

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO  
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**Mudanças temporais na integridade de florestas tropicais nas  
Terras Indígenas do Xingu: vetores de mudanças e suas  
implicações**

**Robson Santana de Oliveira**

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Divino Vicente Silvério

Nova Xavantina-MT  
Setembro, 2019

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO  
*CAMPUS DE NOVA XAVANTINA*  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**Mudanças temporais na integridade de florestas tropicais nas  
Terras Indígenas do Xingu: vetores de mudanças e suas  
implicações**

**Robson Santana de Oliveira**

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Divino Vicente Silvério

Nova Xavantina-MT  
Setembro, 2019

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES)

This study was partially funded by CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brazilian Ministry of Education)

Luiz Kenji Umeno Alencar CRB 1/2037

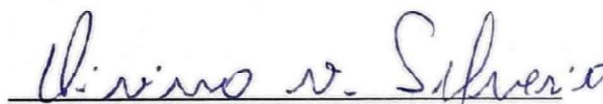
- |      |  |
|------|--|
| O48m | <p>OLIVEIRA, Robson Santana de.<br/>Mudanças Temporais na Integridade de Florestas Tropicais nas Terras Indígenas do Xingu: Vetores de Mudanças e Suas Implicações / Robson Santana de Oliveira - Nova Xavantina, 2019.<br/>37 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)</p> <p>Trabalho de Conclusão de Curso<br/>(Dissertação/Mestrado) - Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Mestrado Acadêmico) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2019.<br/>Orientador: Divino Vicente Silvério</p> <p>1. Amazônia. 2. Dinâmica Florestal. 3. Biomassa. 4. Incêndios Florestais. 5. Precipitação. I. Robson Santana de Oliveira. II. Mudanças Temporais na Integridade de Florestas Tropicais nas Terras Indígenas do Xingu: Vetores de Mudanças e Suas Implicações: .</p> <p style="text-align: right;">CDU 551.58:574.4(817.2)</p> |
|------|--|

**“MUDANÇAS TEMPORAIS NA INTEGRIDADE DE  
AMBIENTES FLORESTAIS NAS TERRAS INDÍGENAS  
DO XINGU: VETORES DE MUDANÇAS E SUAS  
IMPLICAÇÕES”**

ROBSON SANTANA DE OLIVEIRA

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO DA UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO COMO REQUISITO  
PARCIAL À OBTENÇÃO DO TÍTULO DE “MESTRE”.

APROVADA EM 26 DE JULHO DE 2019, PELA BANCA EXAMINADORA:



Divino Vicente Silvério  
UNEMAT  
Orientador



Eddie Lenza de Oliveira  
UNEMAT  
Membro Titular



Márcia Nunes Macedo  
WHRC  
Membro Titular

Paulo Sérgio Morandi  
UNEMAT  
Membro Suplente

Bernardo Monteiro Flores  
UNICAMP  
Membro Suplente

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao Eterno (YWHW), que sempre foi e será o guia da minha nau sobre o revoltoso mar desta vida, que nos momentos de maior dificuldade não me deixou e não deixará desistir, me mostrou e mostra através de Sua força a capacidade que todos temos de enfrentar todos os obstáculos e seguir em frente sendo vencedores a cada dia.

À Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, campus Nova Xavantina, pela oportunidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Ao meu orientador, professor Dr. Divino Vicente Silvério pela oportunidade de realizar este trabalho. Agradecimentos pela formação, apoio e o incentivo para sempre buscar mais e nunca desistir, mesmo diante das dificuldades. Agradeço a amizade, paciência e confiança. Obrigado por tudo, pois sei que isto ainda não será o suficiente pelos serviços prestados a mim!

Ao Dr. Paulo Monteiro Brando, ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) e aos demais colegas do programa de pós-graduação (Antônio, Charles e a Hellen) que participam da rotina diária no escritório de Canarana/MT, pois de alguma forma vocês contribuíram na minha formação. Pela oportunidade de visitar a fazenda Tanguro para experiências de campo e apresentação de seminários que enriqueceram o presente trabalho.

Aos colaboradores Dra. Marcia Nunes Macedo e Bernardo Monteiro Flores, pela contribuição direta, com ideias e sugestões que enriqueceram o presente trabalho; e ao Fábio Garcia Moreira, Instituto Socioambiental (ISA) Canarana – MT, no qual estive presente sempre que possível, para auxiliar com dados e levantamentos de campo para alimentar a base de dados do trabalho. Feliz porque nesta parceria rendemos um fruto, foi aprovado um projeto para avaliar queimadas prescritas em terras indígenas, onde está firmado uma parceria entre o Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) e o Instituto Socioambiental (ISA) para os próximos anos.

Aos meus pais, José Hailton e Rosalina, que sempre estiveram ao meu lado e, apesar da distância, jamais mediram esforços para ajudar a realizar meus sonhos, oferecendo todo apoio, inclusive financeiro; aos meus irmãos José Hailton Jr. e Andréia e a toda minha família, com destaque especial a minha tia Rozangela Natalia e ao primo Victor Matheus. Dedico também este trabalho à memória da minha tia, Lenir Divina Caetano, falecida, recentemente, em 03/08/19. Exemplo de vida e uma pessoa querida por todos nós.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL.....	5
CAPÍTULO 1.....	9
1. INTRODUÇÃO.....	11
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
2.1 Área de estudo.....	14
2.2 Coleta de dados.....	15
2.3 Análise exploratória dos dados.....	19
2.4 Análise numérica dos dados .....	21
3. RESULTADOS.....	22
3.1 Análise exploratória dos dados.....	22
3.2 Modelo Probabilístico.....	24
3.1 Eventos de fogo em função do tipo de floresta .....	27
3.2 Interação entre eventos de fogo e secas intensas .....	28
3.3 Demografia em função de eventos de fogo e o tipo de floresta .....	28
4. DISCUSSÃO.....	29
4.1 Reincidência de queimadas pode comprometer o futuro das florestas .....	29
4.2 Eventos de seca intensificam a inflamabilidade das florestas.....	30
4.3 Florestas de áreas alagáveis são menos resilientes .....	31
4.4 Densidade populacional das aldeias pode contribuir para a perda florestal .....	31
4.5 Mudanças temporais na cobertura florestal não refletiram como perda de biomassa .....	32
5. CONCLUSÕES.....	32
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	33

## LISTA DE SIGLAS

**AIC** - Critério de Informação de Akaike  
**BDGEX** - Banco de Dados Geográficos do Exército  
**DSEI** - Distritos Sanitários Especiais Indígenas  
**BDR** – Burn Damage and Recovery  
**CMS** – Carbon Monitoring System  
**ETM+** - Enhanced Thematic Mapper Plus  
**FUNAI** - Fundação Nacional Do Índio  
**GFC** – Global Forest Cover  
**GLAS** - Geoscience Laser Altimeter System  
**GLM** - Modelo Linear Generalizado  
**HDF** – Hierarchical Data Format  
**IPAM** – Instituto de Pesquisa Ambiental Da Amazônia  
**IPCC** – Intergovernmental Panel on Climate Change  
**ISA** – Instituto Socioambiental  
**JERS** - Japanese Earth Resource Satellite  
**LANDSAT** – Land Remote Sensing Satellite  
**LIDAR** – Light Detection and Ranging  
**MCWD** - Maximum Climatological Water Deficit  
**MODIS** – Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer  
**MRT** - Modis Reprojection Tool  
**NASA** – National Aeronautics and Space Administration  
**NDII** - Índice de Infravermelho por Diferença Normalizada  
**NDVI** - Índice de vegetação por Diferença  
**OLI** - Operatinal Land Imager  
**PIX** – Parque Indígena do Xingu  
**SAR** – Synthetic Aperture Radar  
**TIFF** - Tagged Image File Format  
**TIX** – Terras Indígenas do Xingu  
**TM** - Thematic Mapper  
**TRMM** - Tropical Rainfall Measuring Mission  
**UC** – Unidade de Conservação



## RESUMO GERAL

O desmatamento associado a fatores de degradação, como o fogo e secas extremas, resulta em perdas substanciais de florestas e reduções nos estoques de carbono na Amazônia. Redução e degradação em áreas de florestas têm sido observadas inclusive no interior de áreas protegidas por lei, como unidades de conservação e terras indígenas. No entanto, ainda não sabemos ao certo quais fatores explicam as mudanças observadas em ambientes florestais de áreas protegidas na Amazônia. Neste trabalho quantificamos, para os últimos 20 anos, a perda florestal por processos de degradação nas Terras Indígenas do Xingu (TIX). Este trabalho é constituído por duas partes principais: uma introdução geral, na qual descrevemos de forma detalhada a área de estudo e uma revisão bibliográfica sobre os processos que resultam em degradação das florestas; e um capítulo, no qual avaliamos, de forma integrada, os processos de degradação florestal que resultaram em perdas de florestas no TIX. Para isso, determinamos sete possíveis vetores de mudança na integridade da floresta e utilizamos um modelo linear generalizado (GLM), com distribuição binomial, para avaliar quais variáveis melhor explicaram as mudanças observadas na cobertura florestal. Os agentes de mudança, ou seja, as variáveis preditoras foram: tipo de floresta (terra firme e áreas sazonalmente alagadas), número de vezes que a área foi queimada, densidade populacional humana, distância das aldeias, distância dos principais rios e o número de eventos de seca extrema. Mostramos que a de redução de cobertura florestal no Xingu está associada principalmente à maior frequência de incêndios florestais e à ocorrência de secas extremas, mas o tipo de floresta e a distância das aldeias indígenas também foram importantes. Concluímos que os incêndios florestais e os eventos de secas extremas representam uma séria ameaça à integridade de florestas em terras indígenas do Xingu, principalmente para as florestas sazonalmente alagáveis que foram mais vulneráveis ao fogo.

**Palavras-chave:** Amazônia, dinâmica florestal, biomassa, incêndios florestais, precipitação.

## GENERAL ABSTRACT

Deforestation associated with degradation factors, as forest fires and extreme droughts, has led to substantial losses in forest cover and carbon stocks in the Amazon. Reduction and degradation in forest areas have been observed even within areas protected by law, such as conservation units and indigenous lands. However, we are still not sure which factors explain the changes observed in forest environments of protected areas in the Amazon. In this study we quantify, for the last 20 years, the forest loss due to degradation processes in the Xingu Indigenous Territory (TIX). This thesis is consisted of two parts, a general introduction: the general introduction, provides a detailed description about the area had studied and a literature review about the processes that contribute to forest degradation and a research chapter. We present an integrated analysis of the forest degradation processes operating on the forests of the TIX. For this, we determined six possible vectors of change in forest integrity and used a generalized linear model (GLM), with binomial distribution, to access the variables that best explain the observed changes in forest cover. The agents of change, that is, the response variables were as follows: type of forest (upland and floodplain); number of times the area burned; population density; distance from villages; distance from major rivers; and number of extreme drought events. We had shown that reducing forest cover in Xingu is mainly associated with a higher frequency of forest fires and the occurrence of extreme droughts, but the type of forest and the distance from the indigenous villages were also important. We conclude that forest fires and extreme drought events represents a serious threat to the integrity of forests on Xingu indigenous lands, especially for seasonally flooded forests that were most vulnerable to fire.

**Keywords:** Amazon, Forest dynamics, biomass, wildfire, precipitation.

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Ecossistemas naturais protegidos por lei são instrumentos de políticas públicas eficientes para garantir a conservação da biodiversidade e dos serviços ambientais, além de proteger territórios onde se estabelecem populações indígenas e tradicionais (Ferreira, 2010; Santilli, 2005). As Unidades de Conservação (UC) e as Terras Indígenas (TI) representam as principais categorias de áreas protegidas existentes no Brasil. As UCs, que são divididas em áreas de proteção integral e de uso sustentável, representam juntas 51,6% (1.110.652 km<sup>2</sup>) das áreas protegidas da Amazônia Legal, enquanto 49,4% (1.086.950 km<sup>2</sup>), corresponde às Terras Indígenas (Veríssimo et al., 2011). As TIs são de propriedade da União, mas os povos indígenas têm o direito da posse permanente e usufruto integral dos recursos naturais. Apesar das UCs e TIs se mostrarem eficientes na proteção contra o desmatamento e na conservação dos recursos naturais, atualmente as TIs são as barreiras mais eficazes contra o desmatamento, porque elas representam um quinto da área em comparação com as UCs (Nepstad et al., 2006). No entanto, elas não estão livres de outros fatores de degradação, como obras de infraestrutura, exploração madeireira e mineral, incêndios florestais e mudanças climáticas (Araújo e Barreto, 2010). Os efeitos desses fatores sobre a integridade dos ecossistemas florestais são muitas vezes subestimados, devido as dificuldades de sua detecção, como por exemplo pequenas queimadas e ou desmatamentos (Foley et al., 2007), e isso pode comprometer a avaliação das funções das áreas protegidas a longo prazo. Incêndios florestais, por exemplo, podem resultar em impactos significativo nos ciclos do carbono e da água (Parrotta et al., 2012; Barlow et al., 2016), uma vez que as florestas podem passar de acumuladoras a emissoras de carbono para atmosfera (Baccini et al., 2017).

