Avanços, fragilidades, ameaças e desafios da PNGATI no contexto atual

Passados sete anos da publicação do Decreto que instituiu a PNGATI, é possível fazer uma análise preliminar dos principais avanços, fragilidades, ameaças e desafios, sobretudo no atual contexto político nacional, marcado por graves ameaças aos direitos indígenas e pela desestruturação crescente da política indigenista por parte do Estado brasileiro. Nesses termos, a PNGATI simboliza e sintetiza avanços e conquistas importantes obtidos no escopo da política indigenista, entre eles: 1) o acúmulo e a sistematização de uma grande quantidade de informações, reflexões e experiências em torno da temática de gestão ambiental e da sustentabilidade dos territórios indígenas; 2) o estabelecimento e a consolidação no âmbito das políticas indigenistas de uma estrutura de governança com efetiva participação indígena e organizada em nível regional e nacional (Comitê Gestor, CNPI e Comitês Regionais); 3) desenvolvimento de ferramentas que valorizam os conhecimentos e experiências indígenas de manejo e gestão de recursos naturais e dos territórios; 4) empoderamento das comunidades a partir da apropriação e ressignificação de instrumentos e ferramentas da política; 5) transversalidade de ações com base na territorialidade; 6) valorização das contribuições e conhecimentos indígenas para a melhoria da qualidade ambiental e para a biodiversidade; entre outros.

Apesar dos avanços, foi possível ao longo dos últimos anos identificar algumas fragilidades da PNGATI, que constituem desafios a serem superados. Entre elas podemos citar a falta de amarração e compromisso orçamentário consolidado por parte do poder público para a implementação de ações efetivas de gestão territorial e ambiental nas terras indígenas, além da fragilidade jurídica, uma vez que a política foi criada unicamente por ato do Poder Executivo (Decreto) sem um respaldo com laços mais fortes em atos legislativos. Este último aspecto trouxe, no

contexto político atual uma forte ameaça à perenidade da PNGATI, sobretudo no que se refere à sua estrutura de governança com participação indígena.

Estamos vivenciando um momento sem precedentes em termos de desestruturação das políticas indigenistas de modo geral, principalmente no que tange à regularização fundiária, mas não somente nesse aspecto. No início da nova gestão foi publicado um Decreto – Decreto nº 9.759, de 11 de abril de 2019 – extinguindo colegiados da administração pública federal que haviam sido instituídos por decreto ou por ato normativo inferior a decreto, muitos dos quais com a participação de diferentes setores da sociedade civil. Esse decreto ficou conhecido como “revogação” e lançou uma enorme ameaça à continuidade das estruturas de governança de políticas públicas com participação da sociedade civil, em particular as estruturas de governança da PNGATI, como o Comitê Gestor e mesmo o CNPI. Tal medida gerou reações da sociedade e houve a tentativa de reduzir danos por meio da publicação de outro decreto alterando trechos do “revogação”, o Decreto nº 9.812, de 30 de maio de 2019, e pela apresentação de uma Ação Direta de Inconstitucionalidade – ADIN nº 6.121, medida liminar interposta ao Supremo Tribunal Federal (STF) que ainda está aguardando julgamento final pelo plenário do STF. Até o momento, “o Tribunal deferiu parcialmente a medida cautelar suspendendo a eficácia do § 2º do artigo 1º do Decreto nº 9.759/2019, na redação dada pelo Decreto nº 9.812/2019, afastando até o exame definitivo da ADIN nº 6.121, a possibilidade de ter-se a extinção, por ato unilateralmente editado pelo Chefe do Executivo, de colegiado cuja existência encontre menção em lei em sentido formal, ainda que ausente expressa referência sobre a competência ou a composição”. Significa dizer que colegiados pelo menos mencionados em lei não sejam extintos até o exame final da medida. De todo modo, a permanência do Comitê Gestor da PNGATI está fortemente ameaçada, uma vez que o mesmo não é mencionado em lei. Com isso, a principal estrutura de governança da política que conta com ampla e qualificada participação indígena está ameaçada de extinção. A própria política, criada por meio de decreto, corre o risco de ser revogada ou desidratada pelo Executivo no atual contexto político. De fato, o atual governo claramente já está implementando outra política de gestão territorial e ambiental, abrindo as TIs para o agronegócio e empreendimentos, numa perspectiva mais ampla de transformação das terras públicas em mercadoria.

BOX 4 – O PGTA DA TERRA INDÍGENA YANOMAMI E YEK’WANA

*Marina Vieira*⁵⁰

No caso do PGTA da Terra Indígena Yanomami⁵¹, concluído em 2019, o debate sobre a proteção territorial foi direcionado ao garimpo, que ainda hoje é a maior ameaça à TI e ao bem viver dos povos Yanomami e Ye’kwana. A TI Yanomami é a maior do Brasil e conta com mais de 9,6 milhões hectares, na fronteira com a Venezuela. São mais de 26 mil pessoas falantes de pelo menos cinco línguas do tronco Yanomami e

50 Instituto Socioambiental (ISA).

51 Informações em Terra Indígena Yanomami: Plano de Gestão Territorial e Ambiental com Protocolo de Consulta Yanomami e Ye’kwana (yanomami/português): <https://acervo.socioambiental.org/acervo/livros/terra-indigena-yanomami-plano-de-gestao-territorial-e-ambiental-com-protocolo-de>.

uma língua karib, o ye'kwana. O PGTA reflete a multiplicidade de realidades internas da TI Yanomami e está organizado em sete diferentes temas – governança, proteção territorial, saúde, educação, manejo de recursos naturais, renda e valorização dos conhecimentos tradicionais – evidenciando conhecimentos próprios e estruturas de governança indígena.

O ponto alto da concepção e metodologia desse PGTA foi a criação de um Fórum de Lideranças específico para deliberar sobre assuntos de interesse de toda a TI Yanomami, no qual todas as associações e lideranças de diferentes regiões participam e fazem ressoar as vozes de suas regiões de origem. A partir desse Fórum, a estrutura de governança interna da TI Yanomami foi lapidada e teve como principais resultados o PGTA e o Protocolo de Consulta. Antes do PGTA, o único espaço que congregava lideranças yanomami e ye'kwana de tantos lugares diferentes era o Fórum Binacional, que até 2016 articulava demandas desses povos de ambos os lados da fronteira Brasil-Venezuela.

Durante os quatro anos de construção coletiva, os povos Yanomami e Ye'kwana tiveram a oportunidade de se reunir e fortalecer a articulação entre suas associações e lideranças. O ponto de partida foi uma grande oficina, em 2015, na qual elaboraram juntos quais seriam os grandes temas mobilizadores de trabalho (acima citados). Em seguida, foram realizadas mais três grandes oficinas temáticas, reunindo representantes de todas as associações yanomami e ye'kwana, e lideranças indígenas das grandes sub-regiões para discutirem pelo menos dois temas por vez, a depender de quantas informações, reflexões e sistematização cada tema exigiria. Aconteceram com a participação de setores do governo, de acordo com o tema, por exemplo, se o tema era saúde, o convidado era a Secretaria Especial de Saúde Indígena (SESAI), Distrito Sanitário Especial Indígena (DSEI). Convidados de outros povos indígenas também deram importantes contribuições. Em 2018, por exemplo, lideranças Juru-na da Volta Grande do Xingu, Krenak e representantes da Associação do Território Indígena do Xingu (ATIX) compartilharam suas experiências negativas relacionadas à construção de hidrelétrica e mineradoras em seus territórios. Os relatos impactantes geraram forte mobilização e inspiraram a construção do Protocolo de Consulta da TI Yanomami.

Todos os temas foram aprofundados em outras oficinas regionais, organizadas por sub-região da TI, com o objetivo de fazer circular as informações em todas as comunidades. No total foram realizadas dez oficinas regionais, todas combinadas com outras iniciativas locais, como o Encontro de Mulheres na região Catrimani e o Curso de Políticas Públicas no Marauíá, permitindo que soluções para demandas locais específicas já fossem articuladas. No final de 2018, foi realizada a oficina de consolidação para revisar todas as propostas e diretrizes construídas nas grandes oficinas temáticas e nas oficinas regionais, incluir novas reflexões e pactuar os acordos para o PGTA e para o Protocolo de Consulta. Este último foi ainda refinado em um seminário com representantes apenas das associações yanomami e ye'kwana no início de 2019.

