

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE**

**ÉGON FABRICIO DE CASTRO LIMA**

**MORTALIDADE DE ÁRVORES NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA**

**RIO BRANCO  
ACRE - BRASIL  
MARÇO - 2020**

ÉGON FABRICIO DE CASTRO LIMA

MORTALIDADE DE ÁRVORES NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Acre, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para a obtenção do título de mestre em Ciência Florestal.

RIO BRANCO  
ACRE - BRASIL  
MARÇO DE 2020

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da UFAC

---

- L732m Lima, Égon Fabricio De Castro, 1990 -  
Mortalidade de árvores no Sudoeste da Amazônia / Égon Fabrício de Castro;  
Orientadora: Dra. Sabina Cerruto Ribeiro; coorientador: Henrique Augusto  
Mews . - 2020.  
72 f.: il.; 30 cm.
- Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Programa de Pós –  
Graduação em Ciência Florestal, Mestre em Ciência Florestal, Rio Branco, 2020.  
Inclui referências bibliográficas e apêndice.
1. Mortalidade florestal. 2. Secas severas. 3. Amazônia brasileira. I. Ribeiro,  
Sabina Cerruto (orientadora). II. Mews, Henrique Augusto (orientador). III.  
Título.

CDD: 634



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE  
Pró-reitora de Pesquisa e Pós-Graduação/  
Centro de Ciências Biológicas e da Natureza  
Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal-Ciflor

ATA DE SESSÃO DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA  
FLORESTAL, DO MESTRANDO: **ÉGON FABRÍCIO DE  
CASTRO**, REALIZADA NO DIA 31 DE MARÇO DE  
2020.

Às nove horas do dia trinta e um de março de 2020, realizou-se de, de forma remota, por meio da ferramenta Skype, a Defesa de Dissertação, intitulada: “**Mortalidade de árvores no sudoeste da Amazônia**”, de autoria do mestrando, **Égon Fabrício de Castro**, discente do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, em nível de Mestrado (Ufac). Na ocasião, a Comissão Examinadora esteve constituída pelos membros: **Dr<sup>a</sup>. Sabina Cerruto Ribeiro (Orientadora/ Presidente (CCBN/UFAC); Dr<sup>a</sup>. Nadezhda Galia Selaya Garvizu (Membro Externo/Herencia/ Bolívia); Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega (Membro externo /CCBN/UFAC)**. Logo após a exposição oral, houve arguição pelos examinadores e, ao final da arguição, reaberta a sessão pública, o discente foi considerado aprovado pela Comissão Examinadora. E ao final, foi lavrada a presente ata, que será assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

---

Dr<sup>a</sup>. Sabina Cerruto Ribeiro  
(Orientadora/ Presidente/ CCBN/UFAC)

---

Dr<sup>a</sup>. Nadezhda Galia Selaya Garvizu  
(Membro Externo/Herencia/ Bolívia)

---

Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega  
(Membro externo/CCBN/UFAC)