Uma das formas de se avaliar os efeitos dos impactos antrópicos e naturais sobre essas funções das florestas é medir a cobertura vegetal, uma vez que ela é uma das variáveis que melhor define a estrutura e o funcionamento da vegetação e suas relações com o clima (Bond, 2008; Hirota et al., 2011). Apesar de avançarmos em alguns estudos ecológicos sobre as florestas tropicais, como por exemplo, o efeito da disponibilidade de recursos para o crescimento das árvores e também como os distúrbios afetam a sobrevivência de árvores (House et al., 2003; Bond, 2008; Hoffmann et al., 2012), o conhecimento sobre os mecanismos que levam aos padrões em escala mais amplas permanecem é ainda incipiente. Uma das questões mais importantes nesse campo é tentar entender como a cobertura florestal responderá às mudanças climáticas, se as alterações ocorrerão de forma gradual ou abrupta ou se novos estados estáveis alternativos, levando a histerese. Estudos recentes com modelagem

mostraram a possibilidade de algumas regiões tropicais mudarem para estados alternativos (Buccini & Hanan, 2007; Warman & Moles, 2009). No entanto, esses modelos não incorporaram os efeitos sinérgicos das queimadas e dos desmatamentos, promovidos pela ação humana sobre a estrutura e o funcionamento das florestas tropicais.

As florestas tropicais são menos resistentes ao fogo quando comparadas a vegetação de savanas (Brando et al., 2014; Flores et al., 2014). As árvores de savanas são adaptadas a uma menor precipitação anual e a uma sazonalidade marcante (Hopkins, 1992; Ribeiro & Walter, 1998), e desenvolveram mecanismos tanto fisiológicos quanto anatômicos (Eiten, 1972) para resistir à distúrbios de estresse hídrico e do fogo (Eiten, 1972), além de possuírem a capacidade de rebrotar (Eiten, 1972). Por outro lado, a alta cobertura florestal nos sistemas amazônicos atua como barreira, no qual o fogo não pode espalhar (Archibald et al., 2009; Pueyo et al., 2010). Mas também a alta precipitação e umidade relativa do ar; atuam como uma barreira climática contra a propagação do fogo (Brando et al., 2014). No entanto, se o novo regime climático for capaz de superar a barreira natural climática e também se houver a invasão de gramíneas sobre a floresta, e a consequente, redução da cobertura florestal; desse modo, os distúrbios de fogo poderão alcançar grandes áreas de florestas (Silvério et al., 2013; Brando et al., 2014). Em áreas sazonalmente inundáveis, esses ecossistemas apresentam baixa resiliência pós-fogo. Por exemplo, na floresta alagada do Rio Negro, depois da passagem do fogo, a recuperação do sub-bosque estava quase ausente entre 3 a 4 anos pós distúrbio (Flores et al., 2014). Às vezes, contudo os sistemas podem ter mais de um sistema de referência, transições entre estados estáveis alternativos (Hirota et al., 2011; Staver et al., 2011).

Com as mudanças climáticas é esperado um aumento da temperatura nas florestas tropicais e isso que pode inaugurar um novo regime climático nessas áreas (Collins et al., 2013; Diffenbaugh & Charland, 2016). Na Bacia Amazônica, mudanças climáticas podem ser mais intensas, principalmente na parte sudeste, onde o clima é mais seco e quente (Diffenbaugh & Charland, 2016) e há maior sazonalidade climática. O aumento da temperatura pode acarretar mudanças no metabolismo das plantas, devido ao aumento da demanda de carbono para a respiração das plantas (Trenberth et al., 2014). Já a diminuição da precipitação em florestas tropicais pode diminuir a umidade do solo (McDowell & Allen, 2015), e conseqüentemente, no estoque de Carbono da vegetação (Meir et al., 2008). As mudanças climáticas ocorridas na Floresta Amazônica nos últimos anos também podem estar associadas as anomalias climáticas, como os eventos de El Niño e La Niña (Van Bael et al., 2004; Meir et al., 2009). Esses fenômenos alteram a distribuição de calor e umidade em várias partes do globo (Dos Santos et al., 2017). Lewis et al. (2011), correlacionaram mortalidade de

árvores e o MCWD (Estresse hídrico cumulativo) e constataram que uma área de 3 milhões de km<sup>2</sup> de florestas na Amazônia foram afetados pela seca de 2010 e isso poderia causar alta mortalidade de árvores devido ao déficit hídrico.

As queimadas em florestas tropicais também alteram a composição de espécies e a estrutura florestal (Cochrane, 2003; Brando et al., 2006). Geralmente as perdas são maiores entre as espécies comuns, no entanto a probabilidade de extinção local é maior para as espécies raras (Cochrane & Shulze, 1999). A recuperação de várias espécies após o distúrbio pode ser lenta, visto que os incêndios podem diminuir em até 85% do banco de sementes na serapilheira (Van Nieuwstad et al., 2001). Além disso, podem causar perdas totais e parciais da floração, e dos frutos, caso os indivíduos de uma determinada espécie esteja na fase reprodutiva (Kinnaird & O'Brien, 1998). Estudos em sistemas florestais que estão situadas na Bacia do Alto Xingu, revelaram que a abertura do dossel no primeiro incêndio aumenta o risco de incêndios subsequentes. Tais condições, favorecem a disseminação da vegetação herbácea e graminosa (Silvério et al., 2013) retardando o processo de recuperação e ainda aumenta a inflamabilidade da floresta (Gerwing, 2002; Brando et al., 2014). Indubitavelmente, as áreas florestais na região do Parque Indígena do Xingu (PIX), também já vem experimentando alteração nos padrões de fogo.

O PIX foi criado em 1961 com o objetivo de garantir a sobrevivência e manutenção da cultura dos povos indígenas da região. A campanha para a demarcação das terras indígenas no Xingu foi liderada pelos irmãos, Orlando e Leonardo Villas Bôas e o antropólogo Darcy Ribeiro. A criação do TIX foi concretizada com a assinatura do Decreto nº 50.455 de 14 de abril de 1961 pelo presidente Jânio Quadros (ISA, 2011). Atualmente 16 etnias vivem no PIX (Aweti, Ikpeng, Kaiabi, Kalapalo, Kamaiurá, Kĩsêdjê, Kuikuro, Matipu, Mehinako, Nahukuá, Naruvotu, Wauja, Tapayuna, Trumai, Yudja, Yawalapiti), e a população soma 6.326 habitantes (ISA, 2011). A vegetação é bastante diversa, tanto em termos de tipos vegetacionais quanto de riqueza de espécies, podendo ser encontrado cerrados, campos, florestas de terra firme, florestas de várzea e florestas de terras pretas arqueológicas (ISA, 2011). Assim, o PIX com área demarcada de 2.642.004 hectares, visa a preservação tanto da biodiversidade quanto a cultura local dos povos indígenas.

Dados de modelos climáticos do “The Climate Source” da Woods Hole Research Center ([www.amazonclimatesource.org](http://www.amazonclimatesource.org)), com base nos valores de emissão de carbono em 2015, previram para o PIX uma redução na precipitação média de 2.000 para 1.957 mm, aumento na temperatura média de 26,5° para 31,5°C, e ainda aumento médio no comprimento da estação seca em 2,5 meses. Para os demais territórios (Batovi, Pequizal do Naruvôtu e

Wawi), o modelo climático previu uma diminuição na precipitação de 3%, e aumentos de 6% e 8% na temperatura do ar e no comprimento médio da estação seca, respectivamente.

Na última década houve aumento de focos de calor e da área queimada no TIX (ISA, 2017). Grande parte desse aumento foi atribuída ao efeito de mudanças climáticas, uma vez que o desmatamento em áreas fronteiras ao Parque, deixa a região mais seca e propensa à incêndios florestais (Silvestrini et al., 2011). O manejo do fogo por parte dos indígenas é uma técnica tradicionalmente utilizada no Alto Xingu, tanto em áreas de floresta para abrir novas áreas de roçados e em campos para reabertura anual de trilhas e caminhos para mantê-los limpos (Schwartzman et al., 2013). Quando o fogo escapa e invade áreas de floresta durante a abertura de novas roças, a vegetação que passa a ocupar as áreas queimadas é dominada por sapé (*Imperata* spp.). O sapé é uma gramínea nativa que deixa a vegetação mais inflamável durante os anos subsequentes a passagem do fogo. Apesar da manutenção de práticas tradicionais no manejo do fogo, onde pequenas queimadas eram feitas para a limpeza do terreno, ao qual antes o fogo não escapava e hoje escapa para áreas adentro de floresta; essa mudança no comportamento do fogo tem levado a perda de áreas agricultáveis por parte dos indígenas (Schwartzman et al., 2013). Dessa forma, será necessário reorganizar tanto da dinâmica do fogo quanto dos espaços agrícolas dentro das Terras Indígenas do Xingu. No entanto, esta reorganização territorial só será eficiente se baseada no entendimento dos efeitos conjugados das mudanças climáticas, do desmatamento e das queimadas sobre a estrutura e o funcionamento dos diferentes tipos vegetacionais no interior do TIX.

## 2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL

- ARAÚJO, Elis; BARRETO, Paulo. Ameaças formais contra as Áreas Protegidas na Amazônia. **O estado da Amazônia**, v. 1, 2010.
- ARCHIBALD, Sally et al. What limits fire? An examination of drivers of burnt area in Southern Africa. **Global Change Biology**, v. 15, n. 3, p. 613-630, 2009.
- BACCINI, A. et al. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230-234, 2017.
- BARLOW, Jos et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144, 2016.
- BOND, William J. What limits trees in C4 grasslands and savannas? **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 39, p. 641-659, 2008.
- BRANDO, Paulo M et al. Effects of partial throughfall exclusion on the phenology of *Coussarea racemosa* (Rubiaceae) in an east-central Amazon rainforest. **Oecologia**, v. 150, n. 2, p. 181-189, 2006.
- BRANDO, Paulo Monteiro et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347-6352, 2014.
- BUCINI, Gabriela; HANAN, Niall P. A continental-scale analysis of tree cover in African savannas. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 5, p. 593-605, 2007.
- COCHRANE, Mark A.; SCHULZE, Mark D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2-16, 1999.
- COCHRANE, Mark A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 421, n. 6926, p. 913-919, 2003.
- COLLINS, Matthew et al. Chapter 12 - Long-term climate change: Projections, commitments and irreversibility. In: *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis: Contributing of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. **Intergovernmental Panel on Climate Change**, New York NY USA: Cambridge University Press.
- DIFFENBAUGH, Noah S.; CHARLAND, Allison. Probability of emergence of novel temperature regimes at different levels of cumulative carbon emissions. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n. 8, p. 418-423, 2016.

- DOS SANTOS, Sérgio Rodrigo Quadros et al. Droughts in the Amazon: Identification, Characterization and Dynamical Mechanisms Associated. **American Journal of Climate Change**, v. 6, n. 02, p. 425, 2017.
- EITEN, George. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972.
- FERREIRA, Gabriel Luis Bonora Vidrih; FERREIRA, Natália Bonora Vidrih; DOS SANTOS IURCONVITE, Adriano. Biodiversidade e áreas protegidas: um enfoque constitucional. **Âmbito Jurídico**, Rio Grande, XIII, n. 74, 2010.
- FOLEY, Jonathan A. et al. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 1, p. 25-32, 2007.
- FLORES, Bernardo M.; PIEDADE, Maria-Teresa F.; NELSON, Bruce W. Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forests. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 319-327, 2014.
- GERWING, Jeffrey J. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and management**, v. 157, n. 1-3, p. 131-141, 2002.
- HIROTA, et al. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. **Science**, v. 334, n. 6053, p. 232-235, 2011.
- HOFFMANN, William A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology letters**, v. 15, n. 7, p. 759-768, 2012.
- HOPKINS, Brian. Ecological processes at the forest-savanna boundary. **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. Chapman and Hall, London, p. 21-33, 1992.
- HOUSE, Joanna I. et al. Conundrums in mixed woody-herbaceous plant systems. **Journal of biogeography**, v. 30, n. 11, p. 1763-1777, 2003.
- ISA, Instituto Socioambiental. Almanaque Socioambiental Parque Indígena do Xingu: 50 anos. São Paulo, 2011.
- ISA, Instituto Socioambiental. Ocorrências de incêndios no PIX - 1984 a 2016. **Programa de Manejo do Fogo**. Canarana, 2017.
- KINNAIRD, Margaret F.; O'BRIEN, Timothy G. Ecological effects of wildfire on lowland rainforest in Sumatra. **Conservation Biology**, v. 12, n. 5, p. 954-956, 1998.
- LEWIS, Simon L. et al. The 2010 amazon drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554-554, 2011.