Como um dos temas centrais do PGTA Yanomami é a fiscalização e proteção territorial, os acordos demandam alta prioridade em ações de fiscalização para destruir pistas de garimpo clandestinas; articulação interinstitucional para qualificar e realizar operações de fiscalização; além de intercâmbios entre associações Yanomami para fortalecer a governança interna, com encontros periódicos do Fórum de Lideranças; formação de jovens em novas tecnologias e desenvolvimento de pesquisas interculturais; atenção na relação com o dinheiro; priorização dos cuidados à saúde nas comunidades, em especial em relação à contaminação por mercúrio decorrente do garimpo. O PGTA da Terra Indígena Yanomami traz em destaque o capítulo Protocolo de Consulta Livre, Prévia e Informada dos Povos Yanomami e Ye'kwana.

Referências bibliográficas

ALENCAR, A.; PEREIRA, C.; CASTRO, I.; CARDOSO, A.; SOUZA, L.; COSTA, R.; BENTES, A. J.; STELLA, O.; AZEVEDO, A.; GOMES, J.; NOVAES, R. (2016). **Desmatamento nos assentamentos da Amazônia. Histórico, tendências e oportunidades**. Brasília: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM).

ALLEGRETTI, M. (1985). **Dossiê do Encontro Nacional dos Seringueiros realizado em Brasília de 11 a 17 de outubro desse ano**. Brasília: 25 nov. 1985.

ALLEGRETTI, M. (1990). Extractive Reserves as Alternative to Deforestation. *In*: ANDERSON, A. B. (org.). **Alternatives to deforestation**: steps towards sustainable use of the Amazon rain forest. New York: Columbia University Press. p. 252-264.

ALLEGRETTI, M. (2008). A construção social de políticas públicas. Chico Mendes e o movimento dos seringueiros. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 18, p. 39-59.

ALMEIDA, M. W. B. (1993). **Rubber tappers of the Upper Juruá River, Brazil**: the making of a peasant forest economy. Tese (Doutorado) – University of Cambridge. DOI: <https://doi.org/10.17863/CAM.16267>. Disponível em: <https://www.repository.cam.ac.uk/handle/1810/245084>. Acesso em: 15 jun. 2020.

ALMEIDA, M. W. B. (1995). O Estatuto da Terra e as Reservas Extrativistas. **Reforma Agrária**, v. 25, p. 153-168.

ALMEIDA, M. W. B. (2012). As colocações: forma social, sistema tecnológico, unidade de recursos naturais. **Mediações**, Londrina, v. 17, n. 1, p. 121-152,

ALMEIDA, M. W. B.; PANTOJA, M. C. (2004). Justiça local nas reservas extrativistas. **Raízes**, v. 23, n. 1-2, p. 27-41.

ALMEIDA, M. W. B.; REZENDE, R. S. (2013). Uma nota sobre comunidades tradicionais e unidades de conservação. **Ruris**, v. 7, n. 2, p. 185.

ALMEIDA, M. W. B.; ALLEGRETTI, M. H.; POSTIGO, A. (2018). O legado de Chico Mendes: êxitos e entraves das Reservas Extrativistas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 48, p. 25-55. (Edição especial: 30 Anos do Legado de Chico Mendes). e-ISSN: 2176-9109. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v48i0.60499>. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/made/article/view/60499>. Acesso em: 15 jun. 2020.

ALMEIDA, M. W. B.; POSTIGO, A. A.; COSTA, E. M. L.; RAMOS, R. M.; RAMOS, R. F.; BARBOSA DE MELO, A. (2016). Usos tradicionais da floresta por seringueiros na Reserva Extrativista do Alto Juruá. *In*: SIVIERO, A.; MING, L. C.; SILVEIRA, M.; DALY, D.; WALLACE, R. (org.).

Etnobotânica e botânica econômica do Acre. Rio Branco: Editora da Universidade Federal do Acre (Edufac). p. 14-37.

AMARAL, P.; AMARAL NETO, M. (2005). **Manejo florestal comunitário:** processos e aprendizagens na Amazônia brasileira e na América Latina. Belém: IEB: IMAZON.

AMARAL, P.; AMARAL NETO, M. (2000). **Manejo florestal comunitário na Amazônia brasileira:** situação atual, desafios e perspectivas. Brasília: Instituto Internacional de Educação do Brasil (IIEB).

ANDERSSON, K. (2013). Local forest governance and the role of external organizations: some ties matter more than others. **World Development**, v. 43, n. 1, p. 226-237.

ANDERSSON, K.; BENAVIDES, J. P.; LEÓN, R. (2014). Institutional diversity and local forest governance. **Environmental Science and Policy**, v. 36, p. 61-72.

ARAUJO, L. G.; CASTRO, F.; FREITAS, R. R.; VIEIRA, M. A. R. M.; SEIXAS, C. S. (2017). Struggles for inclusive development in small-scale fisheries in Paraty, Southeastern Coast of Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 150, p. 24-34.

ARAÚJO, M. L. S.; SANO, E. E.; BOLFE, E. L.; SANTOS, J. R. N.; SANTOS, J. S.; SILVA, F. B. (2019). Spatiotemporal dynamics of soybean crop in the Matopiba region, Brazil (1990-2015). **Land Use Policy**, v. 80, p. 57-67.

ARTICULAÇÃO DOS POVOS INDÍGENAS DO BRASIL (APIB). (2019). **Website oficial da Articulação Nacional dos Povos Indígenas do Brasil.** Disponível em: <http://apib.info/apib/>. Acesso em: 29 mar. 2019.

ASSOCIAÇÃO DAS COMUNIDADES REMANESCENTES DE QUILOMBOS DO MUNICÍPIO DE ORIXIMINÁ (ARQMO). COMISSÃO PRÓ-ÍNDIO DE SÃO PAULO (CPI-SP). (1990). **Minha terra, meus direitos, meu passado, meu futuro.** São Paulo: ARQMO; CPI-SP. 34 p.

ASSOCIAÇÃO KAXINAWA DO RIO BREU (AKARIB) E ASSOCIAÇÃO DO MOVIMENTO DOS AGENTES AGROFLORESTAIS DO ACRE (AMAAIAC). (2013). **Plano de Gestão Terra Indígena Kaxinawa e Ashaninka do Rio Breu. Marechal Thaumaturgo/AC.** Disponível em: <https://cpia-cre.org.br/publicacao-acervo/plano-de-gestao-terra-indigena-kaxinaua-e-ashaninka-do-rio-breu/>. Acesso em: 11 maio 2021.

BANIWA, G. L. (2007). Movimentos e políticas indígenas no Brasil contemporâneo. **Tellus**, a. 7, n. 12, p. 127-146.

BARBOSA DE SOUZA, M. (2005). **Anfíbios.** Reserva Extrativista do Alto Juruá e Parque Nacional da Serra do Divisor. Série Pesquisa e Monitoramento Participativo em Áreas de Conservação Gerenciadas por Populações Tradicionais, v. 2. Rio Branco: Centro de Ciências

Biológicas e da Natureza, Universidade Federal do Acre; Cruzeiro do Sul e Associação dos Seringueiros e Agricultores da Reservas Extrativista do Alto Juruá (ASAREAJ). Campinas: Editora do Instituto de Filosofia e Ciências Humanas.

BEDESCHI, L.; ZANCHETTA, M. I. (2008). **Cidadania quilomba**. São Paulo: Instituto Socioambiental. 44 p.

BENATTI, J. H. (1998). Posse agroecológica: um estudo das concepções jurídicas dos apossamentos de camponeses agroextrativista na Amazônia. **Revista América Indígena**, México, v. 57, p. 375-395.

BENATTI, J. H. (2003). **Posse agroecológica e manejo florestal**. Curitiba: Editora Juruá.

BENATTI, J. H. (2011). Propriedade comum na Amazônia: acesso e uso dos recursos naturais pelas populações tradicionais. *In*: SAUER, S.; ALMEIDA, W. (org.). **Terras e territórios na Amazônia**: demandas, desafios e perspectivas. Brasília: Editora Universidade de Brasília. p. 93-113.