## RESUMO GERAL

LIMA, Égon Fabricio de Castro. Universidade Federal do Acre, dezembro de 2020. **Mortalidade de árvores no sudoeste da Amazônia.** Orientadora: Sabina Cerruto Ribeiro, Coorientador: Henrique Augusto Mews. A região sudoeste da Amazônia possui florestas com altas taxas de mortalidade, em parte devido à presença do bambu e aos eventos climáticos extremos, como as secas severas que ocorreram nos anos de 2005 e 2010. Além disso, as florestas da região sofrem com o manejo inadequado dos recursos florestais, dos quais dependem as populações humanas extrativistas que habitam a região. Compreender como esses elementos afetam a mortalidade florestal permitirá um melhor entendimento da dinâmica florestal da região. Em vista disso, este estudo buscou responder às seguintes perguntas: i) Quais são os modos de morte de árvores mais frequentes no sudoeste da Amazônia? ii) Secas severas afetam a mortalidade de espécies de interesse econômico? Seis parcelas permanentes localizadas no sudoeste da Amazônia foram usadas para se obter a taxa de mortalidade por modo de morte (pergunta i) e por período de seca e normal climática (pergunta ii). Verificou-se que as árvores na região sudoeste da Amazônia morrem em maior proporção em pé e quebradas e, em menor proporção, desenraizadas. Ao longo do período estudado (2002 a 2016), os modos de morte de árvores com maior proporção na região alternaram entre árvores mortas em pé e quebradas. Observou-se que após períodos de ocorrência de secas severas no sudoeste da Amazônia há maior proporção de árvores de interesse econômico mortas do que em períodos de normal climática. As espécies com as maiores taxas de mortalidade nos períodos de seca foram *Oenocarpus bataua*, *Tachigali paniculata* e *Inga alba*. A presença do bambu e os eventos de seca severa contribuem para tornar dinâmica florestal da região sudoeste da Amazônia distinta das demais regiões da bacia amazônica. Nesse sentido, é importante adequar as diretrizes de conservação e manejo florestal para o sudoeste da Amazônia, de forma a garantir o uso sustentável das florestas da região.

**Palavras-chave:** Mortalidade florestal; Secas severas; Amazônia brasileira

## ABSTRACT

LIMA, Égon Fabricio de Castro. Universidade Federal do Acre, December 2020. **Tree mortality in southwestern Amazonia**. Advisor: Sabina Cerruto Ribeiro, Co-supervisor: Henrique Augusto Mews. The southwestern region of the Amazon has forests with high mortality rates, partly due to the presence of bamboo and extreme weather events, such as the severe droughts that occurred in the years 2005 and 2010. In addition, the forests in the region suffer with the inadequate management of forest resources, on which the extractive human populations that inhabit the region depend. Comprehending how these elements affect forest mortality will allow a better understanding of the region's forest dynamics. In view of this, this study sought to answer the following questions: i) What is the main mode of death in southwestern Amazon? ii) Do severe droughts affect the mortality of species of economic interest? Six permanent plots located in southwestern Amazon were used to obtain the mortality rate by mode of death (question i) and by periods of drought and normal climate (question ii). We found that trees in southwestern Amazon die to a greater extent standing and broken and, to a lesser extent, uprooted. Over the period studied (2002 to 2016), the modes of death of trees with the highest proportion in the region alternated between standing and broken trees. We also observed that after periods of severe droughts in the southwestern Amazon, there is a higher proportion of dead trees of economic interest than in periods of normal climate. The species with the highest mortality rates in periods of drought were *Oenocarpus bataua*, *Tachigali paniculata* and *Inga alba*. The presence of bamboo and severe drought events contribute to make forest dynamics of the southwestern Amazon different from other regions of the Amazon basin. In this sense, it is important to adapt the conservation and forest management guidelines for southwestern Amazon, in order to guarantee forests' sustainable use.

**Keywords:** Forest mortality; Severe droughts; Brazilian Amazon

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	8
1.1 REFERÊNCIAS.....	12
2 ARTIGOS.....	15
2.1 Artigo 1.....	15
Principais modos de morte de árvores na região sudoeste da Amazônia.....	15
2.1.1 RESUMO.....	16
2.1.2 ABSTRACT.....	17
2.1.3 INTRODUÇÃO.....	18
2.1.4 MATERIAL E MÉTODO.....	22
2.1.4.1 <i>Área de estudo e base de dados</i> .....	22
2.1.4.2 <i>Coleta de dados</i> .....	23
2.1.4.3 <i>Análise de dados</i> .....	26
2.1.5 RESULTADOS.....	28
2.1.6 DISCUSSÃO.....	31
2.1.7 CONCLUSÃO.....	35
2.1.8 REFERÊNCIAS.....	37
2.2 Artigo 2.....	41
Secas severas afetam a mortalidade de espécies de interesse econômico?.....	41
2.2.1 RESUMO.....	42
2.2.2 ABSTRACT.....	43
2.2.3 INTRODUÇÃO.....	44
2.2.4 MATERIAL E MÉTODO.....	47
2.2.4.1 <i>Área de estudo</i> .....	47
2.2.4.2 <i>Preparação dos dados</i> .....	48