- MCDOWELL, Nate G.; ALLEN, Craig D. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 7, p. 669, 2015.
- MEIR, Pedro et al. The fate of assimilated carbon during drought: impacts on respiration in Amazon rainforests. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1849-1855, 2008.
- MEIR, Pedro et al. The effects of drought on Amazonian rain forests. **Amazonia and global change**, v. 186, p. 429-449, 2009.
- NEPSTAD, Daniel et al. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation biology**, v. 20, n. 1, p. 65-73, 2006.
- PARROTTA, John; WILDBURGER, Christoph; MANSOURIAN, Stephanie. Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: The key to achieving REDD+ objectives. A global assessment report prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity, Forest Management, and REDD+. **IUFRO World Series**, v. 31, p. 1-161, 2012.
- PUEYO, Salvador et al. Testing for criticality in ecosystem dynamics: the case of Amazonian rainforest and savanna fire. **Ecology letters**, v. 13, n. 7, p. 793-802, 2010.
- RIBEIRO, J. F., & WALTER, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Brasília, Embrapa Cerrados, p.87-166, 1998.
- SANTILLI, Juliana. A Lei 9.985/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC): uma abordagem socioambiental. **Revista de Direito Ambiental**, v. 40, 2005.
- SCHWARTZMAN, Stephan et al. The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120164, 2013.
- SILVÉRIO, Divino V. et al. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120427, 2013.
- SILVESTRI, Rafaella Almeida. et al. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. **Ecological Applications**, v. 21, n. 5, p. 1573-1590, 2011.

- STAVER, A. Carla; ARCHIBALD, Sally; LEVIN, Simon A. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. **Science**, v. 334, n. 6053, p. 230-232, 2011.
- TRENBERTH, Kevin E. et al. Global warming and changes in drought. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 1, p. 17, 2014.
- VAN BAEL, Sunshine A. et al. General herbivore outbreak following an El Nino-related drought in a lowland Panamanian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, n. 6, p. 625-633, 2004.
- VAN NIEUWSTADT, Mark GL; SHEIL, Douglas; KARTAWINATA, Kuswata. The ecological consequences of logging in the burned forests of East Kalimantan, Indonesia. **Conservation Biology**, v. 15, n. 4, p. 1183-1186, 2001.
- VERÍSSIMO, Adalberto et al. Áreas Protegidas na Amazônia Brasileira: avanços e desafios. 2011.
- WARMAN, Laura; MOLES, Angela T. Alternative stable states in Australia's Wet Tropics: a theoretical framework for the field data and a field-case for the theory. **Landscape Ecology**, v. 24, n. 1, p. 1-13, 2009.

## CAPÍTULO 1

### PERDA DE COBERTURA FLORESTAL DEVIDO A INTERAÇÃO DOS EFEITOS ENTRE SECA, FOGO E PROCESSOS DEMOGRÁFICOS EM TERRAS INDÍGENAS NA AMAZÔNIA

#### RESUMO

Nos últimos anos grandes áreas de florestas nativas da Amazônia, estão experimentando mudanças climáticas e sendo convertidas em áreas de agricultura e de pastagens muitas vezes associadas à ocorrência de queimadas. Essas perdas e danos às florestas vêm sendo observadas também em áreas protegidas como Unidades de Conservação e Terras Indígenas. No entanto, ainda não está claro qual a contribuição relativa das mudanças climáticas, como eventos de secas extrema e das pressões antrópicas locais, como a remoção da vegetação e o uso tradicional do fogo pelas populações indígenas sobre a vegetação nativa. Nós quantificamos as perdas de florestas nas Terras Indígenas do Xingu (TIX), nos últimos 17 anos (2001-2017), utilizando Modelo Linear generalizado (GLM), com distribuição binomial, para avaliar o papel de seis diferentes preditores (variáveis preditoras) sobre a estrutura da vegetação (variável resposta): tipo de floresta (terra firme e áreas sazonalmente alagadas), número de vezes que a área foi queimada, densidade populacional de populações indígenas, distância das aldeias, distância dos principais rios e o número de eventos de seca extrema. Entre 2001 e 2017 a cobertura de florestas no TIX reduziu 9,3% (263,5 mil hectares). Apesar desta perda florestal não indicar mudança permanente no estado da vegetação, as áreas que recuperaram estrutura florestal no mesmo período foi de apenas em 0,5%. Todas as variáveis foram importantes para explicar a perda de florestas, mas a ocorrência de incêndios florestais (uma vez queimada, as florestas se tornam mais vulneráveis a novos incêndios), o tipo de floresta (estas áreas apresentam baixa capacidade de resiliência) e o número de eventos de secas (secas extremas intensificam a inflamabilidade das florestas) foram os principais preditores. Por exemplo, após três eventos de fogo, a probabilidade de perda de florestas é 30% maior em uma área sazonalmente alagável (70%) comparado com uma área de terra firme (40%). Para um mesmo número de eventos de fogo, áreas nas quais não houve eventos de secas extremas apresentaram probabilidade de perda da floresta 25% menor em relação a áreas com três eventos de seca no período. Nós concluímos que o regime do fogo e a ocorrência de eventos de secas extremas são os principais modificadores da vegetação e que esses efeitos são mais evidentes em florestas inundáveis e em áreas com maiores populações indígenas.

**Palavras-chave:** Amazônia, cobertura florestal, biomassa acima do solo, fogo, seca.

## ABSTRACT

In recent years large areas of native Amazonian forests are experiencing climate change and are being converted to agricultural and grassland areas often associated with burning. These losses and damage to forests have also been observed in protected areas such as Conservation Units and Indigenous Lands. However, it is still unclear what the relative contribution of climate change, such as extreme drought events and local anthropogenic pressures, such as the removal of vegetation and the traditional use of fire by indigenous people on native vegetation. We quantified forest losses in the Xingu Indigenous Lands (TIX), in the last 17 years (2001-2017) generalized linear model (GLM), with binomial distribution, to evaluate the role of six different predictors (predictor variables) on vegetation structure (response variable): type of forest (upland or floodplain); number of times the area burned; population density; distance from villages; distance from major rivers; and the number of extreme drought events. Among 2001 to 2017 the forest area in the TIX dropped 9.3% (263.5 thousand hectares). Although this forest loss does not indicate a permanent change in vegetation status, the areas degraded that had shown structure recovery observed was only in 0.5% of the TIX areas. All variables were important in explaining recent forest losses, but the number of times the area burned (once burned, forests become more vulnerable to new fires), the type of forest (these areas have low resilience), and the number of extreme drought events (extreme droughts intensify the flammability of forests) were the main predictors. For example, after three fire events, the probability of forest loss is 30% higher in a seasonally flooded area (70%) compared to an upland area (40%). Given the same number of fire events, areas that have not suffered with extreme droughts showed a 25% lower likelihood of forest loss compared to areas with three drought events. We conclude that the fire regime and the occurrence of extreme drought events are the main vegetation modifiers and these effects are most evident in flooded forests.

**Key Words:** Amazon, deforestation, forest cover, aboveground biomass, fire, droughts.

## 1. INTRODUÇÃO

Incêndios florestais de causas naturais são historicamente raros na Amazônia (Sanford et al., 1985; Meggers, 1994; Bush et al., 2007). No entanto, nas últimas décadas, as mudanças no uso da terra e a ocorrência de eventos extremos de seca têm contribuído para aumentos na frequência de queimadas na região, principalmente no sudeste da bacia amazônica (Cochrane & Schulze, 1999; Alencar et al., 2004, Nepstad et al., 2004, Brando et al., 2014). Somente nos últimos 20 anos, quatro eventos de secas extremas (2005, 2007, 2010, 2015) foram registrados (Lewis et al., 2011; Jiménez-Muñoz et al., 2016) e promoveram a ocorrência de incêndios florestais de grandes proporções (Brando et al. 2014, Aragão et al. 2018). Em anos de seca, as florestas da Amazônia tendem reduzir a área foliar devido à aumentos na queda de folhas e galhos, como mecanismo de compensação do estresse hídrico. As folhas e os galhos acumulados no sub-bosque da floresta (Lloyd & Farquhar, 2008; Zhao et al., 2013), em conjunto com a menor umidade relativa do ar e a maior incidência de radiação solar (Trenberth et al., 2014; McDowell & Allen, 2015), aumentam substancialmente a inflamabilidade da floresta, favorecendo a ocorrência de incêndios catastróficos (Malhi et al., 2009). O desmatamento é outro fator importante que promove alterações das condições microclimáticas do ambiente de borda, tornando estas áreas mais susceptíveis ao fogo (Silvestrini et al., 2011; Silvério et al., 2013; Brando et al., 2014). Contudo, apesar da redução no desmatamento na Amazônia nos últimos anos, foram registrados significativos aumentos na quantidade de incêndios na região (Aragão et al., 2018; Nepstad et al., 2014). Provavelmente, desmatamentos pretéritos contribuíram com cargas de combustível grosso acumulado por vários anos, onde, galhos e ramos de árvores mortas em pé decaem e caem no chão da floresta (Brando et al., 2014). Neste contexto, é possível observarmos a degradação de florestas na bacia da Amazônia.

Por exemplo, apenas entre os anos de 2000 e 2010, as queimadas de sub-bosque atingiram cerca de 85 mil km<sup>2</sup> de florestas, principalmente no Sul da Amazônia (Morton et al., 2013). Os maiores incêndios florestais se concentraram em anos de baixa umidade relativa do ar e nas bordas de florestas (Morton et al., 2013; Aragão et al., 2008). No entanto, as áreas protegidas e terras indígenas, que historicamente tem servido como barreiras ao desmatamento e aos incêndios florestais (Nepstad et al., 2006), também começam a experimentar incêndios mais intensos, principalmente em anos de secas (Brando et al. 2014, Aragão et al. 2018). Uma vez que diversos modelos climáticos preveem um clima mais seco e quente na Amazônia (Cox et al., 2000; Cramer et al., 2001), os incêndios florestais poderão

ocorrer em maior frequência e intensidade no futuro (Nepstad et al., 2008), influenciando a dinâmica das florestas da região Amazônica. A região do arco do desmatamento (Conjunto de municípios dentro dos estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia - que somam as maiores taxas de desmatamento) possivelmente será uma das mais afetadas, visto que nessa região o clima é mais seco e quente, os eventos de secas extremas são mais acentuados, e as fontes de ignição associadas às atividades humanas já são comuns na região (Soares-Filho et al., 2006; Silvestrini et al., 2011).

A mortalidade total das árvores após a passagem do fogo causa alterações substanciais na dinâmica das florestas (Cochrane & Schulze, 1999) e na disponibilidade de recursos para as populações que dependem destes para sua sobrevivência (Martius et al., 2004). Estudos que avaliam os efeitos do fogo em florestas da Amazônia mostram que a taxa de mortalidade de árvores pode variar entre 5% e 90% (Brando et al., 2014; Flores et al., 2014; Resende et al., 2014). As taxas de mortalidade de árvores tendem a ser maiores entre os indivíduos menores e com casca de menor espessura (Brando et al., 2012; Brando et al., 2014). Contudo o tipo de floresta parece ser um fator importante, uma vez que florestas alagáveis (igapó e várzea) normalmente são mais vulneráveis ao fogo em relação às florestas de terra firme (Resende et al., 2014; Flores et al., 2016). Alguns estudos indicam que mais de 90% das árvores de florestas alagáveis podem morrer após um único evento de fogo (Flores et al., 2014). Em contrapartida, maior densidade arbórea e menor estoque de material combustível em florestas de terra firme faz com que o fogo seja menos intenso, resultando em menor taxa de mortalidade de árvores (Uhl et al., 1988; Martius et al., 2004; Ray et al., 2005; de Almeida et al., 2016). No entanto, a alta mortalidade de árvores em florestas alagáveis e a recorrência de incêndios em áreas de florestas de terra firme, sugerem que o processo natural de recuperação da floresta pode ser dificultado após um evento de fogo (Flores et al., 2014) em ambos os tipos de florestas.

De modo geral, o regime de fogo na Amazônia está mudando em resposta ao desmatamento, às mudanças climáticas vigente e às interações entre estes fatores (Alencar et al., 2015; Aragão et al., 2018). Assim, o desmatamento está ligado a ações antrópicas do homem e quanto mais áreas desmatadas (Brando et al., 2014; Silvério et al., 2019), maior será o número de focos de calor. Isso cria ambientes de borda inflamáveis (Brando et al., 2014) e potencializado pela ocorrência de secas extremas, pode nas próximas décadas prospectar maiores temperaturas médias do que já estamos observando (Duffy et al., 2015). De forma sinérgica, o desmatamento que segue os rastros das chamas e secas extremas determinada pela intensidade da estação seca (Brando et al., 2014), e a interação entre eles; podem contribuir

para aumentos significativos na intensidade e frequência de queimadas na Amazônia (Aragão et al., 2018; Silvério et al., 2019). Áreas protegidas e as terras indígenas podem atuar como instrumentos de política pública para conter o avanço do desmatamento. Entretanto, maior continuidade das florestas e material combustível mais seco e em maior quantidade, tal acúmulo de material potencializado pelas secas extremas; tendem a deixar estas florestas cada vez mais vulneráveis a incêndios florestais no futuro (Aragão et al., 2018).