BENATTI, J. H. (2018). **Posse coletiva da terra um estudo jurídico sobre o apossamento de seringueiros e quilombolas**. Em DhNet – Direitos Humanos na Internet. Disponível em: <http://www.dhnet.org.br/direitos/sos/terra/benatti.html>. Acesso em: mar. 2020.

BERNO DE ALMEIDA, A. W. B. (2004). Terras tradicionalmente ocupadas: processos de territorialização e movimentos sociais. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, v. 6, n. 1, p. 9-32.

BICALHO, P. S. S. (2010). **Protagonismo indígena no Brasil**: movimento, cidadania e direitos (1970-2009). 2010. 593 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Ciencias Humanas, Departamento de História, Universidade de Brasília, Brasília.

BLAIKIE, P.; BROOKFIELD, H. (1987). **Land degradation and society**. London: Methuen and Co.

BOCKSTAEL, E.; BAHIA, N. C. F.; SEIXAS, C. S.; BERKES, F. (2016). Participation in protected area management planning in coastal Brazil. **Environmental Science & Policy**, v. 60, p. 1-10.

BOILLAT, S.; SCARPA, F. M.; ROBSON, J. P.; GASPARRI, I.; MITCHELL AIDE, T.; AGUIAR, A. P. D.; ANDERSON, O.; BATISTELLA, M.; FONSECA, M. G.; FUTEMMA, C.; GRAU, H. R.; MATHEZ-STIEFEL, S.; METZGER, J. P.; OMETTO, J. P. H. B.; PEDLOWSKI, M. A.; PERZ, S. G.; ROBIGLIO, V.; SOLER, L.; VIEIRA, I.; BRONDÍZIO, E. S. (2017). Land system science in Latin America: challenges and perspectives. **Current Opinions in Environmental Sustainability**, v. 26-27, p. 37-46. ISSN 1877-3435, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2017.01.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1877343517300258?via%3Dihub>. Acesso em: 10 fev. 2021.

BRASIL. (1990a). **Decreto nº 98.863 de 23 de janeiro de 1990**. Cria a Reserva Extrativista do Alto Juruá. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D98863.htm. Acesso em: 15 jun. 2020.

BRASIL. (1990b). **Decreto nº 98.897 de 30 de janeiro de 1990**. Dispõe sobre as reservas extrativistas e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/Antigos/D98897.htm. Acesso em: 11 maio 2020.

BRASIL. (1990c). **Decreto nº 99.144 de 12 de março de 1990**. Cria a Reserva Extrativista Chico Mendes. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D99144.htm. Acesso em: 15 jun. 2020.

BRASIL. (1990d). **Decreto nº 99.145 de 12 de março de 1990**. Cria a Reserva Extrativista do Rio Cajari. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D99145.htm. Acesso em 15 jun. 2020.

BRASIL. (1990e). **Decreto nº 99.166 de 13 de março de 1990**. Cria a Reserva Extrativista do Rio Ouro Preto. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D99166.htm. Acesso em: 15 jun. 2020.

BRASIL. (2000). **Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000**. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 10 fev. 2021.

BRASIL. (2000). **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 18 maio 2020.

BRASIL. (2006). **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm.

BRASIL. (2012). **Decreto nº 7.747, de 5 de junho de 2012**. Política Nacional de Gestão Ambiental e Territorial de Terras Indígenas (PNGATI). Brasília: Funai, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/d7747.htm. Acesso em: 10 fev. 2021.

BRONDIZIO, E. S. (2005). Intraregional analysis of land-use change in the amazon. *In*: MORAN, E. F.; OSTROM, E. (ed.). **Seeing the forest and the trees**: human-environment interactions in forest ecosystems. Cambridge, Massachusetts: MIT Press. p. 223-252.

BRONDIZIO, E. S. (2008). **The Amazonian caboclo and the açaí**: forest farmers in the global market. New York: New York Botanical Garden Press. p. 402.

BRONDIZIO, E. S. (2013). A microcosm of the Anthropocene: socioecological complexity in the Amazon. **Perspectives: Journal de la Reseaux Francaise d'Institut d'études avancées** (RFIEA), n. 10, p. 10-13.

BRONDIZIO, E. S.; LE TOURNEAU, F. M. (2016). Environmental governance for all. **Science**, v. 352, n. 6291, p. 1272-1273.

BRONDIZIO, E. S.; MORAN, E. F. (2012). Level-dependent deforestation trajectories in the Amazon: 1970-2001. **Population and Environment**, v. 34, p. 69-85. DOI 10.1007/s11111-011-0159-8. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11111-011-0159-8>. Acesso em: 10 fev. 2021.

BRONDIZIO, E. S.; OSTROM, E.; YOUNG, O. (2009). Connectivity and the governance of multilevel socio-ecological systems: the role of social capital. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 34, p. 253-78.

BRONDIZIO, E. S.; VOGT, N.; MANSUR, A.; COSTA, S.; ANTHONY, E.; HETRICK, S. (2016). A conceptual framework for analyzing deltas as coupled social ecological systems: an example from the Amazon River Delta and estuary. **Sustainability Sciences**, v. 11, n. 4, p. 1-19. DOI: 10.1007/s11625-016-0368-2. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11625-016-0368-2>. Acesso em: 10 fev. 2021.

BROWN JR.; K. S.; FREITAS, A. V. (2002). Diversidade biológica no Alto Juruá: avaliação, causas e manutenção. *In*: CARNEIRO DA CUNHA, M.; BARBOSA DE ALMEIDA, M. W. (org.). **Enciclopédia da Floresta**. O Alto Juruá: práticas e conhecimentos das populações. São Paulo: Companhia das Letras. p. 33-42.

CALABONI, A.; LEITE, M. S.; CAMPANHA, J. S.; OLIVEIRA, C. E.; RESENDE, R. U.; PAVANELLI, J. M. M.; TAMBOSI, L. R.; IGARI, A. T. (2020). ODS 15 – Vida terrestre – Histórico, governança e perspectivas para conservação dos ecossistemas terrestres na Macrometrópole Paulista. *In*: FREY, K.; JACOBI, P. R.; RAMOS, R. F.; Torres, P. H. C. (org.). **Objetivos do desenvolvimento sustentável**: desafios para o planejamento e a governança ambiental na Macrometrópole Paulista. 1. ed. Santo André: EdUFABC. v. 1, p. 245-261. Disponível em: <https://editora.ufabc.edu.br/ciencias-sociais/72-objetivos-do-desenvolvimento-sustentavel>. Acesso em: 8 mar. 2021.

CARNEIRO DA CUNHA, M.; BARBOSA DE ALMEIDA, M. W. (org.). (2002). **Enciclopédia da floresta**: o Alto Juruá: práticas e conhecimentos das populações. São Paulo: Companhia das Letras.

CASTRO, F. (2012). Multi-scale environmental citizenship: traditional populations and protected areas in Brazil. *In*: LATTA, A.; WITTMAN, H. (ed.). **Environment and citizenship in Latin America**: sites of struggles, points of departure. New York: Bergahn Books. p. 39-58. (CEDLA Latin American Studies, 101).

CASTRO, F.; MCGRATH, D. G. (2003). Moving toward sustainability in the local management of floodplain lake fisheries in Brazilian Amazon. **Human Organization**. v. 62, n. 2, p. 123-133.

CAVALCANTI, L. B.; COELHO, P. A.; ESKINAZI-LEÇA, E. (1980). Condiciones ecológicas en el área de Suape (Pernambuco-Brasil). *In*: SEMINÁRIO SOBRE EL ESTUDIO CIENTÍFICO E IMPACTO HUMANO EN EL ECOSISTEMA DE MANGLOVES, Cali, Colômbia, UNESCO. **Anais [...]**. Cali, Colômbia. p. 243-256.

CELENTANO, D.; MIRANDA, M. V. C.; MENDONÇA, E. N.; ROUSSEAU, G. X.; MUNIZ, F. H.; LOCH, V. C.; VARGA, I. V. D.; FREITAS, L.; ARAÚJO, P.; NARVAES, I. S.; ADAMI, M.; GOMES, A. R.; RODRIGUES, J. C.; KAHWAGE, C.; PINHEIRO, M.; MARTINS, M. B. (2018). Desmatamento, degradação e violência no “Mosaico Gurupi” – A região mais ameaçada da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 32, n. 92, p. 315-339.