2.2.4.3 <i>Análise estatística</i> .....	50
2.2.5 RESULTADOS.....	52
2.2.6 DISCUSSÃO.....	56
2.2.7 CONCLUSÃO.....	60
2.2.8 REFERÊNCIAS.....	61
3 CONCLUSÃO GERAL.....	66
4 APÊNDICE.....	67
Apêndice A. Quantidade de indivíduos de cada família de espécies florestais presente nas seis parcelas permanentes localizadas no estado do Acre.....	67
Apêndice B. Correlação entre as taxas de mortalidade calculadas por Sheil et al. (1995) e Lewis et al. (2004). As taxas de mortalidade (% ano <sup>-1</sup> ) foram calculadas para as seis parcelas avaliadas no estudo (Tabela 1).....	68
Apêndice C. Proporção dos modos de morte das 30 espécies com maior quantidade de indivíduos mortos.....	68
Apêndice D. Lista de espécies de interesse econômico contidas nas seis parcelas permanentes localizadas no estado do Acre.....	70

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Amazônica é uma das florestas mais diversas do mundo e possui cerca de 2.500 espécies de árvores identificadas (Gentry, 1988; Fauset et al., 2015; Cardoso et al., 2017; WWF, 2019). Ela desempenha papel importante no sequestro e no estoque de carbono em escala global, bem como na regulação da temperatura e na precipitação em escala regional (Pan et al., 2011; Aragão et al., 2014; Fauset et al., 2015). Em escala local, a Floresta Amazônica promove a ciclagem de nutrientes no solo através da biomassa produzida, o que possibilita o estabelecimento de novos indivíduos e regula a fertilidade do solo (Grau et al., 2017). A biodiversidade e as funções ecossistêmicas na Amazônia estão experimentando fortes mudanças nas últimas décadas, principalmente em função das alterações ambientais em diferentes escalas espaciais (Anderson et al., 2009; Laurance et al., 2009). Logo, monitorar a floresta é imprescindível para entender como a Amazônia responderá aos eventos climáticos extremos (*e.g.* secas e inundações).

A partir da observação e do estudo dos elementos da dinâmica florestal é possível entender o funcionamento de uma floresta e prever possíveis respostas às alterações causadas nos elementos da dinâmica na estrutura florestal (Swaine et al., 1987; Sheil et al., 2000; Laurance et al., 2009). Um elemento-chave para o funcionamento de uma floresta é a mortalidade arbórea, a qual modifica rapidamente a estrutura e a dinâmica florestal, promovendo a abertura de clareiras que possibilitam o estabelecimento e o crescimento de novos indivíduos (Swaine et al., 1987). O

monitoramento da mortalidade florestal ao longo do tempo permite identificar padrões que definem uma região, os quais tem comportamentos distintos que variam conforme as características das tipologias florestais (Laurance et al., 2009). No geral, as taxas de mortalidade para a Floresta Amazônica variam entre 0,5-0,8% ano<sup>-1</sup> (porção norte da Amazônia) em regiões com baixos índices de mortalidade (Chao et al., 2008). Em regiões com índices medianos de mortalidade, verifica-se uma taxa variando entre 1,2-1,8% ano<sup>-1</sup> (porção central da Amazônia) (Carey et al., 1994; Chao et al., 2008), a qual pode chegar a 3,6% ano<sup>-1</sup> em regiões com altas taxas de mortalidade, como o sudoeste da Amazônia (Medeiros et al., 2013). Além de possibilitar determinar a proporção de árvores mortas (análise quantitativa), o monitoramento da mortalidade permite identificar como as árvores morreram e as causas da morte das árvores (Laurance et al., 2009).