Desse modo, a maior frequência de incêndios na Amazônia pode levar o sistema de um regime florestal para um regime dominado por vegetação aberta (Silvério et al., 2013; Brando et al., 2014). Estudos recentes apontam que aumentos na incidência de incêndios florestais afetam a capacidade resiliência da floresta (Hirota et al., 2011; Flores et al., 2017), ou seja, sua capacidade de se recuperar sem que isso implique em uma mudança para outro regime (Holling, 1973; Scheffer et al., 2009; Scheffer et al., 2015). Assim as mudanças na estrutura e funcionamento da vegetação em grande escala pode comprometer tanto a biodiversidade quanto os serviços ecossistêmicos providos pela floresta, incluindo a estabilização do clima, e os serviços de provisão de recursos para as comunidades indígenas que habitam a região (Levis et al., 2017). Em alguns locais do sudeste da bacia Amazônica, já é possível detectar alteração no regime do fogo, mas ainda sabemos pouco sobre os efeitos deste processo sobre o regime predominante da vegetação. Nas Terras Indígenas do Xingu - TIX (Parque Indígena do Xingu, Terras Indígenas do Batovi, Pequizal do Naruvôtu e Wawi) por exemplo, onde historicamente os incêndios florestais eram raros, nos últimos 20 anos, o fogo tem se tornado mais frequente, intensos e em maior escala geográfica. Por exemplo, em 2010, ocorreu o maior incêndio florestal da história do TIX quando 11% da área do parque foi atingida por incêndios (298.265 hectares; ISA, 2017).

Embora os modelos prevejam um aumento médio no comprimento da estação seca e uma conseqüente diminuição na precipitação média nas TIX, ainda sabemos pouco sobre como possíveis interações destes vetores, e sua associação ao regime de uso do solo pelas populações indígenas podem afetar a cobertura de floresta destas áreas protegidas. Nosso objetivo foi avaliar as mudanças na cobertura florestal recente nas TIX, bem como as interações dos vetores de mudança (e.g. ocorrência de fogo, eventos de seca extrema e áreas produtivas indígenas). Nossas hipóteses foram: i) a probabilidade de perda de cobertura florestal aumenta em anos com evento de seca extrema e com queimadas mais frequentes; ii) A perda de florestas pela ação dos vetores de mudança é maior áreas de florestas sazonalmente alagáveis do que em florestas não alagáveis; iii) a probabilidade de perda de florestas é maior em áreas próximas as aldeias, associado a uma intensificação de uso da terra

pelos indígenas, sendo este efeito mais expressivo em aldeias que apresentam maior densidade populacional.

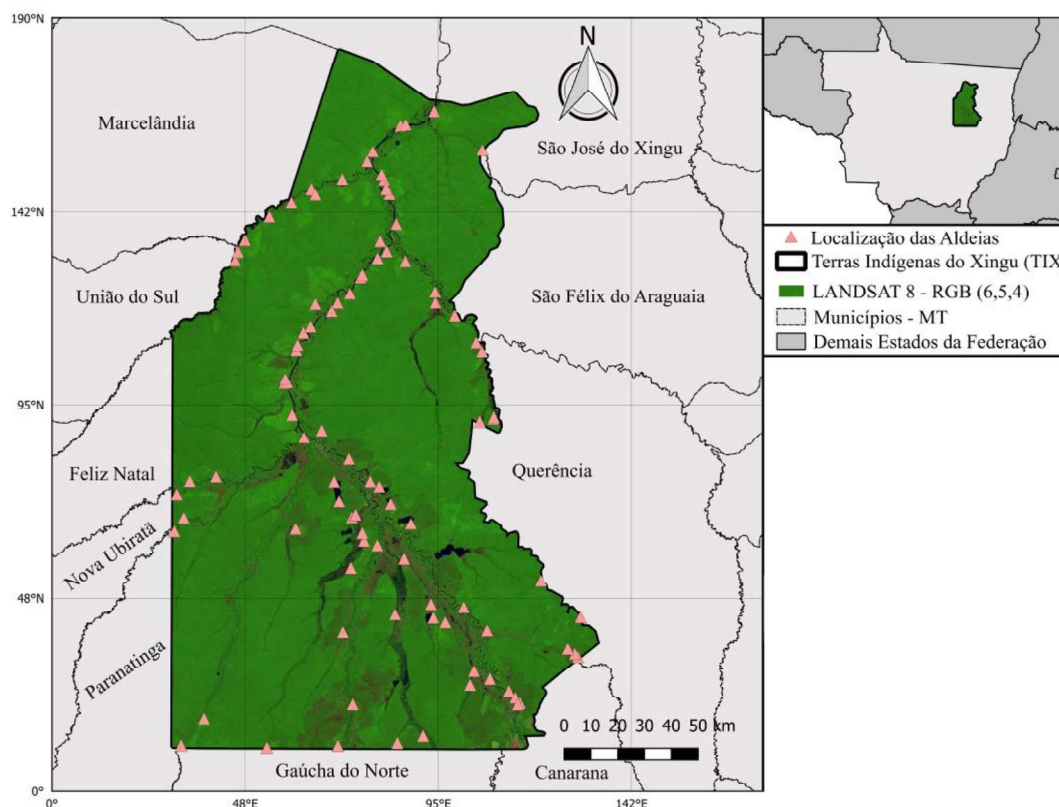
## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### *2.1 Área de estudo*

O estudo foi realizado nas Terras Indígenas do Xingu - TIX, que está localizado na porção norte do estado de Mato Grosso. A TIX é constituída pelo Parque Indígena do Xingu (2.642.004 hectares) e outras três Terras Indígenas (TI): Batovi (5.159 ha), Pequizal do Naruvôtu (27.980 ha), e Wawi (150.328 ha). Juntas estas áreas somam 2.83 milhões de hectares (Figura 1), onde vivem 16 diferentes etnias e são falados vários idiomas de sete diferentes famílias linguísticas (ISA, 2011). De acordo, com o censo demográfico baseado em pesquisas de campo da Escola Paulista de Medicina (Projeto Xingu, 1983), a população das TIXs em 1985 era de 3331 pessoas, aumentando para 6326 pessoas no ano de 2017 (SIASI/SESAI, 2017).

De acordo com o sistema desenvolvido pela Embrapa, a região do Alto Xingu foi caracterizada em dois tipos de solos (Embrapa, 1999): i) Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico Típico: solo predominante na região, ocorrendo nos relevos planos a suavemente ondulados; ii) Neossolo Flúvico Tb Distrófico Típico: solo em áreas florestais sujeitas à inundação. A drenagem da bacia do Rio Xingu abrange uma área de aproximadamente 520.000 km<sup>2</sup> com vazão média entre 2.582 e 9.700 m<sup>3</sup>/s (Latrubesse et al., 2005). A temperatura média é de 26°C no verão e 28°C no inverno, com precipitação média anual entre 1.485 e 2.547 mm.





**Figura 1.** Localização da área de estudo. Imagem base do LANDSAT 8 (Composição RGB obtida das bandas 6,5,4). Os pontos indicam a (Localização das Aldeias) e os Polígonos são (Terras Indígenas do Xingu - TIX, polígono central maior; Municípios – MT e Demais Estados da Federação).

## 2.2 Coleta de dados

***Mudanças temporais na cobertura de florestas*** - Calculamos a perda de cobertura florestal de acordo com o mapeamento de florestas gerado por Hansen et al. (2013) com base em dados LANDSAT. O mapeamento faz parte do projeto “Global Forest Change - GFC”, sendo aqui utilizado a versão 1.5, onde contém a atualização dos dados de cobertura florestal até o ano de 2017. O produto, com resolução de 30 m, gerado com base em imagens multiespectrais do satélite LANDSAT 5 (Thematic Mapper - TM), 7 (Enhanced Thematic Mapper Plus - ETM+) e 8 (Operational Land Imager - OLI). Este mapeamento assume que uma área deixa de ser floresta quando é registrado reduções na da porcentagem de cobertura arbórea avaliado com base em dados de escaneamento a laser (LiDAR/GLAS – instrumento a bordo do satélite ICESat-1) e declínio acentuado do NDVI do LANDSAT. Para a identificação da perda de cobertura arbórea, para cada pixel LANDSAT, utilizamos um

algoritmo de aprendizado supervisionado. No conjunto de dados, áreas com vegetação de altura superior 5 metros são considerados como “vegetação arbórea” (Hansen et al., 2013).

***Estimativa de biomassa em área desmatada*** - Para avaliar a perda de biomassa no TIX utilizamos o mapeamento de biomassa acima do solo gerado por Baccini et al. (2017). Este mapeamento foi gerado com base em medidas de campo, dados do LANDSAT 7, informações de desmatamento, do Geoscience Laser Altimeter System (GLAS) - LiDAR, do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), e do Índice de Infravermelho por Diferença Normalizada (NDII). O mapeamento faz parte do projeto “Carbon Monitoring System - CMS” que têm a finalidade de caracterizar, quantificar e prever a evolução das fontes e sumidouros globais de carbono através do monitoramento dos estoques e fluxos de carbono. O produto é uma estimativa da biomassa viva acima do solo em áreas desmatadas do período de 2000 a 2012 (Baccini et al., 2017).

***Vigor da vegetação*** – Utilizamos os dados de Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) do MODIS para medir mudanças no vigor da vegetação. As imagens são do satélite TERRA, produto MOD13Q1, com resolução espacial de 250 m. A área de estudo foi identificada no quadrante h12v10, entre 18/02/2000 e 19/12/2014, no qual foram compiladas 342 imagens. A coleção de imagens *raster* está disponibilizada no formato original *hdf* (Hierarchical Data Format), e para análise realizamos a conversão para o formato GeoTiff através da ferramenta Modis Reprojection Tool – MRT. Para analisarmos a condição temporal da vegetação, os dados foram padronizados anualmente (2001 a 2014).

***Mapa de Classificação*** – Realizamos a classificação supervisionada da cobertura do solo no TIX utilizando imagens LANDSAT. Realizamos o mapeamento utilizando um mosaico de imagens do satélite LANDSAT-8 (Landsat Data Continuity Mission) do mês de julho de 2017 com resolução espacial de 30 m. Consideramos 5 diferentes classes de vegetação: 1) campo - vegetação campestre dominada por gramíneas e árvores esparsas; 2) capoeira nova - vegetação secundária em estágios iniciais de sucessão; 3) capoeira tardia - vegetação em estágios mais avançados de sucessão; 4) floresta madura - vegetação em estágio avançado de sucessão; e 5) sapezal - áreas dominadas pela espécie nativa de gramínea *Imperata brasiliensis*. As áreas de sapezal são manejadas pelos indígenas principalmente para uso na construção de casas, entretanto aumentos na frequência do fogo favorece a expansão das áreas dominadas por sapezal (Schwartzman et al., 2013).

**Tipo de floresta** – Consideramos dois tipos de florestas: floresta de terra firme e florestas inundáveis. Para as florestas inundáveis utilizamos o mapeamento da extensão de zonas úmidas na Bacia Amazônica com resolução espacial de 90 m gerado por Hess et al. (2012) com base em dados JERS-1 (Japanese Earth Resource Satellite). Os dados originalmente foram gerados por meio de mosaicos de imagens do radar imageador de abertura sintética (SAR) do satélite JERS-1 (Japanese Earth Resource Satellite) com base em mosaicos de imagens de duas estações: outubro a novembro (ano 1995) e maio a julho (1996). Florestas não classificadas como sazonalmente inundáveis foram consideradas como florestas de terra firme.

**Área queimada** – Calculamos o total de área queimada por meio de dois diferentes produtos, um mapeamento manual das cicatrizes de fogo em áreas de florestas baseado em imagens RGB do LANDSAT e um mapeamento de áreas queimadas gerado por Morton et al. (2013) com base em dados LANDSAT e MODIS.

O mapeamento manual é realizado pelo ISA (Instituto Socioambiental), onde colaboradores fazem mapeamento anual da área queimada no TIX (Terras Indígenas do Xingu), tais dados começam em 1984 e até o momento presente temos atualizações disponíveis até o ano de 2018. Esses mapeamentos foram gerados com base em imagens do satélite LANDSAT 5 (Thematic Mapper - TM), 7 (Enhanced Thematic Mapper Plus - ETM+) e 8 (Operational Land Imager - OLI), com resolução espacial de 30 metros e resolução temporal a cada 16 dias. A coleção de imagens foi organizada por datas padronizadas para o período (estação seca - maio e junho / estação chuvosa - setembro e outubro) onde há maior incidência de focos de calor e maior disponibilidade de imagens sem nuvens, para que não viesse atrapalhar na visualização e identificação das cicatrizes de fogo. A classificação foi realizada visualmente e não supervisionada, e os dados das áreas queimadas foram validados por colaboradores técnicos que frequentaram as áreas de estudo regularmente, com conhecimento prático de campo e participação de brigadas de combate ao fogo no Parque desde o ano de 2013.

O mapeamento de áreas queimadas descrito por Morton et al. (2013), se refere aos incêndios no nível ao solo e expansão lenta. Os dados foram gerados com base em imagens de satélite (Sensores LANDSAT e MODIS) na estação seca (junho-agosto). Para isso foram utilizadas séries temporais (sequência de imagens de até quatro anos) para distinguir os danos no dossel relacionados ao fogo de desmatamento e a extração seletiva; com isso o algoritmo BDR (Burn Damage and Recovery) identificou incêndios de sub-bosque com base na redução

e recuperação da cobertura do dossel vivo nos anos seguintes a passagem do fogo, o tamanho e a forma das cicatrizes derivados de queimaduras. Para estimar a extensão dos incêndios de sub-bosque foram computadas áreas queimadas por incêndios florestais maiores que 50 hectares entre os anos de 1999 a 2010 (Morton et al., 2013).