CENTRO DE TRABALHO INDIGENISTA (CTI). (2017). **Mapa Guarani Digital**. Disponível em: <https://guarani.map.as/#/>. Acesso em: 19 fev. 2021.

CHERNELA, J. (2002). Innovative governance of fisheries and ecotourism in community-based protected areas. **Parks**, 8, p. 1-14.

COMISSÃO PRÓ-ÍNDIO DO ACRE (CPI-AC). (2008). **Plano de Gestão Territorial e Ambiental da Terra Indígena Kaxinawá/Ashaninka do Rio Breu**. Rio Branco: AKARIB/AMAAIAC/CPI-AC.

CONCEIÇÃO, M. G.; BARBOSA DE ALMEIDA, M. W. B. (1995). **Macacos e soins (primatas) no Rio Tejo, Reserva Extrativista do Alto Juruá**. (Manuscrito).

CONSELHO NACIONAL DOS SERINGUEIROS (CNS). (1985). Resoluções do I Encontro Nacional dos Seringueiros. *In*: ALLEGRETI, M. **Dossiê do Encontro Nacional dos Seringueiros**: realizado em Brasília de 11 a 17 de outubro deste ano [1985]. Brasília, 25 de novembro de 1985. Disponível em: <https://documentacao.socioambiental.org/documentos/04D00051.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2021.

COORDENAÇÃO NACIONAL DE ARTICULAÇÃO DAS COMUNIDADES NEGRAS RURAIS (CONAQ). (2018). **“SOMOS MUITOS!”** Quilombolas se reúnem em Brasília para um grande encontro sobre Gestão Territorial e Ambiental Quilombola. Últimas Notícias. Disponível em: <http://conaq.org.br/noticias/somos-muitos-quilombolas-se-reunem-em-brasilia-para-um-grande-encontro-sobre-gestao-territorial-e-ambiental-quilombola-gtaq>. Acesso em: 4 jul. 2019.

CORBERA, E.; MARTIN, A.; SPRINGATE-BAGINSKI, O.; VILLASEÑOR, A. (2017). **Sowing the seeds of sustainable rural livelihoods?** An assessment of Participatory Forest Management through REDD+ in Tanzania. Land Use Policy, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landuse-pol.2017.09.037>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264837717303113?via%3Dihub>. Acesso em: 10 fev. 2021.

COX, M.; ARNOLD, G.; TOMÁS, V. S. (2010). A review of design principles for community-based natural resource management. **Ecology and Society**, v. 15, n. 4, p. 38.

CRONKLETON, P.; BRAY, D. B.; MEDINA, G. (2011). Community forest management and the emergence of multi-scale governance institutions: lessons for REDD+ development from Mexico, Brazil and Bolivia. **Forests**, v. 2, p. 451-473.

CROPPER, M.; PURI, J.; GRIFFITHS, C. (2001). Predicting the location of deforestation: the role of roads and protected areas in North Thailand. **Land Economics**, v. 77, p. 172-86.

CUNHA, C. C.; BERNARDO LOUREIRO, C. F. (2009). Reservas extrativistas: limites e contradições de uma territorialidade seringueira. **Theomai**, n. 20, p. 169-185.

DALY, D. C.; SILVEIRA, M. (2002). Aspectos florísticos da Bacia do Alto Juruá. História botânica, peculiaridades, afinidades e importância para a conservação. In: CARNEIRO DA CUNHA, M.; BARBOSA DE ALMEIDA, M. W. (org.). **Enciclopédia da Floresta**. O Alto Juruá: práticas e conhecimentos das populações. São Paulo: Companhia das Letras. p. 53-63.

DIEGUES, A. C. (2008). **Marine protected areas and artisanal fisheries in Brazil**. International Collective in Support of Fishworkers. 54 p.

DIETZ, T.; OSTROM, E.; STERN, P. C. (2003a). The struggle to govern the commons. **Science**, v. 302, n. 5652, p. 1907-1912.

DIETZ, T.; OSTROM, E.; STERN, P. C. (2003b). Online supplement to the struggle to govern the commons. **Science**, v. 302, n. 5652, p. 1907-1912.

DINIZ, C.; CORTINHAS, L.; NERINO, G.; RODRIGUES, J.; SADECK, L.; ADAMI, M.; SOUZA-FILHO, P. W. M.. (2019). Brazilian mangrove status: Three decades of satellite data analysis. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, p. 808.

DOBLAS, J. (2015). **Rotas do saque**: violações e ameaças à integridade territorial da Terra do Meio (PA). São Paulo: Instituto Socioambiental. ISBN: 9788582260272. Disponível em: https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/nsa/arquivos/rotasdosaque_digital02_0.pdf. Acesso em: 11 fev. 2021.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. (1999). **Mammals of the neotropics**. The central neotropics. v. 3, Equador, Peru, Bolívia, Brazil. Chicago: Chicago University Press.

EMMONS, L.; FEER, F. (1990). **Neotropical rainforest mammals**. A field guide. Chicago; Londres: Chicago University Press.

FEARNSIDE, P. (1989). Extractive reserves in Brazilian Amazonia. **Bioscience**, v. 39, n. 6, p. 387-393.

FEARNSIDE, P. (1992). Reservas extrativistas: uma estratégia de uso sustentado. **Ciência Hoje**, v. 14, n. 81, p. 14-18.

FEARNSIDE, P. M. (2007). Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the amazon. **Environmental Management**, v. 39, p. 601. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0149-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-006-0149-2>. Acesso em: 11 fev. 2021.

FEARNSIDE, P. M. (2014). Impacts of Brazil's Madeira River dams: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environmental Science & Policy**, v. 38, p. 164-172.

FEARNSIDE, P. M. (2016). Brazilian politics threaten environmental policies. **Science**, v. 353, p. 746-748. DOI: 10.1126/science.aag0254. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/353/6301/746/tab-article-info>. Acesso em: 11 fev. 2021.

FEARNSIDE, P. M. (2017). Deforestation of the Brazilian Amazon. *In*: SHUGART, H. (ed.). **Oxford research encyclopedia of environmental science**. New York: Oxford University Press. DOI: <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102>. Disponível em: <https://oxfordre.com/environmentalscience/view/10.1093/acrefore/9780199389414.001.0001/acrefore-9780199389414-e-102>. Acesso em: 11 fev. 2021.

FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. A. (2006). BR-319: Brazil's Manaus-Porto Velho highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to Central Amazonia. **Environmental Management**, v. 38, n. 5, p. 705-16. DOI: 10.1007/s00267-005-0295-y. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-005-0295-y>. Acesso em: 11 fev. 2021.

FREITAS, J. S.; FARIAS FILHO, M. C.; HOMMA, A. K. O.; MATHIS, A. (2018). Reservas extrativistas sem extrativismo: uma tendência em curso na Amazônia? **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 56-72. DOI: 10.24857/rgsa.v12il.1388. Disponível em: <https://rgsa.emnuvens.com.br/rgsa/article/view/1388>. Acesso em 15 de junho de 2020.

FREY, U. J.; RUSCH, H. (2013). Using artificial neural networks for the analysis of social-ecological systems. **Ecology and Society**, v. 18, n. 2, p. 40.

FUNDAÇÃO NACIONAL DO ÍNDIO (FUNAI) (org.). (2013). **Planos de gestão territorial e ambiental de terras indígenas**: orientações para elaboração. Brasília: FUNAI.

FUTEMMA, C.; MUNARI, L. C.; ADAMS, C. (2015). The Afro-Brazilian collective land. Analyzing institutional changes in the past two hundred years. **Latin American Research Review**, v. 50, n. 4, p. 26-48.

GARCIA, R. A.; SOARES-FILHO, B. S.; SAWYER, D. O. (2007). Socioeconomic dimensions, migration, and deforestation: An integrated model of territorial organization for the Brazilian Amazon. **Ecological Indicators**, v. 7, p. 719-730.