Estudos na região amazônica apontam que durante as estações chuvosas há maior proporção de morte de árvores por quebra e tombamento (Fontes et al., 2018). Contudo, na região central da Amazônia, as árvores morrem em maior proporção em pé (54% das árvores) e, no geral, esses indivíduos são de grande porte (Toledo et al., 2011). As causas da mortalidade na Floresta Amazônica, por outro lado, vêm mudando ao longo do tempo, principalmente devido às alterações do regime climático que potencializam as estações secas e chuvosas (Feldpausch et al., 2004). Em consequência, as taxas de mortalidade vem aumentando ao longo das décadas, sendo verificado um aumento de 70% durante a estação seca e, se houverem eventos de incêndios, essa taxa pode aumentar em 340% (Nepstad et al., 2007; Phillips et al., 2009; Brando et al., 2014).

Outro fator que influencia na dinâmica florestal é a composição de espécies, que pode sofrer alterações devido a extração de produtos provenientes da floresta (Cochrane; Barber, 2009), prática comum na floresta amazônica. Esses produtos, utilizados pelas populações humanas, são oriundos de espécies florestais as quais são classificadas como espécies de interesse econômico (Schultes, 1979; Fargeon et al., 2016). A extração de produtos de interesse econômico de origem florestal pode alterar a estrutura florestal, aumentar a taxa de mortalidade florestal e contribuir para a extinção local de espécies (Nepstad et al., 2008; Cochrane; Barber, 2009; Fargeon et al., 2016). A ausência das espécies exploradas na estrutura florestal pode causar desbalanço nos

serviços desempenhados pela floresta o que, juntamente com as mudanças climáticas, pode acarretar na redução da diversidade de espécies e simplificação da estrutura florestal (Cochrane; Barber, 2009; Fargeon et al., 2016).

Com a intensificação das mudanças climáticas, as secas na Amazônia vêm se tornando mais frequentes e severas (*e.g.* secas severas ocorridas em 2005 e 2010; Marengo et al., 2008; Lewis et al., 2011; IPCC, 2014). As secas severas afetam diretamente a estrutura florestal, pois alteram o microclima, aumentam a temperatura do sub-bosque, reduzem a umidade do solo e a taxa de precipitação (Aragão et al., 2007; Corlett et al., 2016). Logo, as secas severas alteram também a dinâmica florestal, pela redução do sequestro de carbono e do crescimento das árvores. Além disso, o estresse hídrico pode causar a mortalidade das árvores por cavitação (embolia), principalmente no caso de árvores mais altas, e também por fome de carbono (*carbon starvation*; Choat et al., 2012; Adams et al., 2017; Choat et al., 2018; Kono et al., 2019). No entanto, ainda existem lacunas no conhecimento sobre os efeitos das secas severas em diferentes tipologias florestais e sobre como as florestas respondem a eventos sucessivos de secas (Saatchi et al., 2013; Feldpausch et al., 2016).

A região sudoeste da Amazônia tem sofrido secas recorrentes, porém ainda carece de estudos sobre os impactos das mesmas na dinâmica florestal. A região sofreu a seca severa em 2005, que teve o sudoeste da Amazônia como epicentro (Aragão et al., 2007; Marengo et al., 2008; Phillips et al., 2009), e a de 2010, que teve três epicentros, sendo a região sudoeste da Amazônia um deles (Lewis et al., 2011; Feldpausch et al., 2016). Em relação às demais regiões da Amazônia, as florestas do sudoeste da Amazônia possuem menor número de espécies e grande dominância de poucas espécies (*e.g.* 23 espécies representando 50% da assembleia em 1 ha; Silveira, 1999). O principal elemento condicionador da dinâmica florestal no sudoeste da Amazônia é o bambu (*Guadua* sp.) que influencia diretamente na dinâmica das espécies endêmicas da região (Silveira, 1999; Griscom; Ashton, 2003). Ademais, a região Sudoeste da Amazônia possui espécies florestais de interesse econômico com grande demanda no mercado nacional e internacional, tais como a castanheira (*Bertholletia excelsa* Bonpl.), açaí

(*Euterpe precatoria* Mart.) e patoá (*Oenocarpus bataua*) (Gomes-Silva et al., 2004; Duchelle et al., 2011; Paniagua-Zambrana et al., 2017).