Para montar uma série temporal completa de 2001 a 2017, juntamos os dados dos produtos “recorrência de incêndios” (Isa, 2017) e “incêndios de sub-bosque” (Morton et al., 2013), fizemos a média dos pixels para cada ano (de 2001 a 2012), onde o valor “0” equivale à área não queimada e valor “1” área queimada. Juntamos as imagens contendo a área queimada anual e efetuamos uma soma de todos os pixels, onde o valor final equivale ao número de vezes que a área foi queimada ao longo da série temporal.

**Densidade populacional e distância das aldeias** – Para identificar e a localizar as aldeias das TIX utilizamos a base de dados do Distrito Sanitário Especial Indígena (DSEI) e da Secretaria Especial de Saúde Indígena (SESAI), órgãos ligados ao Ministério da Saúde e responsáveis pela à saúde indígena (SIASI/SESAI, 2017). Compilamos os seguintes dados: a) localização geográfica de cada uma das aldeias indígenas; e b) densidade populacional de cada aldeia indígena para os anos de 2013 e 2017.

Para mapear a densidade populacional utilizamos os dados espaciais (localização das aldeias) e demográficos (censo demográfico). Primeiramente, aplicamos um índice com a soma do número de moradores residentes por aldeia (ano de 2017) através de um gradiente de buffers (2 a 20 km) e dividimos os valores pela área (km<sup>2</sup>) de cada buffer. Para mapear a distância das aldeias, utilizamos a base de dados espaciais (localização das aldeias). Criamos buffers (2-50 km) das localizações das aldeias (total 96 aldeias) e convertemos em *rasters*, então aplicamos a função “valor mínimo” para juntar todos os valores em uma imagem *raster*.

**Principais rios** – Identificamos os principais rios através de informações do Banco de Dados Geográficos do Exército (BDGEX, <https://bdgex.eb.mil.br/mediador>). Extraímos o tema “Trecho Massa D’água” de cartas topográficas vetoriais de 1:100.00. Para gerar os dados da distância dos principais rios, criamos buffers (de 2 -50 km) dos principais rios para simular os principais meios de locomoção dos indígenas, convertemos em *rasters*, e aplicamos a função “valor mínimo” para juntar todos os valores em uma imagem *raster*.

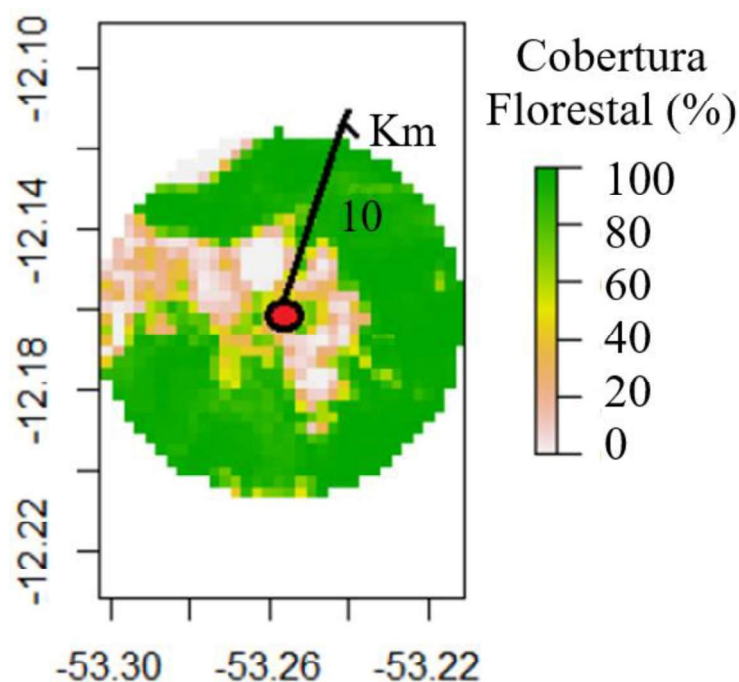
**Intensidade das secas** - Avaliamos a intensidade anual do período seco por meio do Déficit Hídrico Climatológico Máximo (MCWD), conforme metodologia detalhada em Aragão et al. (2007) e Malhi (2008). Para isso utilizamos os dados de precipitação do satélite TRMM

(Tropical Rainfall Measuring Mission), com resolução espacial de  $0.25^\circ$  disponibilizados a cada três horas. Partindo do princípio de que florestas tropicais úmidas em condições normais (não seca) apresentam evapotranspiração mensal de 100 milímetros (Aragão et al. 2007), este valor foi adotado para todos os meses. Se a precipitação mensal for menor que 100 mm, a diferença é contabilizada como déficit hídrico que pode ser acumulado para o mês seguinte na ausência de precipitação. Neste intuito, o MCWD consiste no valor mais negativo do déficit hídrico climatológico obtido ao longo do ciclo anual. A coleção de imagens foi padronizada anualmente onde os pixels de cada imagem (ano) com valor “0” equivale a um ano sem seca e o valor “1” ano com seca. Através da técnica de Quantile (distribuição da frequência em partes iguais de 25%) foi determinado o limiar abaixo de 10% (-471.16 mm) para identificar os anos de seca. Depois somamos todos os pixels e transformamos em uma imagem *raster*, onde a soma equivale ao número de eventos de seca durante a série temporal (2001-2017).

### 2.3 Análise exploratória dos dados

**Análise de cobertura florestal no TIX** – Para avaliarmos a mudança temporal de cobertura florestal para todo o TIX, os dados inicialmente já estão classificados em “1” e “0”, sendo “1” áreas que perderam cobertura florestal e “0” áreas que não houve mudança (toda vegetação com fechamento de dossel - maiores que 5 metros de altura), e assim, realizamos uma análise de regressão simples para estimar a porcentagem anual de floresta e a área total perdida (2001-2017).

**Relação da cobertura florestal com a distância das aldeias** – Para avaliarmos a relação da mudança temporal na cobertura de floresta e distância das aldeias indígenas, primeiro, criamos buffers (1-16 km) da localização das aldeias para utilizarmos como uma camada máscara, onde, definimos a área de interesse. Depois, extraímos valores de todos os pixels de cobertura florestal, através do recorte de dados matriciais utilizando a camada máscara (Figura 2). Esses valores médios foram padronizados para cada ano (2001-2014) e em seguida, realizamos uma análise de regressão simples para estimar a porcentagem anual de floresta em áreas de influência indígena.



**Figura 2.** Mapa ilustrativo de como é feita a extração de dados *raster* utilizando buffers. No exemplo acima são extraídas informações espaciais que estão na área do buffer de 10 km, onde, analisamos a área de influência da aldeia (círculo vermelho) na cobertura florestal.

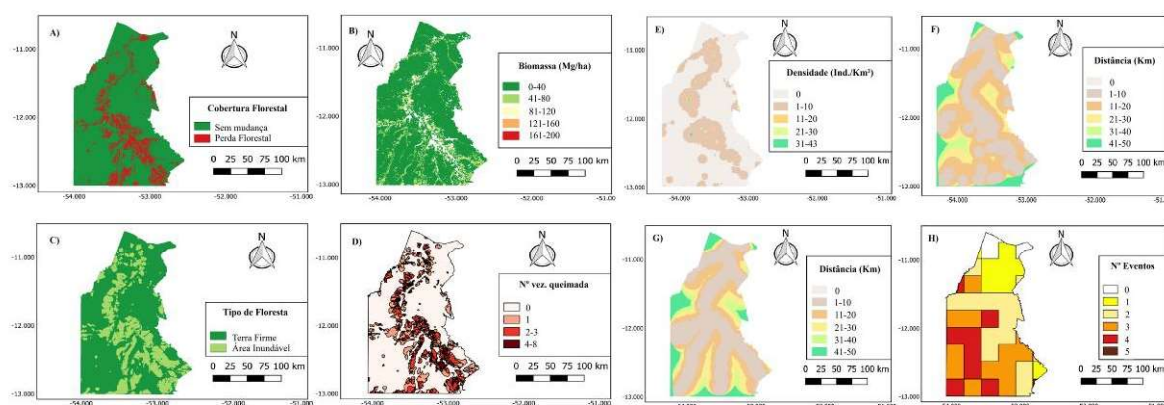
***Relação entre vigor da vegetação e distância das aldeias*** - Para avaliarmos o comportamento do vigor da vegetação e distância das aldeias indígenas, utilizamos a base dados NDVI do sensor MODIS (2001-2014), primeiro, criamos buffers (1-10 km) da localização das aldeias para utilizarmos como uma camada máscara, onde, definimos a área de interesse. Depois, extraímos valores de todos os pixels de dados de vigor de vegetação, através do recorte de dados matriciais utilizando a camada máscara. Esses valores médios foram padronizados em cada ano (2001-2014) e em seguida, realizamos uma análise de regressão simples para estimarmos o NDVI anual.

***Análise de ocupação e uso da terra e distância de aldeias indígenas*** – Para identificar as classes dominantes que estão próximas à área de influência de aldeias indígenas, primeiro, criamos buffers (1-10 km) da localização das aldeias e utilizamos como uma camada máscara para definir a área de interesse. Depois, extraímos valores de todos os pixels do mapa de classificação de uso e cobertura do solo, através do recorte de dados matriciais utilizando a camada máscara. Em seguida, transformamos o número de pixels de cada classe em valores de porcentagem para estimarmos a representatividade das principais classes próximas das aldeias indígenas.

## 2.4 Análise numérica dos dados

**Perda de cobertura florestal** – Para testar nossas hipóteses relacionadas a perda de cobertura florestal utilizamos um modelo linear generalizado (GLM) com distribuição binomial (Figura 3). Utilizamos a perda de cobertura florestal como variável resposta, e seis variáveis preditoras: a) tipo de floresta (terra firme e área inundada); b) número de vezes que a área foi queimada (0-7); c) densidade populacional (0.78-42.8 ind/km<sup>2</sup>); d) distância das aldeias (2-50 km); e) distância dos principais rios (2-50 km); e f) número de eventos de seca extrema (0-6).

**Correlação linear** – Antes de gerar o modelo realizamos o teste de correlação linear para identificar possíveis correlações entre as variáveis preditoras.



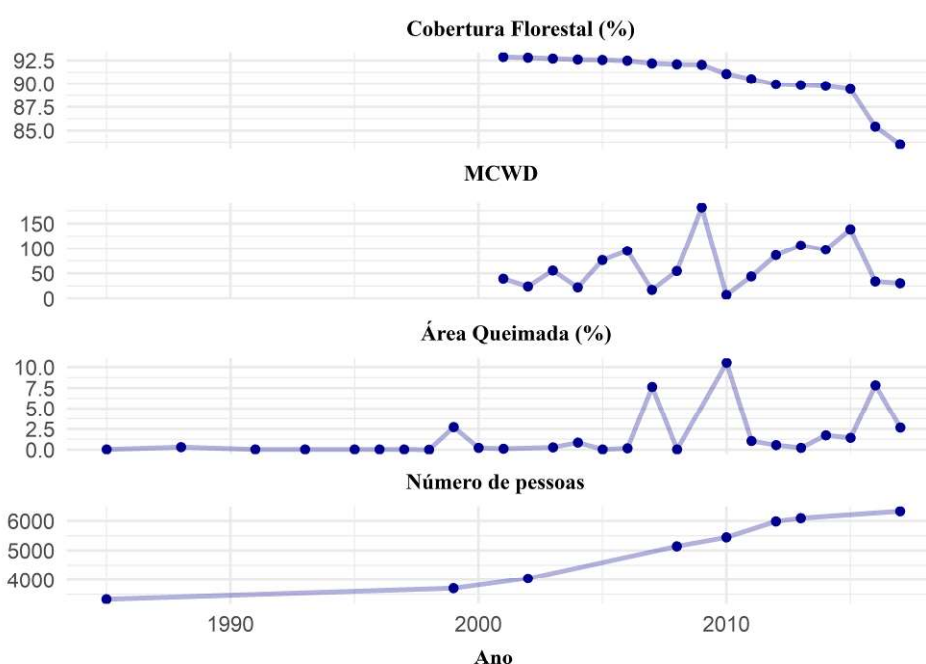
**Figura 3.** Visualização espacial das duas variáveis respostas e dos seis preditores. A) Cobertura florestal entre 2001 e 2017 (binário); B) reduções na biomassa acima do solo (Mg/ha); C) tipo de floresta (terra firme ou alagáveis); D) número de vezes que a área foi queimada; E) densidade populacional (número de pessoas/km<sup>2</sup>); F) Distância das aldeias; G) distância dos principais rios; H) número de eventos de seca extrema.