GARNETT, S. T.; BURGESS, N. D.; FA, J. E.; FERNÁNDEZ-LLAMAZARES, A.; MOLNÁR, Z.; ROBINSON, C. J.; WATSON, J. E. M.; ZANDER, K. K.; AUSTIN, B.; BRONDIZIO, E. S.; COLLIER, N. F.; DUNCAN, T.; ELLIS, E.; GEYLE, H.; JACKSON, M. V.; JONAS, H.; MALMER, P.; MCGOWAN, B.; SIVONGXAY, A.; LEIPER, I. (2018). A spatial overview of the global importance of indigenous lands for conservation. **Nature Sustainability**, v. 1, p. 369-374.

GOMES, M. E. A. C.; GOMES, A. C. (2018). Marco normativo das Reservas Extrativistas brasileiras: a construção social de uma tutela jurídica ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 48, p. 99-117. (Edição especial: 30 Anos do Legado de Chico Mendes).

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S. (2017). Google earth engine: planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18-27.

GORENFLO, L.; ROMAINE, S.; MITTERMEIER, R. A.; WALKER-PAINEMILLA, K. (2012). Co-occurrence of linguistic and biological diversity in biodiversity hotspots and high biodiversity wilderness areas. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 21, p. 8.032-8.037.

GRUPO DE TRABALHO AMAZÔNICO (GTA). (2008). **O fim da floresta? A devastação das Unidades de Conservação e Terras Indígenas no Estado de Rondônia**. Porto Velho: Grupo de Trabalho Amazônico, Regional Rondônia.

GUETTA, M.; OVIEDO, A. F. P.; BENSUSAN, N. (2019). Litigância climática em busca da efetividade da tutela constitucional da Amazônia. In: SETZER, J.; CUNHA, K.; FABRI, A. S. B. (org.). **Litigância climática: novas fronteiras para o direito ambiental no Brasil**. São Paulo: Thomson Reuters. v. 1, p. 239-272.

GUTIÉRREZ, N. L.; HILBORN, R.; DEFEO, O. (2011). Leadership, social capital and incentives promote successful fisheries. **Nature**, v. 470, p. 386-389.

HECK, E.; LOEBENS, F.; CARVALHO, P. D. (2005). Amazônia indígena: conquistas e desafios. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 237-255.

HOMMA, A. K. O. (1989). Reservas Extrativistas: uma opção de desenvolvimento viável para a Amazônia? **Revista Pará Desenvolvimento**, v. 25, p. 38-48.

INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). (s.d.). **Terra Brasilis**. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>. Acesso em: 15 jun. 2020.

INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). PROGRAMA DE MONITORAMENTO DO DESMATAMENTO DA FLORESTA AMAZÔNICA BRASILEIRA POR SATÉLITE (PRODES). (2018). **Monitoramento do desmatamento da floresta amazônica brasileira por satélite**. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 15 jun. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA (INCRA), 2018. Acervo fundiário. Disponível em <https://acervofundiario.incra.gov.br/i3geo/interface/incra.htm>. Acesso em: 12 nov. 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA (INCRA). (1987). **Portaria nº 627 de 30 de julho de 1987**. Cria a modalidade de Projeto de Assentamento Extrativista. Brasília: Incra.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA (INCRA). (1989). **Portaria nº 158 de 9 de março de 1989**.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). (s.d.). **Observação da Terra**. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 15 jun. 2020.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA). (2016). **Cadastro Ambiental Rural (CAR) em territórios quilombolas (Nota técnica)**. São Paulo: ISA.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA). (2018a). **Situação atual das Terras Indígenas no Brasil**. São Paulo: ISA. Disponível em: <https://terrasindigenas.org.br/>. Acesso em: 25 nov. 2018.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA). (2018b). **Situação atual das Unidades de Conservação no Brasil**. São Paulo: ISA. Disponível em: <https://uc.socioambiental.org/>. Acesso em: 25 nov. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). (2007a). **The physical science basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (ed.)]. Cambridge (UK); New York (USA): Cambridge University Press.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). (2007b). **Impacts, adaptation and vulnerability**. Contribution of Climate Change Working Group II: to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (ed.)]. Cambridge (UK); New York (USA): Cambridge University Press.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). (2014). **Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability – Part A: Global and sectoral aspects**. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [FIELD, C. B.; BARROS, V. R.; DOKKEN, D. J.; MACH, K. J.; MASTRANDREA, M. D.; BILIR, T. E.; CHATTERJEE, M.; EBI, K. L.; ESTRADA, Y. O.; GENOVA, R. C.; GIRMA, B.; KISSEL, E. S.; LEVY, A. N.; MACCRACKEN, S.; MASTRANDREA, P. R.; WHITE, L. L. (ed.)]. Cambridge (UK); New York (USA): Cambridge University Press.

JOPPA, L.; LOARIE, S.; PIMM, S. (2008). On the protection of “protected areas.” **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 18, p. 6673-6678.

KALIKOSKI, D. C.; SATTERFIELD, T. (2004). On crafting a fisheries co-management arrangement in the estuary of Patos Lagoon (Brazil): opportunities and challenges faced through implementation. **Marine Policy**, v. 28, p. 503-522.

KASPERSON, R. E.; KASPERSON, J. X.; TURNER II, B. L. (1999). Risk and criticality: trajectories of regional environmental degradation. **Ambio**, v. 28, n. 6, p. 562-568.

KENDALL, M. G. (1975). Rank correlation methods. 4. ed. London: Charles Griffin.

KERE, E. N.; CHOUMERT, J.; MOTEL, A.; COMBES, J. L.; SANTONI, O.; SCHWARTS, S. (2017). Addressing contextual and location biases in the assessment of protected areas effectiveness on deforestation in the Brazilian Amazônia. **Ecological Economics**, v. 136, p. 148-158.

KLENK, N. L.; MEECHAN, K.; PINEL, S. L.; MENDEZ, F.; LIMA, P. T.; KAMMEN, D. M. (2015). Stakeholders in climate science: beyond lip service? Local knowledge coproduction must be rewarded. **Science**, v. 350, n. 6.262, p. 743-744.

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

LAMBIN, E. (1997). Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. **Progress in Physical Geography**, v. 1, n. 3, p. 375-393.

LAMBIN, E. F.; HELMUT, J. G.; LEPERS, E. (2003). Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review of Environmental Resources**, v. 28, p. 205-241.

LE TOURNEAU F. M.; ALBERT, B. (2010). Homoxi (1989-2004): o impacto ambiental das atividades garimpeiras na terra indígena yanomami (Roraima). *In*: BARBOSA, R. I.; MELO, V. F. (ed.). **Roraima: homem, ambiente e ecologia**. Boa Vista: FEMACT. p. 155-170.

LE TOURNEAU, F. M. (2015). The sustainability challenges of indigenous territories in Brazil's Amazonia. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 213-220. ISSN 1877-3435. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.07.017>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1877343515000810?via%3Dihub>. Acesso em: 11 fev. 2021.

LE TOURNEAU, F. M. (2016). Quelle durabilité pour les territoires amérindiens d'Amazonie brésilienne? **Journal de la Société des Américanistes**, v. 102, n. 1, p. 167-193. Disponível em: <http://jsa.revues.org/14673>. Acesso em: 11 fev. 2021.

LEITE, I. B. (2000). Os quilombos no Brasil: questões conceituais e normativas. **Etnográfica**, v. 4, n. 2, p. 333-354.

LEITE, M. S.; SILVA JUNIOR, J. A.; CALABONI, A.; IGARI, A. T. (2020). Fatores socioeconômicos e a vegetação nativa em imóveis rurais no Estado de São Paulo. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 23, e03093. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20170309r3vu202011ao>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1414-753X2020000100319&script=sci_arttext&tling=pt. Acesso em: 11 fev. 2021.

LEVI, T.; SHEPPARD JR., G. H.; OHL-SCHACHERER, J.; PERES, C. A.; YU, D. W. (2009). Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: landscape-scale management implications for Amazonia. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 4, p. 804-814. DOI:10.1111/j. 1365-2664.2009.01661.x. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2664.2009.01661.x>. Acesso em: 11 fev. 2021.