Considerando-se as características singulares das florestas do sudoeste da Amazônia e a carência de estudos relacionados a dinâmica florestal da região, no presente estudo foi avaliada a mortalidade florestal na região sudoeste da Amazônia. A dissertação foi estruturada em dois artigos científicos. O primeiro artigo teve como pergunta central “Quais são os modos de morte de árvores mais frequentes no sudoeste da Amazônia?”. O segundo artigo foi elaborado com base na pergunta “Secas severas afetam a mortalidade de espécies de interesse econômico?”. Espera-se que esses dois artigos contribuam para o avanço do conhecimento sobre a ecologia florestal e subsidiem a elaboração de diretrizes de manejo adequadas às características das florestas do sudoeste da Amazônia.

## 1.1 REFERÊNCIAS

- ADAMS, H. D.; ZEPPEL, M. J. B. et al. A multi-species synthesis of physiological mechanisms in drought-induced tree mortality. **Nature ecology & evolution**, v. 1, n. 9, p. 1285-1291, 2017.
- ANDERSON, L. O.; MALHI, Y. et al. Influence of landscape heterogeneity on spatial patterns of wood productivity, wood specific density and above ground biomass in Amazonia. **Biogeosciences**, v. 6, n. 9, p. 1883-1902, 2009.
- ARAGAO, L. E. O. C.; MALHI, Y. et al. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, p. 1-5, 2007.
- ARAGAO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O. et al. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological Reviews**, v. 89, n. 4, p. 913-931, 2014.
- BRANDO, P. M.; BALCH, J. K. 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.
- CARDOSO, D.; SÄRKINEN, T. et al. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 40, p. 10695-10700, 2017.
- CAREY, E. V.; BROWN, S. et al. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. **Biotropica**, v. 26, n. 3, p. 255-265, 1994.
- CHAO, K.; PHILLIPS, O. L. et al. Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 2, p. 281-292, 2008.
- CHOAT, B.; JANSEN, S. et al. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. **Nature**, v. 491, n. 7426, p. 752-755, 2012.
- CHOAT, B.; BRODRIBB, T. J. et al. Triggers of tree mortality under drought. **Nature**, v. 558, n. 7711, p. 531-539, 2018.