Primeiro, desenvolvemos um modelo global com todas as variáveis e possíveis interações. Em seguida, realizamos uma seleção de modelos avaliando a contribuição de cada variável para o desempenho do modelo (por meio da função *dregde* do pacote *MuMin* no programa R; Tabela 1). Assumimos que o “melhor modelo” é o que apresenta menor valor do Critério de Informação Akaike (AIC, Bozdogan, 1987). Por fim, interpretamos os parâmetros do melhor modelo e utilizamos gráficos preditores para discutir a importância de cada variável preditora sobre a probabilidade de perda de cobertura florestal ou de biomassa. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R 3.5.2 (R Core Team, 2002).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Análise exploratória dos dados

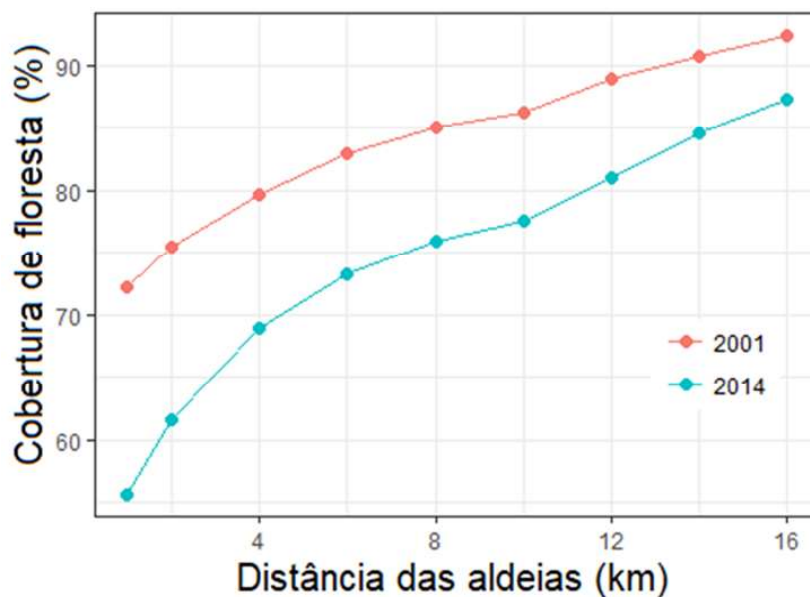
A cobertura florestal das TIX reduziu significativamente cerca de 9,3% entre 2001 e 2017 (263.512 ha) ( $F_{1,15} = 39,98$ ;  $R^2 = 0,709$ ;  $P = 0,013$ ; Figura 4). A taxa anual média de mudança na cobertura de floresta para o período entre 2001 a 2015 foi de 0,22% (96.622 ha). Porém, nos anos de 2016 e 2017 foram registradas as maiores reduções, 4,02% (113.905 ha) e 1,87% (52.985 ha), respectivamente. Em contrapartida, apenas 0,5% das áreas das TIXs (1.400 ha) voltaram a ser floresta.



**Figura 4.** Mudanças temporais na Terra Indígena do Xingu entre os anos de 1984 a 2017. Cobertura Florestal (Hansen et al., 2013), Área queimada (ISA, 2017), Número de Pessoas (DSEI, 2017).

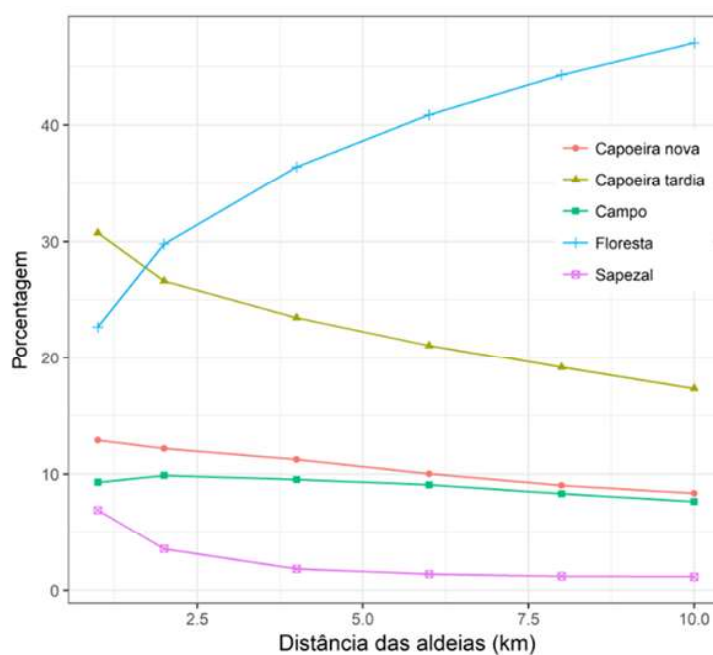
A proporção de florestas em áreas próximas das aldeias já era relativamente baixa em 2001 e houve significativa redução em comparação ao ano de 2014 (Figura 5). A cobertura de florestas para áreas de até 1 km de distância das aldeias reduziu em cerca de 20% entre 2001 e 2014, passando de cerca de 75% para 55%. A redução na cobertura floresta para áreas mais distante das aldeias foi menor, por exemplo, áreas distantes até 16 km das aldeias apresentaram redução de apenas cerca de 5% (Figura 5).





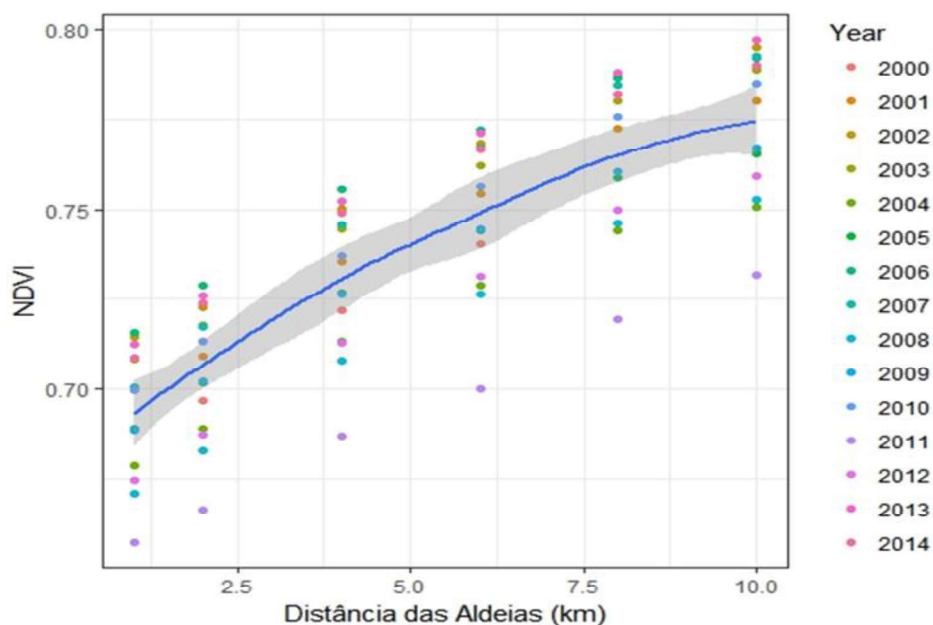
**Figura 5.** Cobertura de florestas em função da distância das aldeias para o ano de 2001 a 2014 (Hansen et al., 2013; SIASI/SESAI, 2013).

A classificação de cobertura e uso do solo para o ano de 2017 mostrou que capoeira tardia, seguida por floresta intacta predomina nas áreas mais próximas das aldeias. Conforme aumenta a distância das aldeias a relação se inverte e a classe floresta se torna dominante e a classe “capoeira tardia” reduz linearmente, isto mostra, que áreas em recuperação estão situadas em áreas com maior influência de atividades indígenas. As outras classes mapeadas (capoeira nova, campo e sapezal) mantiveram porcentagens relativamente baixas para os dois cenários (Figura 6), e reduziram levemente com a distância das aldeias.



**Figura 6.** Proporção das classes de uso e cobertura da terra nas áreas indígenas do TIX - julho de 2017.

A análise exploratória de NDVI da série histórica de 2000 a 2014 mostrou, em geral, aumento do índice de vegetação em função do aumento da distância das aldeias de áreas adensadas de floresta. Este resultado indica maior adensamento, vigor da vegetação e boas condições hídricas. Verificamos maior quantidade de floresta em áreas mais distantes das aldeias (Figura 7).



**Figura 7.** Adensamento da cobertura florestal quanto mais distante da influência de atividades indígenas - série histórica de 2001 a 2014.

A análise exploratória da cobertura florestal em relação a densidade populacional (Figura 4 – Número de pessoas) revelou que nos locais próximos a populações pequenas há maior cobertura de floresta (69%) comparado as aldeias com populações grandes (57%). Vale ressaltar que a variação dos dados foi menor para as aldeias menores, uma vez que o número de aldeias com populações pequenas é maior do que o número de aldeias com populações grandes, ou seja, elas são mais abundantes no conjunto de dados.

### 3.2 Modelo Probabilístico

A probabilidade de perda de cobertura florestal mostrou-se significativa em todos os fatores/preditores (tipo de floresta, número de vezes que a área foi queimada, densidade populacional, distância dos principais rios e número de eventos de seca extrema) menos o preditor distância das aldeias, de acordo com as mudanças observadas na vegetação (entre 2001-2017). A ocorrência de fogo foi o preditor mais significativo, e a interação do fogo com as secas e o tipo de floresta também se mostraram significativos. Os resultados do nosso modelo indicaram que estes fatores explicam ( $r^2$ ) 26% da variação.

**Tabela 1.** Sumário do melhor modelo descrevendo os fatores/preditores que foram importantes para a probabilidade de áreas florestais serem afetadas pela perda de cobertura florestal e biomassa acima do solo.

N	(INT)	AQ	DA	DR	TF	MC	DP	AQ:MC	DA:DR	TF:MC	df	LogLik	AIC	Weight
<b>COBERTURA FLORESTAL</b>														
512	-3,685	0,498	-0,003	0,023	1,943	0,207	0,139	0,062	-0,000	-0,239	10	-38268,32	76556,6	1
448	-3,483	0,657	-0,004	0,023	1,993	0,254	0,139		-0,000	-0,256	9	-38297,48	76613,0	0
256	-3,839	0,461	-0,003	0,023	1,327	0,124	0,142	0,075	-0,000		9	-38334,32	76686,6	0
384	-3,630	0,508	-0,018	0,013	1,954	0,224	0,138	0,055		-0,243	9	-38339,16	76696,3	0
320	-3,380	0,651	-0,018	0,013	1,998	0,266	0,137			-0,258	8	-38362,60	76741,2	0
192	-3,487	0,653	-0,004	0,023	1,330	0,175	0,141		-0,000		8	-38375,86	76767,7	0
<b>BIOMASSA ACIMA DO SOLO</b>														
512	-18,51	-0,960	-0,154	0,010	-0,798	-1,541	0,120	0,825	0,002	-0,398	11	-461568,2	923158,4	0,988
256	-18,34	-0,954	-0,154	0,010	-1,805	-1,609	0,124	0,821	0,002		10	-461573,6	923167,7	0,012
480	-18,39	-0,907	-0,157	0,009	-0,606	-1,544		0,814	0,002	-0,426	10	-461580,8	923181,5	0
224	-18,21	-0,899	-0,158	0,010	-1,679	-1,617		0,810	0,002		9	-461587,0	923191,9	0
384	-19,51	-0,977	-0,077	0,070	-0,814	-1,627	0,128	0,852		-0,378	10	-461638,8	923297,6	0
128	-19,35	-0,972	-0,077	0,070	-1,769	-1,691	0,132	0,848			9	-461643,7	923305,3	0

N = número do modelo; INT = intercepto; AQ = número de vezes que a área foi queimada; DA = distância das aldeias; DR = distância dos principais rios; MC = número de eventos de seca extrema; DP = densidade populacional; DF = graus de liberdade; Loglik = logaritmo da função de verossimilhança; AIC = critério de Akaike corrigido; Weight = peso.

**Tabela 2.** Parâmetros da seleção de modelos (modelo logístico) para avaliar a importância das variáveis incluídas no modelo geral para avaliar a probabilidade de perda de cobertura florestal e biomassa acima do solo.

	<b>Coefficientes</b>	<b>Erro Padrão</b>	<b>Z</b>	<b>P</b>
<b>COBERTURA FLORESTAL</b>				
Intercepto	-3,309	0,042	-77,867	<0,001
TF	1,943	0,056	34,656	<0,001
AQ	0,498	0,025	19,524	<0,001
DP	0,139	0,004	33,233	<0,001
DA	-0,003	0,001	-2,148	0,031
DR	0,023	0,001	18,88	<0,001
MC	0,207	0,012	16,103	<0,001
AQ:MC	0,062	0,009	6,668	<0,001
DA:DR	0	0	-10,704	<0,001
TF:MC	-0,239	0,02	-11,883	<0,001
<b>BIOMASSA ACIMA DO SOLO</b>				
Intercepto	-18,51	0,144	-101,05	<0,001
TF	-798,7	0,133	-2,395	0,016
AQ	-960,6	0,056	-6,165	<0,001
DP	120,7	0,024	5,926	<0,001
DA	-154,5	0,005	-16,314	<0,001
DR	10,01	0,004	17,647	0,133
MC	-1,541	0,042	-32,138	<0,001
AQ:MC	825,9		14,241	<0,001
DA:DR	2,929			<0,001
TF:MC	-398,9			<0,001

TF = tipo de floresta; AQ = número de vezes que a área foi queimada; DP = densidade populacional; DA = distância das aldeias; DR = distância dos principais rios; MC = eventos de seca extrema.