LÉVI-STRAUSS, C. (2018 [2003]). Resenha da enciclopédia da floresta – o Alto Juruá: práticas e conhecimentos das populações. Mauro William Barbosa Almeida (trad.). **Ethnoscintia**, v. 3, n. 2 (especial). DOI: <http://dx.doi.org/10.22276/ethnoscintia.v3i2.176>. Disponível em: <http://ethnoscintia.com/index.php/revista/article/view/176>. Acesso em: 11 fev. 2021. (Publicado originalmente em L’Homme, n. 167-168, 2003, p. 365-367).

LIMA, A. (2012). O manejo indígena e a conservação da biodiversidade: do local para o global. In: LIMA, A.; FANZERES, A.; ALMEIDA, J. (org.). **Jeitos de fazer**. Experiências metodológicas para elaboração de planos de gestão territorial em terras indígenas. Campinas: Ed. Curt Nimuendajú.

LIMA, D.; POZZOBON, J. (2005). Amazônia socioambiental: sustentabilidade ecológica e diversidade social. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 54, p. 45-76. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142005000200004>. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142005000200004&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 11 maio 2021.

LITTLE, P. (2001). **Amazonia**: territorial struggles on perennial frontiers. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

LITTLE, P. (2002). **Territórios sociais e povos tradicionais no Brasil**: por uma antropologia da territorialidade. Brasília: Universidade de Brasília.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. (2018). Amazon tipping point. **Science Advance**, v. 4, n. 2, eaat2340.

LU, D.; LI, G.; MORAN, E. F.; HETRICK, S. (2013). Spatiotemporal analysis of land use and land cover change in the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n. 16, p. 5953-5978.

LUYET, V.; SCHLAEPFER, R.; PARLANGE, M. B.; BUTTLER, A. (2012). A framework to implement stakeholder participation in environmental projects. **Journal of Environmental Management**, v. 111, p. 213-219.

MANESCHY, M. C.; KLOVDAHL, A. (2007). Redes de associações de grupos camponeses na Amazônia Oriental (Brasil): fontes de capital social? **REDES - Revista hispana para el análisis de redes sociales**, v. 12, n.4. p. 1-19.

MANESCHY, M. C.; MAIA, M. L. S.; CONCEIÇÃO, M. F. C. (2008). Associações rurais e associativismo no nordeste amazônico: uma relação nem sempre correspondida. **Novos Cadernos NAEA**, v. 11, n. 1, p. 85-108.

MARTENS, P.; ROTMANS, J. (ed.). (2002). **Transitions in a globalizing world**. Lisse, Netherlands: Swets and Zeitlinger.

MAS, J.-F.; NOGUEIRA DE VASCONCELOS, R.; FRANCA-ROCHA, W. (2019). Analysis of high temporal resolution land use/land cover trajectories. **Land**, v. 8, n. 2, p. 30.

MERTENS, B.; LAMBIN, E. F. (2000). Land-cover change trajectories in Southern Cameroon. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 90, n. 3, p. 467-494.

MILLER, K.; ALLEGRETTI, M. H.; JOHNSON, N.; JONSSON, B. (1995). Measures for conservation of biodiversity and sustainable use of its components. *In*: HEYWOOD, V. H.; WATSON, R. T. (org.). **Global biodiversity assessment**. Cambridge: Cambridge University Press e UNEP (United Nations Environment Programme). p. 1016-1035.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO (MDA). MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO SOCIAL (MDS). (2009). **Plano Nacional de Promoção das Cadeias de Produtos da Sociobiodiversidade**. Documento técnico. Disponível em: <http://bibliotecadigital.planejamento.gov.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/1024/Plano%20Sociobiodiversidade.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 7 jul. 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). (2007). Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Portaria MMA nº 9/2007. 2. ed. Brasília: MMA. 329p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). (2020). Áreas Protegidas. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Dados Consolidados. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-consolidados.html>. Acesso em 15 de junho de 2020

MORAN, E. F.; BRONDIZO, E. S.; MCCracken, S. D. (2002). Trajectories of land use: soils, succession, and crop choice. *In*: WOOD, C. H.; PORRO, R. (ed.). **Deforestation and land use in the Amazon**. Gainesville, FL: University of Florida Press. p. 193-217.

MORSELLO, C.; RUIZ-MALLÉN, I.; DIAZ, M. D. M.; REYES-GARCÍA, V. (2012). The effects of processing non-timber forest products and trade partnerships on people's well-being and forest conservation in Amazonian societies. **PLoS ONE**, v. 7, n. 8, p. e43055.

NELSON, A.; CHOMITZ, K. M. (2011). Effectiveness of strict vs. multiple use protected areas in reducing tropical forest fires: a global analysis using matching methods. **PLoS One**, v. 6, n. 8, e22722.

NORTH, D. C. (1991). Institutions. **Journal of Economic Perspectives**, v. 5, n. 1, p. 97-112.

NOVARO, A. J.; REDFORD, K. H.; BODMER, R. E. (2000). Effect of hunting in source-sink systems in the neotropics. **Conservation Biology**, v. 14, n. 3, p. 713-721.

OHL-SCHACHERER, J.; SHEPARD JR., G. H.; KAPLAN, H.; PERES, C. A.; LEVI, T.; YU, D. W. (2007). The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park. **Conservation Biology**, v. 21, n. 5, 1174-1185.

OLDEKOP, J. A.; HOLMES, G.; HARRIS, W. E.; EVANS, K. L. (2016). A global assessment of the social and conservation outcomes of protected areas. **Conservation Biology**, v. 30, n. 1, p. 133-141.

OLIVEIRA, F. M. B. (2009). **Mobilizando oportunidades**: estado, ação coletiva e o recente movimento social quilombola. 2009. 222 p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ciência Política, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

OSTROM, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. **Science**, v. 325, p. 419-422.

OVIEDO, A. F. P.; BURSZTYN, M. (2016). The fortune of the commons: participatory evaluation of small-scale fisheries in the Brazilian Amazon. **Environmental Management**, v. 57, p. 1.009-1.023.

OVIEDO, A. F. P.; BURSZTYN, M.; FILHO, S. R.; LINDOSO, D. (2019b). Adaptive management to climate change and its barriers in the Brazilian Amazon. **Research in Agriculture**, v. 4, n. 1.

OVIEDO, A. F. P.; FUTADA, S. M.; AUGUSTO, C.; DOBLAS, J. (2019a). **Trajetórias de uso do solo nas áreas definidas na 1ª atualização das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade na Amazônia**. Plataforma Proteja, Instituto Socioambiental. Disponível em: <http://proteja.org/>. Acesso em: 11 fev. 2021.

PANKARARU. (2017). **Plano de Gestão Territorial e Ambiental da Terra Indígena Pankararu**. (Organizadores: Cristiane Gomes Julião, George de Vasconcelos, Isabel Froes Modercin, Luana Barbara Gomes de Oliveira). Brasília: Associação Tronco Velho Pankararu/FUNAI/ISPN.

PARENTE, L.; MESQUITA, V.; MIZIARA, F.; BAUMANN, L.; FERREIRA, L. (2019). Assessing the pasturelands and livestock dynamics in Brazil, from 1985 to 2017: A novel approach based on high spatial resolution imagery and Google Earth Engine cloud computing. **Remote Sensing of Environment**, v. 232, p. 111301.

PARRY, L.; PERES, C. A. (2015). Evaluating the use of local ecological knowledge to monitor hunted tropical-forest wildlife over large spatial scales. **Ecology and Society**, v. 20, n. 3, p. 15. DOI: <http://dx.doi.org/10.5751/ES-07601-200315>. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol20/iss3/art15/>. Acesso em: 11 fev. 2021.

PERES, C. A. (2000). Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in amazonian forests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 240-253.

PERES, C. A.; EMILIO, T.; SCHIETTI, J.; DESMOULIÈRE, J. M.; LEVI, T. (2015). **Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests**. PNAS, v. 113, n. 4, p. 892-897. DOI: www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1516525113. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/113/4/892>. Acesso em: 11 fev. 2021.

PERES, S. C. (2003). **Cultura, política e identidade na Amazônia**: o associativismo indígena no Baixo Rio Negro. 2003. 447p. Tese (Doutorado) – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. Disponível em: <http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/279917>. Acesso em: 3 ago. 2018.

PETERS, C. M. (2018). **Managing the Wild**. Stories of people and plants and tropical forests. New Haven, Yale University Press.