- COCHRANE, M. A.; BARBER, C. P. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 15, n. 3, p. 601-612, 2009.
- CORLETT, R. T. The impacts of droughts in tropical forests. **Trends in plant science**, v. 21, n. 7, p. 584-593, 2016.
- DUCHELLE, A. E.; CRONKLETON, P. et al. Resource theft in tropical forest communities: implications for non-timber management, livelihoods, and conservation. **Ecology and Society**, v. 16, n. 1, p. 1-20, 2011.
- FARGEON, H. AUBRY-KIENTZ, M.; et al. Vulnerability of commercial tree species to water stress in logged forests of the Guiana shield. **Forests**, v. 7, n. 5, p. 105, 2016.
- FAUSET, S.; JOHNSON, M. O. et al. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. **Nature communications**, v. 6, n. 1, p. 1-9, 2015.
- FELDPAUSCH, T. R.; RONDON, M. A. et al. Carbon and nutrient accumulation in secondary forest regenerating on pastures in central Amazonia. **Ecological applications**, v. 14, n. 4, p. 164-176, 2004.
- FELDPAUSCH, T. R.; PHILLIPS, O. L. et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 7, p. 964-982, 2016.
- FONTES, C. G.; CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N. Revealing the causes and temporal distribution of tree mortality in Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 177-183, 2018.
- GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v.75, n. 1 p. 1-34, 1988.
- GOMES-SILVA, D. A. P.; WADT, L. H. O.; EHRINGHAUS, C. Ecologia e manejo de patauí (*Oenocarpus bataua* Mart.) para produção de frutos e óleo. **Embrapa Acre-Documentos (INFOTECA-E)**, p. 1-41, 2004.
- GRAU, O. PEÑUELAS, J. et al. Nutrient-cycling mechanisms other than the direct absorption from soil may control forest structure and dynamics in poor Amazonian soils. **Scientific Reports**, v. 7, p. 45017, 2017.
- GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 175, n. 1-3, p. 445-454, 2003.
- IPCC; CORE WRITING TEAM. Climate change 2014: Synthesis report. **Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**, v. 27, p. 408, 2014.
- KONO, Y. ISHIDA, A. et al. Initial hydraulic failure followed by late-stage carbon starvation leads to drought-induced death in the tree *Trema orientalis*. **Communications Biology**, v. 2, n. 1, p. 1-9, 2019.
- LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F. et al. Long-term variation in Amazon forest dynamics. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 2, p. 323-333, 2009.
- LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M. et al. The 2010 Amazon drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554-554, 2011.
- MARENCO, J. A.; NOBRE, C. A.; TOMASSELA, J. The drought of Amazonia in 2005. **Journal of Climate**, v. 21, n. 3, p. 495-516, 2008.

- MEDEIROS, H.; CASTRO, W.; SALIMON, C. I. et al. Tree mortality, recruitment and growth in a bamboo dominated forest fragment in southwestern Amazonia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 29-34, 2013.
- NEPSTAD, D. C.; TOHVER, I. M. et al. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. **Ecological Society of America**, v. 88, n. 9, p. 2259-2269, 2007.
- NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M. 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.
- PAN, Y.; BIRDSEY, R. A. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, 2011.
- PANIAGUA-ZAMBRANA, N.; BUSSMANN, R. W.; MACÍA, M. J. The socioeconomic context of the use of *Euterpe precatoria* Mart. and *E. oleracea* Mart. in Bolivia and Peru. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 13, n. 1, p. 32, 2017.
- PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S.; LLOYD, J. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. **Science**, v. 323, n. 5919, p. 1344-1347, 2009.
- SAATCHI, S.; ASEFI-NAJAFABADY, S. et al. Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 2, p. 565-570, 2013.
- SCHULTES, R. E. The Amazonia as a source of new economic plants. **Economic Botany**, v. 33, n. 3, p. 259-266, 1979.
- SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 6, p. 865-882, 2000.
- SILVEIRA, M. Ecological aspects of bamboo-dominated forest in Southeastern Amazonia: an ethnosciences perspective. **Ecotropica**, v. 5, p. 213-216, 1999.
- SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987.
- TOLEDO, J. J.; MAGNUSSON, W. E. et al. How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia? **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 3, p. 331-338, 2011.
- WWF – World Wide Fund for Nature - Brasil. **Amazônia**. Disponível em: [https://www.wwf.org.br/natureza\\_brasileira/questoes\\_ambientais/biomas/bioma\\_amazonia/](https://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/questoes_ambientais/biomas/bioma_amazonia/). Acesso em: 18 de fev. de 2020.

## **2 ARTIGOS**

### **2.1 Artigo 1**

Principais modos de morte de árvores na região sudoeste da Amazônia

Égon Fabricio de Castro Lima, Sabina Cerruto Ribeiro e Henrique Augusto Mews

Será submetido à Forest Ecology and Management.