No geral, os coeficientes da matriz de correlação para as variáveis preditoras utilizadas no modelo linear, revelaram correlação baixa tanto positiva quanto negativa entre as variáveis (Tabela 4).

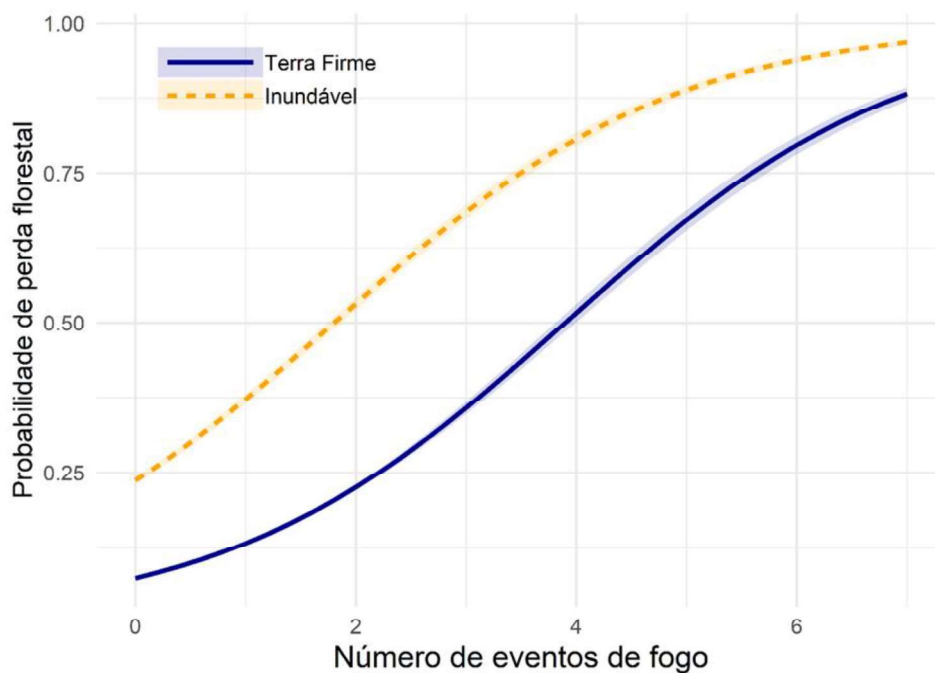
**Tabela 4.** Distribuição da Matriz de correlações entre variáveis utilizadas no modelo

	TF	AQ	DP	DA	DR	MC
BS		1				
AQ	0,06	1				
DP	0,2	0,12	1			
DA	-0,14	-0,24	-0,15	1		
DR	-0,14	-0,11	-0,08	0,55	1	
MC	0,05	0,05	-0,05	0,03	-0,09	1

TF = tipo de floresta; AQ = número de vezes que a área foi queimada; DP = densidade populacional; DA = distância das aldeias; DR = distância dos principais rios; MC = eventos de seca extrema.

### 3.1 Eventos de fogo em função do tipo de floresta

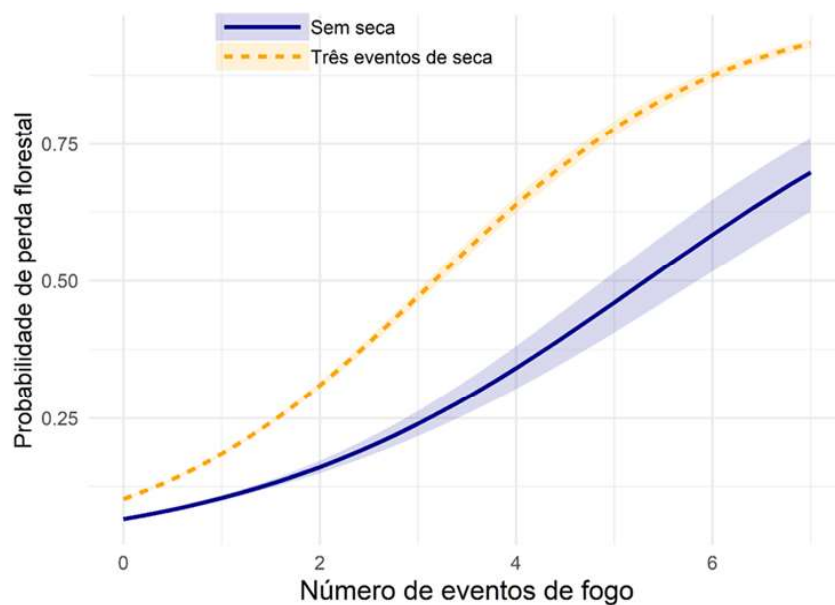
Os resultados do modelo indicam que o número de incêndios florestais é a variável preditora mais importante de perda de cobertura florestal (Figura 9). No caso de florestas de terra firme, a incidência de 4 ou mais incêndios florestais já resulta em probabilidade de perda florestal maior que 50%. As áreas alagáveis são ainda mais vulneráveis aos incêndios, apenas dois incêndios já são suficientes para mais de 50% de probabilidade de perda das florestas. Estes resultados indicam que a reincidência de incêndios florestais é um dos principais processos levando a perda de florestas nesta região, principalmente as florestas alagáveis que são mais vulneráveis.



**Figura 8.** Probabilidade de perda florestal em função do número de eventos de fogo e tipo de floresta

### 3.2 Interação entre eventos de fogo e secas intensas

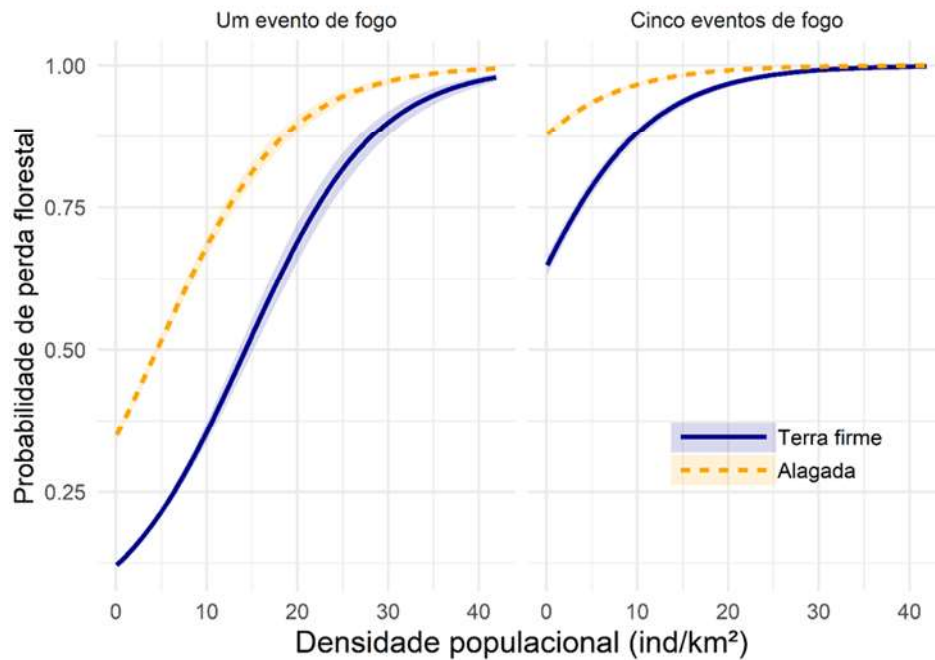
A reincidência de incêndios florestais em áreas que também foram sujeitas a secas extremas aumenta substancialmente a probabilidade de perda da floresta (Figura 10). Por exemplo, florestas que não sofreram com secas extremas mas tiveram a ocorrência de 4 eventos de fogo apresentam ~35% de probabilidade de perda de florestas, mas se esta mesma área tiver sofrido a incidência de 3 eventos de secas, esta probabilidade de perda das florestas sobe para ~63%, o que implica em uma probabilidade quase 2 vezes maior de perda florestal quando há interação entre a recorrência de fogo e eventos de seca.



**Figura 9.** Probabilidade de perda florestal em função do número de eventos de fogo representado por duas categorias (Sem eventos de seca e três eventos de seca)

### 3.3 Demografia em função de eventos de fogo e o tipo de floresta

Os resultados do modelo indicaram que a densidade populacional é uma variável preditora importante na probabilidade de perda de cobertura florestal (figura 11). Áreas com baixa densidade populacional apresentaram elevada probabilidade de perda florestal, principalmente em áreas alagáveis (30%), mesmo com a ocorrência de um único evento de fogo. E a probabilidade de perda florestal aumenta para 64% em áreas de terra firme e 87% em áreas alagáveis se ocorrerem cinco queimadas. Em áreas com densidade populacional de 40 ind/km<sup>2</sup>, a probabilidade de perda florestal é próxima à 100% com a ocorrência de um único evento de fogo, para ambos os tipos de floresta. Estes resultados indicam que a perda de cobertura florestal é mais intensa para áreas periodicamente alagadas quando há interação entre a demografia e a ocorrência de queimadas.



**Figura 10.** Probabilidade de perda florestal em função da densidade populacional e ocorrências de fogo, nos dois tipos de floresta (terra firme e alagada).

#### 4. DISCUSSÃO

Nós mostramos aqui um efeito sinérgico de múltiplos fatores naturais e de origem antrópica sobre a cobertura e a biomassa de florestas da Amazônia e isso mostra a necessidade da condução de análises holísticas e interdisciplinares são necessárias para entender como a interação entre as mudanças climáticas vigentes e as atividades humanas modificam os ecossistemas de florestas tropicais. Nossos resultados mostraram que o entendimento destes fatores de forma integrada pode ser chave para entender a futura trajetória das florestas do Xingu.

##### *4.1 Reincidência de queimadas pode comprometer o futuro das florestas*

Constatamos que a reincidência do fogo foi o principal determinante da redução na área de florestas no TIX, indicando que uma vez queimada, as florestas se tornam mais vulneráveis a novos incêndios (Silvério et al., 2019) e a perda de resiliência, sendo que após três queimadas consecutivas as florestas em geral já alcançam um ponto de inversão (>50%) de mudança permanente do estado florestal para um outro estado caracterizado por uma vegetação aberta, e com predominância de um estrato graminoso (Nobre et al., 2016). A mortalidade de árvores induzida pelo fogo reduz o dossel da floresta (Staver et al., 2011) e permite que maior radiação solar chegue ao chão da floresta, favorecendo a invasão de

gramíneas a partir das bordas (Silvério et.al, 2013). Experimentos de fogo controlado que avaliaram a intensidade do fogo, sugerem que a alta mortalidade de árvores, em parte, é devida as altas cargas de combustíveis finos (Brando et al., 2014). Uma vez que as gramíneas atuam como combustível para as queimadas, a intensidade dos incêndios tende a aumentar com a abundância das gramíneas (Silvério et al., 2013). Por exemplo, no TIX o fogo recorrente (área que queimaram mais de uma vez) atingiu cerca de 297 mil hectares de floresta, pouco mais de 10% da área total. Aumentos na invasão de gramíneas em áreas de floresta após a ocorrência de queimadas intensas associadas aos eventos de seca, estabelecem um processo de retroalimentação positivo, onde modelos climáticos já previram a substituição de porções de Floresta Amazônica por ecossistemas dominados por gramíneas (Cochrane & Shulze, 1999; Silvério et al., 2013; Brando et al., 2014).

#### *4.2 Eventos de seca intensificam a inflamabilidade das florestas*

A probabilidade de perda florestal foi maior em áreas que já sofreram secas extremas, indicando que a interação com outros fatores de degradação já exerce uma pressão nas florestas da região. A intensidade e frequência das secas poderão indicar a intensidade e a extensão da perda de floresta. Uma vez que os modelos preveem um novo regime climático com estações secas mais longas (Malhi et al., 2008), temperaturas maiores e maior déficit de pressão de vapor (Mcdowell et al., 2018), as florestas desta região estarão sujeitas a maior estresse hídrico e mortalidade. As árvores de grande porte que estocam maiores quantidades de carbono e contribuem para a regulação do clima por meio da evapotranspiração, são também as mais vulneráveis nestas condições de secas extremas (Rowland et al., 2015). Conforme essas árvores morrem e perdem folhagem, como resultado da intensificação da seca, grande quantidade de combustível é estocado no chão da floresta favorecendo a ocorrência de incêndios florestais de grande intensidade. Nesse contexto, os eventos de seca deixam as florestas cada vez mais secas e inflamáveis, contribuindo para o aumento de combustíveis por vários anos conforme as árvores caem e decaem no chão (Nepstad et al., 2004; Brando et al., 2014; Balch et al., 2015). Assim, a interação entre eventos de secas e incêndios florestais pode amplificar a degradação das florestas, levando as áreas de floresta ao estado estável “graminoso” com maior persistência ao longo do tempo (Staver et al., 2011; Hirota et al., 2011).