PICELLI, I; COSTA, J. D.; TORSIANO, R. (2016). Treze anos de uma política federal de regularização de territórios quilombolas: construções e desafios. **SEMINÁRIO GOVERNANÇA DE TERRAS E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO, II**, Campinas, 4-5 ago. 2016. Campinas: Unicamp. IE. (Coletânea [recurso eletrônico]). Disponível em: <http://governancadeterras.com.br/wpcontent/uploads/2016/12/Anais-2016.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2019.

PRADO, D. S.; ARAUJO, L.; CHAMY, P.; DIAS, A. C.; SEIXAS, C. S. (2020). Participação Social nos Conselhos Gestores de Unidades de Conservação: Avanços normativos e a visão de agentes do ICMBio. **Ambiente & Sociedade** [on-line], v. 23, e00362.

PRADO, D. S.; SEIXAS, C. S. (2018). Da floresta ao litoral: instrumentos de cogestão e o legado institucional das Reservas Extrativistas. **Desenvolvimento. Meio Ambiente**, v. 48, p. 281-298. (Edição especial: 30 Anos do Legado de Chico Mendes).

R CORE TEAM (2019). **The R Project for Statistical Computing**: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 11 fev. 2021.

RAIMUNDO, R. L. G.; FREITAS, A. V. L.; COSTA, R. N. S.; OLIVEIRA, J. B. F.; LIMA, A. F.; BARBOSA DE MELO, A.; BROWN JR. K. (2003). **Manual de monitoramento ambiental usando borboletas e libélulas**. Campinas: Instituto de Biologia (IB) e Instituto de Filosofia e Ciências Humanas (IFCH).

RAMOS, R. M. (2005). **Estratégia de caça e uso de fauna na Reserva Extrativista do Alto Juruá-AC**. 2005. Dissertação (Mestrado) – PROCAM, Universidade de São Paulo, São Paulo.

RAMOS, R. M. (2013). **Caça de subsistência e conservação numa região de baixa densidade demográfica humana na Amazônia** (Reserva Extrativista Rio Xingu, Terra do Meio, Pará): Ecologia da caça e avaliação dos impactos nas populações através de armadilhas fotográficas e da estrutura etária. 2013. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília.

REDFORD, K. H. (1992). The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412-422.

RESENDE, F. M.; CIMON-MORIN, J.; POULIN, M.; MEYER, L.; JONER, D. C.; LOYOLA, R. (2019). The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. **Ecosystem Services**, v. 49, p. 101282.

REZENDE, R. S. (2012). **Gestão de conflitos territoriais relacionados a sobreposições de terras indígenas em reservas extrativistas na Amazônia**. Relatório – Projeto PNUD BRA 08/002. Brasília: MMA – ICMBio. 89 p.

RIBEIRO DE ALMEIDA, F. V.; INGLEZ DE SOUZA, C. (2006). Projetos para sustentabilidade das Terras Indígenas. *In*: RICARDO, B.; RICARDO, F. (ed.). **Povos indígenas no Brasil: 2001-2005**. São Paulo: Instituto Socioambiental. p. 189-196.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, J. P.; HIROTA, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1.141-1.153.

RICKETTS, T. H.; SOARES-FILHO, B. S.; DA FONSECA, G. A. B.; NEPSTAD, D.; PFAFF, A.; PETSONK, A.; ANDERSON, A.; BOUCHER, D.; CATTANEO, A.; CONTE, M.; CREIGHTON, K.; LINDEN, L.; MARETTI, C.; MOUTINHO, P.; ULLMAN, R.; VICTURINE, R. (2010). Indigenous lands, protected areas, and slowing climate change. **PLoS Biology**, v. 8, n. 3, p. e1000331.

RODRIGUES DA SILVA, É. (1996). **Estudo sócio-econômico e análise de viabilidade da Reserva Extrativista do São Luís do Remanso, Rio Branco, Acre**. 1996. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ROS-TONEN, M. A. F.; KUSTERS, K. (2011). Pro-poor governance of non-timber forest products: the need for secure tenure, the rule of law, market access and partnerships. *In*: SHACKLETON, S.; SHACKLETON, C.; SHANLEY P. (ed.). **Non-timber forest products in the global context**. Tropical Forestry. Springer.

ROS-TONEN, M. A. F.; VAN ANDEL, T.; MORSELLO, C.; OTSUKI, K.; ROSENDO, S.; SCHOLZ, I. (2008). Forest-related partnerships in Brazilian Amazonia: There is more to sustainable forest management than reduced impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1.482-1.497.

RUIZ-PÉREZ, M.; ALMEIDA, M.; DEWI, S.; COSTA, E. M.; PANTOJA, M.; PUNTODEWO, A.; POSTIGO, A.; ANDRADE, A. (2005). Conservation and development in Amazonian extractive reserves: the case of Alto Juruá. **Ambio: A Journal of the Human Environment**, Swedish Academy of Sciences, v. 34, n. 3, p. 218-223.

SANTOS DIAS, R. (2014). **Reserva Extrativista Estadual do Rio Cautário – RO: o manejo florestal como uso sustentável no território**. 2014. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho.

SANTOS, L. C. B.; SCHMITZ, H. (2016). As dificuldades da participação dos usuários na gestão da reserva extrativista marinha de Maracanã, Estado do Pará. **Enciclopédia Biosfera**, v. 13, n. 23.

SANTOS, M. T. (2005). **Aprendizado do projeto de manejo dos recursos naturais da várzea – ProVárzea**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. (Série Estudos 4).

SANTOS, R. R. (2011). **O extrativismo de castanha-do-brasil *Bertholletia excelsa* (Humb. & Bonpl.) no Rio Madeira, Rondônia: bases para uma gestão ambiental participativa**. 2011. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

SAUER, S. (2018). Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. **Land Use Policy**, v. 79, p. 326-338.

SCHERER-WARREN, I.; LÜCHMANN, L. H. H. (2004). Situando o debate sobre movimentos sociais e sociedade civil no Brasil-Introdução. **Política & Sociedade**, v. 3, n. 5, p. 13-36.

SCHUSSER, C. (2016). Community forestry. *In*: PANCEL, L.; KÖHL, M. (ed.). **Tropical forestry handbook**. Second Edition. Springer Reference.

SCHWARTZMAN, S.; NEPSTAD, D.; MOREIRA, A. (2000). Arguing tropical forest conservation: people versus parks. **Conservation Biology**, v. 14, n. 5, p. 1.370-1.374.

SECRETARIA ESTADUAL DE EDUCAÇÃO DO ACRE. (2016). **Censo escolar**: relatório técnico. Rio Branco.

SEIXAS, C. S. (2006). Barriers to local-level, participatory ecosystem assessment and management in Brazil. *In*: REID, W.; WILBANKS, T.; CAPISTRANO, D.; BERKES, F. **Bridging scales**

and knowledge systems: concepts and applications in ecosystem assessments. Washington: Island Press. p. 255-274

SEIXAS, C. S.; DAVIDSON-HUNT, I.; KALIKOSKI, D. C.; DAVY, B.; BERKES, F.; CASTRO, F.; MEDEIROS, R. P.; MINTE-VERA, C. V.; ARAUJO, L. G. (2019). **Collaborative coastal management in Brazil: advancements, challenges, and opportunities. Viability and sustainability of small-scale fisheries in Latin America and The Caribbean.** In: SALAS, S.; BARRAGAN-PALADINES, M. J.; CHUENPAGDEE, R. (ed.). MARE Publication. p 425-451. (Series 19).

SEIXAS, C. S.; KALIKOSKI, D. C.; ALMUDI, T.; VANDICK, S. B.; COSTA, A. L.; DIOGO, H. L.; FERREIRA, B. P.; FUTEMMA, C. R. T.; MOURA, R.; RUFFINO, M. L.; SALLES, R. D.; THÉ, A. P. G. (2011). Gestão compartilhada do uso de recursos pesqueiros no Brasil: elementos para um programa nacional. **Ambiente & Sociedade**, v. 14, n. 1, p. 23-44.