### 2.1.1 RESUMO

As florestas do sudoeste da Amazônia são caracterizadas pela presença do bambu, menor porte arbóreo e altas taxas de mortalidade de árvores, que tornam a dinâmica dessas florestas distinta à observada em outras regiões da bacia Amazônica. A mortalidade florestal, que é um dos elementos da dinâmica florestal, tem grande importância por ser um agente modelador da estrutura da floresta. Uma das formas de estudar a mortalidade florestal é pelo monitoramento dos modos de morte das espécies florestais. O modo de morte de espécies florestais é como as espécies são encontradas mortas em campo, e cada modo de morte possui causas prováveis de mortalidade associadas. Neste contexto, este estudo buscou responder qual é o principal modo de morte da região sudoeste da Amazônia. Foram utilizadas seis parcelas permanentes localizadas no Sudoeste da Amazônia, das quais calculou-se a taxa de mortalidade para três modos de morte principais (mortas em pé, quebradas e desenraizadas) e identificar qual o modo de morte foi predominante durante o período de 14 anos. As árvores na região sudoeste da Amazônia morrem em maior proporção em pé ( $0,8\% \text{ ano}^{-1}$ ) e quebradas ( $0,8\% \text{ ano}^{-1}$ ) e, em menor proporção, desenraizadas ( $0,4\% \text{ ano}^{-1}$ ). Ao longo do período estudado (2002 a 2016), os modos de morte de árvores com maior proporção na região alternaram entre árvores mortas em pé e quebradas. A tipologia florestal da região sudoeste da Amazônia, a alta densidade de colmos de bambu e o fato da região ter sido epicentro de secas severas (2005 e 2010) são fatores que podem estar condicionando os modos de morte na região sudoeste da Amazônia. A presença desses fatores torna a dinâmica florestal da região sudoeste da Amazônia distinta das demais regiões da bacia amazônica. Nesse sentido, é importante adequar as diretrizes de conservação e manejo florestal para o sudoeste da Amazônia, de forma a garantir o uso sustentável das florestas da região.

**Palavras-chave:** Dinâmica florestal; Floresta Amazônica; Mortalidade arbórea.

### 2.1.2 ABSTRACT

Forests in the southwestern Amazon are characterized by the presence of bamboo, small tree size and high mortality rates. These characteristics can lead the forests of the region to a dynamic different from that observed in other regions of the Amazon basin. Forest mortality, which is one of the elements of forest dynamics, is of great importance because it is a modeling agent of the forest structure. One way of studying forest mortality is by monitoring the modes of death of forest species. The mode of death of forest species is how species are found dead in the field, and each mode of death has probable causes of mortality associated with it. In this context, this study sought to answer what is the main mode of death in southwestern Amazon. Six permanent plots located in the southwestern Amazon were used, from which the mortality rate was calculated for three main modes of death (standing, broken and uprooted) and identifying which mode of death was predominant during the 14-year period. Trees in the southwestern Amazon die in a higher proportion standing ( $0.8\% \text{ year}^{-1}$ ) and broken ( $0.8\% \text{ year}^{-1}$ ) and, to a lesser extent, uprooted ( $0.4\% \text{ year}^{-1}$ ). Over the studied period (2002 to 2016), the modes of death of trees with highest proportion in the region alternated between standing and broken trees. The forest typology of southwestern Amazon, the high density of bamboo culms and the fact that the region was the epicenter of severe droughts (2005 and 2010) are factors that may be conditioning the modes of death in the southwestern Amazon region. Those factors make forest dynamics in the southwestern Amazon distinct from the ones in other regions of the Amazon basin. In this sense, it is important to adapt the forest management and conservation guidelines for southwestern Amazon, in order to guarantee the sustainable use of forests in the region.