### *4.3 Florestas de áreas alagáveis são menos resilientes*

Em relação ao tipo de floresta, assim como em outros estudos (Resende et al., 2014; Flores et al., 2014), os nossos resultados corroboraram a hipótese de maior vulnerabilidade de florestas de áreas inundáveis e relação às florestas de terra firme. Estudos anteriores mostraram redução de cobertura florestal de áreas inundáveis, as quais são mais vulneráveis comparadas as áreas de terra firme e propensas a não persistirem a longo prazo (Flores et al., 2017). Assim, as vigentes e já observáveis mudanças climáticas e a inauguração do novo regime de precipitação para região Sudeste da Bacia do Xingu, seriam de imediato sentidas em áreas inundáveis, por sua baixa capacidade de resiliência, o que indica que essas áreas têm maior risco de transição para vegetação herbácea induzida pelo distúrbio do fogo (Flores et al., 2017).

### *4.4 Densidade populacional das aldeias pode contribuir para a perda florestal*

Mostramos aqui que esse fenômeno é potencializado pela ocupação humana e outras ações antrópicas (Figura 7), visto que a densidade populacional é mais alta justo em ambientes de florestas sazonalmente inundáveis (Jakovac et al., 2017), a integridade ecológica dessas áreas inundáveis dependerá de fatores culturais (por exemplo, manejo adequado no plantio de roças) e das alternativas econômicas disponíveis para os povos indígenas residentes (Nepstad et al., 2006).

Outro fator que merece destaque é a alta mobilidade por parte dos indígenas, fator que pode influenciar na recuperação da floresta (Nilsson & Fearnside, 2011). Por exemplo, nas aldeias nômades dos povos *Yanomami*, que possuem alta mobilidade, foram observadas maiores perdas de áreas florestais, contudo a capacidade de recuperação da floresta também é maior, em virtude da migração e abertura de novas áreas. Em contrapartida, aldeias de povos que possuem baixa mobilidade, apresentam menor área perdida de floresta, no entanto a recuperação florestal também é mais lenta (Nilsson & Fearnside, 2011). Assim, a dinâmica de recuperação da floresta está ligada a forma de mobilidade apresentada de como os povos indígenas exploram os recursos na paisagem.

Apesar de não ter sido objeto de estudo, pesquisas mostram que o desmatamento fora das terras indígenas pode contribuir para que o clima supere o efeito inibitório que florestas tropicais têm para reduzir o efeito de fontes de ignição (Staver et al., 2011; Brando et al., 2014). Também, pesquisas mostram que outros fatores como a exploração madeireira e as

tempestades de ventos, atuam na região do Xingu e podem contribuir para a degradação florestal (Nepstad et al., 2009, 2014).

#### *4.5 Mudanças temporais na cobertura florestal não refletiram como perda de biomassa*

Acreditávamos que a mudança observada na cobertura florestal refletisse na perda de biomassa acima do solo, porém, o nosso modelo ( $r^2$ ) explicou somente 6% da variação. Uma possível explicação, é de que os dados originais de biomassa estavam disponíveis somente para áreas de terra firme do que em áreas alagáveis, onde existiam muitos dados faltantes. Como, não foi possível realizar essa comparação, decidimos por não avançarmos em análises posteriores.

### **5. CONCLUSÕES**

A garantia da integridade das florestas em Terras Indígenas do Xingu, depende da redução de queimadas, que em muitas destas vezes acabam virando incêndios florestais e associadas a eventos de secas extremas, representam uma séria ameaça à integridade de florestas. É necessário acompanhamento de programas e políticas que reduzam a propagação acidental de incêndios florestais tanto nas florestas vizinhas (áreas produtivas) quanto nas florestas dentro de áreas protegidas. As florestas inundáveis das TIX estão mais vulneráveis a degradação pelo fogo em relação a florestas de terra firme, por sua baixa capacidade de resiliência, o que nos indica maior risco de transição para vegetação herbácea. A perda de floresta também pode estar associada a uma maior densidade de pessoas e a distância das aldeias, já que as populações humanas que ocupam áreas vulneráveis (as florestas alagáveis) e podem contribuir para o aumento de fontes de ignição. Se as mudanças observadas continuarem nas mesmas proporções, como resultado da ação direta e indireta do homem, acarretará uma maior probabilidade de eventos climáticos extremos sobre a região do Xingu, onde a intensidade e recorrência de incêndios que podem transformar as florestas da região.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALENCAR, Ane AC; SOLÓRZANO, Luis A.; NEPSTAD, Daniel C. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. **Ecological Applications**, v. 14, n. sp4, p. 139-149, 2004.
- ALENCAR, Ane A. et al. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. **Ecological applications**, v. 25, n. 6, p. 1493-1505, 2015.
- ARAGÃO, Luiz E. et al. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature communications*, v. 9, n. 1, p. 536, 2018.
- ARAGÃO, Luiz Eduardo OC et al. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, 2007.
- ARAGÃO, Luiz Eduardo OC et al. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1779-1785, 2008.
- BACCINI, A. et al. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230-234, 2017.
- BALCH, Jennifer K. et al. The susceptibility of southeastern Amazon forests to fire: insights from a large-scale burn experiment. **Bioscience**, v. 65, n. 9, p. 893-905, 2015.
- BRANDO, Paulo M. et al. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Global Change Biology*, v. 18, n. 2, p. 630-641, 2012.
- BRANDO, Paulo Monteiro et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347-6352, 2014.
- BOZDOGAN, Hamparsum. Model selection and Akaike's information criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. **Psychometrika**, v. 52, n. 3, p. 345-370, 1987.
- BUSH, Mark B. et al. Holocene fire and occupation in Amazonia: records from two lake districts. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 209-218, 2007.
- COCHRANE, Mark A.; SCHULZE, Mark D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2-16, 1999.

- COX, Peter M. et al. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. **Nature**, v. 408, n. 6809, p. 184, 2000.
- CRAMER, Wolfgang et al. Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO<sub>2</sub> and climate change: results from six dynamic global vegetation models. **Global change biology**, v. 7, n. 4, p. 357-373, 2001.
- DE ALMEIDA, Danilo Roberti Alves et al. Contrasting fire damage and fire susceptibility between seasonally flooded forest and upland forest in the Central Amazon using portable profiling LiDAR. **Remote Sensing of Environment**, v. 184, p. 153-160, 2016.
- DSEI, Distrito Sanitário Especial Indígena. Dados demo Xingu. **Setor de Informação DSEI**, Canarana, 2017.
- DUFFY, Philip B. et al. Projections of future meteorological drought and wet periods in the Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 43, p. 13172-13177, 2015.
- EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. **Embrapa Solos**, Rio de Janeiro, v. 412, 1999.
- FLORES, Bernardo M.; PIEDADE, Maria-Teresa F.; NELSON, Bruce W. Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forests. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 319-327, 2014.
- FLORES, Bernardo M. et al. Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. **Journal of applied ecology**, v. 53, n. 5, p. 1597-1603, 2016.
- FLORES, Bernardo M. et al. Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian forest resilience. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, p. 201617988, 2017.
- HANSEN, Matthew C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013.
- HESS, Laura L. et al. Wetlands of the lowland Amazon basin: Extent, vegetative cover, and dual-season inundated area as mapped with JERS-1 synthetic aperture radar. **Wetlands**, v. 35, n. 4, p. 745-756, 2012.
- HIROTA, Marina et al. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. **Science**, v. 334, n. 6053, p. 232-235, 2011.
- HOLLING, Crawford S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual review of ecology and systematics**, v. 4, n. 1, p. 1-23, 1973.
- ISA, Instituto Socioambiental. Almanaque Socioambiental Parque Indígena do Xingu: 50 anos. São Paulo, 2011.

- ISA, Instituto Socioambiental. Ocorrências de incêndios no PIX - 1984 a 2016. **Programa de Manejo do Fogo**. Canarana, 2017.
- JAKOVAC, Catarina Conte et al. Spatial and temporal dynamics of shifting cultivation in the middle-Amazonas river: Expansion and intensification. **PloS one**, v. 12, n. 7, p. e0181092, 2017.
- JIMÉNEZ-MUÑOZ, Juan C. et al. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. **Scientific reports**, v. 6, p. 33130, 2016.
- LATRUBESSE, Edgardo M.; STEVAUX, Jose C.; SINHA, Rajiv. Tropical rivers. **Geomorphology**, v. 70, n. 3-4, p. 187-206, 2005.
- LEVIS, Carolina et al. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. **Science**, v. 355, n. 6328, p. 925-931, 2017.
- LEWIS, Simon L. et al. The 2010 amazon drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554-554, 2011.
- LLOYD, Jon; FARQUHAR, Graham D. Effects of rising temperatures and [CO<sub>2</sub>] on the physiology of tropical forest trees. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1811-1817, 2008
- MALHI, Yadvinder et al. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 5860, p. 169-172, 2008.
- MALHI, Yadvinder et al. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 49, p. 20610-20615, 2009.
- MARTIUS, Christopher et al. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 68, n. 2, p. 137-154, 2004.
- MCDOWELL, Nate G.; ALLEN, Craig D. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 7, p. 669, 2015.
- MCDOWELL, Nate et al. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. **New Phytologist**, v. 219, n. 3, p. 851-869, 2018.
- MEGGER, Betty J. Archeological evidence for the impact of mega-Nino events on Amazonia during the past two millennia. **Climatic change**, v. 28, n. 4, p. 321-338, 1994.
- MORTON, D. C. et al. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120163, 2013.

- NEPSTAD, Daniel et al. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: A basin-wide analysis. **Global change biology**, v. 10, n. 5, p. 704-717, 2004.
- NEPSTAD, Daniel et al. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation biology**, v. 20, n. 1, p. 65-73, 2006.
- NEPSTAD, Daniel C. et al. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1737-1746, 2008.
- NEPSTAD, Daniel et al. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 326, n. 5958, p. 1350-1351, 2009.
- NEPSTAD, Daniel et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118-1123, 2014.
- NILSSON, Maurice Seiji Tomioka; FEARNSSIDE, Philip Martin. Yanomami Mobility and its effects on the forest landscape. **Human Ecology**, v. 39, n. 3, p. 235-256, 2011.
- NOBRE, Carlos A. et al. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 39, p. 10759-10768, 2016.
- PROJETO XINGU, UNIDADE DE SAÚDE E MEIO AMBIENTE, Departamento de Medicina Preventiva, Escola de Medicina. Proposta para o plano de saúde a ser implantado no Parque Nacional do Xingu. São Paulo, 1983.
- RAY, David; NEPSTAD, Daniel; MOUTINHO, Paulo. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. **Ecological Applications**, v. 15, n. 5, p. 1664-1678, 2005.
- R Core Team, A., 2002. The R Project for Statistical Computing [WWW Document]. Text. URL <http://www.r-project.org/>
- RESENDE, Angélica F. et al. Fire damage in seasonally flooded and upland forests of the Central Amazon. **Biotropica**, v. 46, n. 6, p. 643-646, 2014.
- ROWLAND, L. et al. Death from drought in tropical forests is triggered by hydraulics not carbon starvation. **Nature**, v. 528, n. 7580, p. 119, 2015.
- SANFORD JR, Robert L. et al. Amazon rain-forest fires. **Science**, v. 227, p. 53-55, 1985.
- SCHEFFER, Marten. et al. Early-warning signals for critical transitions. **Nature**, v. 461, p. 53, 2009.
- SCHEFFER, Marten. et al. Generic indicators of ecological resilience: inferring the chance of a critical transition. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, p. 145-167, 2015.

- SCHWARTZMAN, Stephan et al. The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120164, 2013.
- SIASI/SESAI. Quadro geral dos povos indígenas. Sistema de Apoio a Saúde Indígena. Secretaria Especial de Saúde Indígena, 2013. Disponível em: <<http://portalms.saude.gov.br/saude-indigena/gestao/siasi>> Acesso em: 27 de junho de 2017.
- SILVESTRINI, Rafaella Almeida. et al. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. **Ecological Applications**, v. 21, n. 5, p. 1573-1590, 2011.
- SILVÉRIO, Divino V. et al. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120427, 2013.
- SILVÉRIO, Divino V. et al. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 2, p. 656-667, 2019.
- SOARES-FILHO, Britaldo Silveira et al. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520, 2006.
- STAVER, A. Carla; ARCHIBALD, Sally; LEVIN, Simon A. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. **Science**, v. 334, n. 6053, p. 230-232, 2011.
- TRENBERTH, Kevin E. et al. Global warming and changes in drought. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 1, p. 17, 2014.
- UHL, Christopher; KAUFFMAN, J. Boone; CUMMINGS, Dian L. Fire in the Venezuelan Amazon 2: environmental conditions necessary for forest fires in the evergreen rainforest of Venezuela. **Oikos**, p. 176-184, 1988.
- ZHAO, Junbin et al. High temperature causes negative whole-plant carbon balance under mild drought. **New Phytologist**, v. 200, n. 2, p. 330-339, 2013.