SEIXAS, C. S.; MINTE-VERA, C. V.; FERREIRA, R. G.; MOURA, R. L.; CURADO, I. B.; PEZZUTI, J.; THÉ, A. P. G.; FRANCINI-FILHO, R. B. (2009). **Co-managing commons:** advancing aquatic resources management in Brazil. In: LOPES, P. F.; BEGOSSI, A. (ed.). Current Trends in Human Ecology. Cambridge University Press. 375 p.

SEIXAS, C.S.; KALIKOSKI, D. (2009). Gestão participativa da pesca no Brasil: levantamento das iniciativas e documentação dos processos. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 20, p. 119-139.

SHEPARD, G. H JR.; LEVI, T.; NEVES, E. G.; PERES, C. A.; YU, D. (2012). Hunting in ancient and modern Amazonia: rethinking sustainability. **American Anthropologist**, v. 114, n. 4, p. 652-667. DOI: 10.1111/j.1548-1433.2012.01514.x. Disponível em: <https://anthrosource.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1548-1433.2012.01514.x>. Acesso em: 11 fev. 2021.

SHIRAISHI NETO, J. (org.). (2007). **Direito dos povos e das comunidades tradicionais no Brasil.** Manaus: Universidade Estadual do Amazonas.

SILVEIRA, M.; TORREZAN, J. M. D.; DALY, D. (2002). Vegetação e diversidade arbórea da região do Alto Juruá. In: CARNEIRO DA CUNHA, M.; ALMEIDA, M. B. (org.). **Enciclopédia da floresta.** O Alto Juruá: práticas e conhecimentos das populações. São Paulo, Companhia das Letras. p. 65-75.

SINDICATO DE TRABALHADORES RURAIS DE XAPURI (STR XAPURI). CONSELHO NACIONAL DOS SERINGUEIROS (CNS). CENTRAL ÚNICA DOS TRABALHADORES (CUT). (1989). **Chico Mendes.** Coordenação Editorial: F. Pachalski, M. Allegretti, M. B. Pereira, M. W. B. de Almeida; N. Balcão. Xapuri: Sindicato dos Trabalhadores Rurais de Xapuri; Conselho Nacional dos Seringueiros; São Paulo: Central Única dos Trabalhadores.

SISTEMA NACIONAL DE CADASTRO AMBIENTAL RURAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (SICAR). (2018). **Sistema Nacional De Cadastro Ambiental Rural.** Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/sicar/>. Acesso em: 14 maio 2021.

SMITH, M. S.; MBOW, C. (2014). Editorial overview: sustainability challenges: agroforestry from the past into the future. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 6, p. 134-137.

SMITH, M.; GUIMARÃES, M. A. (2010). **Gestão ambiental e territorial de terras indígenas: reflexões sobre a construção de uma nova política indigenista**. Disponível em: https://www.academia.edu/4109817/GEST%C3%83O_AMBIENTAL_E_TERRITORIAL_DE_TERRAS_IND%C3%8DGENAS_REFLEX%C3%95ES_SOBRE_A_CONSTRU%C3%87%C3%83O_DE_UMA_NOVA_POL%C3%8DTICA_INDIGENISTA. Acesso em: 14 maio 2021.

SOARES, R. M. (2012). **Das comunidades à Federação: associações indígenas do Alto Rio Negro**. 2012. 160 p. Dissertação (Mestrado em Antropologia Social) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

SOARES-FILHO, B. S. (2016). **O papel das áreas protegidas da Amazônia, em especial as com apoio do ARPA, na redução do desmatamento**. Rio de Janeiro: Funbio. 13 p.

SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L.; CERQUEIRA, G. C.; GARCIA, R. A.; RAMOS, C. A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHELESINGER, P. (2006). Modelling conservation in the Amazon Basin. **Nature**, v. 440, p. 520-523. DOI:10.1038/nature04389. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature04389>. Acesso em: 11 fev. 2021.

SOARES-FILHO, B.; ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; CERQUEIRA, G.; VERA DIAZ, M. DEL C.; RIVERO, S.; SOLOZANO, L.; VOLL, E. (2004). Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. **Global Change Biology**, v. 10, p. 745-764.

SOARES-FILHO, B.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.; ANDERSON, A.; RODRIGUES, H.; GARCIA, R.; DIETZSCH, L.; MERRY, F.; BOWMAN, M.; HISSA, L.; SILVESTRINI, R.; MARETTI, C. (2010). Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, p. 10.821-10.826.

SOUTHWORTH, J.; NAGENDRA, H.; TUCKER, C. (2002). Fragmentation of a landscape: Incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change. **Landscape Research**, v. 27, p. 253-269.

SOUZA, B. O. (2013). Movimento quilombola: reflexões sobre seus aspectos político-organizativos e identitários. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE ANTROPOLOGIA, 26, 2013, Porto Seguro. **Anais [...]**. Porto Seguro: ABA.

STRAND, J.; SOARES-FILHO, B.; COSTA, M.; OLIVEIRA, U.; RIBEIRO, S. C.; PIRES, G. F.; OLIVEIRA, A.; RAJÃO, R.; MAY, P.; VAN DER HOFF, R.; SIIKAMAKI, J.; MOTTA, R. S.; TOMAN, M. (2018). Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, v. 1, p. 657-664.

SUTHERLAND, W. (2003). Parallel extinction risk and global distribution of languages and species. **Nature**, v. 423, p. 276-279.

TERRA DE DIREITOS. (2016). **Cadastro Ambiental Rural para a agricultura familiar** – experiências e dificuldades. Ayrton Scorsato Neto (il.). Disponível em: <https://terradedireitos.org.br/wp-content/uploads/2016/06/CAR-e-a-Agricultura-Familiar-experi%C3%Aancias-e-dificuldades.pdf>. Acesso em: jun. 2019.

TOLEDO, P. M.; DALLA-NORA, E.; VIEIRA, I. C. G.; AGUIAR, A. P. D.; ARAÚJO, R. (2017). Development paradigms contributing to the transformation of the Brazilian Amazon: do people matter? **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 26-27, p. 77-83, ISSN 1877-3435, <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2017.01.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343517300192?via%3Dihub>. Acesso em: 10 fev. 2021.

TORRES, M.; DOBLAS, J.; ALARCON, D. F. (2017). **Dono é quem desmata**. São Paulo: Urutubranco; Altamira: Instituto Agrônomo da Amazônia.

TURNER II, B. L.; ALI, A. M. S. (1996). Induced intensification: Agricultural change in Bangladesh with implications for Malthus and Boserup. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 93, n. 25, p. 14.984-14.991.

VAN VLIET, N.; FA, J.; NASI, R. (2015). Managing hunting under uncertainty: from one-off ecological indicators to resilience approaches in assessing the sustainability of bushmeat hunting. **Ecology and Society**, v. 20, n. 3, p. 7. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol20/iss3/art7/>. Acesso em: 11 fev. 2021.

VARJABEDIAN, R. (2010). Atlantic Rainforest Law: environmental regression. **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, p. 147-160.

VIANNA, L. P.; SALES, R. R. (2008). **Análises e diretrizes para consolidação da categoria reserva extrativista**. Relatório final. Brasília.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277, p. 494-499.

WHITTAKER, A.; OREN, D. C.; PACHECO, J. F.; PARRINI, R.; MINNS, J. C. (2002). Aves registradas na Reserva Extrativista do Alto Juruá. In: CARNEIRO DA CUNHA, M.; BARBOSA DE ALMEIDA, M. W. (org.). **Enciclopédia da Floresta**. O Alto Juruá: práticas e conhecimentos das populações. São Paulo: Companhia das Letras.

WRIGHT, G. D.; ANDERSSON, K. P.; GIBSON, C. C.; EVANS, T. (2016). Decentralization May Reduce Deforestation when User Groups Engage with Local Government. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 52, p. 14.958-14.963.

WRIGHT, G. D.; ANDERSSON, K.; EVANS, T.; GIBSON, C. C. (2015). Incentivizing Local Forest Conservation. **International Journal of the Commons**, v. 9, n. 1, p. 322-346. Disponível em: https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/arquivos/pgta_tix1.pdf. Acesso em: 11 fev. 2021.



Povos Tradicionais e Biodiversidade no Brasil

Contribuições dos povos indígenas,
quilombolas e comunidades tradicionais
para a biodiversidade, políticas e ameaças