**Keywords:** Forest dynamics; Amazon forest; Tree mortality.

### 2.1.3 INTRODUÇÃO

A mortalidade de árvores é um dos principais preditores da dinâmica temporal de assembleias de árvores, seguida pelo crescimento e recrutamento (Gentry, 1988; Sheil et al., 2000). Alterações temporais na mortalidade de árvores podem, por exemplo, levar ao aumento das taxas de recrutamento e de crescimento arbóreo (Swaine et al., 1987; Gentry, 1988). Além disso, a morte de árvores é responsável por grande parte da dinâmica de clareiras, a qual é apontada como forte moduladora da dinâmica florestal e como mantenedora da diversidade de espécies em função da complexidade dos eventos sucessionais resultantes (Chadzon, 2003; Asner et al., 2013). A mortalidade de árvores pode ocorrer devido a fatores intrínsecos às árvores e à sua relação com o meio (*e.g.* longevidade, capacidade do sítio, luminosidade e competição) ou devido a fatores externos (*e.g.* tempestades, patógenos e secas) (Swaine et al., 1987; Phillips et al., 2004; Laurance et al., 2009; Anderegg et al., 2015). Assim, a mortalidade de árvores pode ser um indicador da saúde da floresta.

O acompanhamento da dinâmica da assembleia de árvores por meio da análise da mortalidade permite a compreensão das respostas da vegetação aos fenômenos climáticos, às atividades antrópicas, como a mudança no uso da terra e às interações com agentes biológicos (*e.g.* fungos, vírus, insetos, mamíferos) (Swaine et al., 1987; Sheil et al., 2000). Alguns exemplos de respostas da vegetação identificadas em estudos anteriores são: i) árvores de maior porte morrem com maior frequência por cavitação; ii) árvores de espécies de início de sucessão tendem a morrer com maior frequência; e iii) assembleias de árvores localizadas em solos mais férteis tendem a apresentar maiores taxas de mortalidade (Swaine et al., 1987; Toledo et al., 2011; Giardina et al., 2018).

Ademais, estudos de longo prazo com o monitoramento de parcelas permanentes apontam que, com o passar das décadas, a dinâmica das florestas tropicais está acelerando, e que alterações nos regimes climáticos possivelmente estão modificando e modelando a estrutura vegetacional tropical, levando a alterações na composição de espécies e nas taxas de mortalidade (Swaine et al., 1987; Phillips et al., 2004; Esquivel-Muelbert et al., 2018).

As mudanças da dinâmica florestal e da composição de espécies estão associadas as causas e os modos de morte de árvores, os quais devem ser identificados e estudados (Chao et al., 2009). A compreensão das causas e modos de morte na Floresta Amazônica associada aos gradientes geográficos e temporais é fundamental para a alimentação de modelos de previsão de mudanças nos ciclos biogeoquímicos globais (água, carbono), na temperatura global, nos padrões de chuva (bomba biótica) e nas funções ecossistêmicas (ciclagem e regeneração). Estudos dessa natureza fornecem informações sobre os eventos que matam mais árvores (*e.g.* ventos, secas e patógenos) e sobre os grupos de plantas que são prejudicados ou favorecidos pelas mudanças nos padrões de mortalidade. As causas e os modos de morte variam entre as diferentes regiões de uma extensa área coberta por vegetação predominantemente parecida e ao longo dos anos, pois a estrutura e a composição florística da floresta, além de ser modelada por agentes bióticos e fenômenos naturais, também é condicionada pelos gradientes geográficos e temporais (Swaine et al., 1987; Phillips et al., 2004).

Na Amazônia, por exemplo, as taxas de mortalidade são maiores nas porções oeste e sul (2,3-2,9% ano<sup>-1</sup>) do que nas porções norte, leste e central (0,8-1,1% ano<sup>-1</sup>; Chao et al., 2009; Fontes et al., 2018). Essa variação da mortalidade pode ser atribuída às características das espécies que compõe cada região. Nas regiões oeste e sul, as árvores possuem menor densidade básica da madeira em relação às árvores das regiões leste e central, portanto, em regiões com árvores com maior densidade da madeira, há menor mortalidade de árvores (Chao et al., 2009; Toledo et al., 2011). Com relação à variação temporal, um exemplo é o aumento da taxa de mortalidade em 68% na região central da Amazônia no período de 1981 a 2003 em virtude de anomalias na precipitação e o aumento da temperatura (Gentry, 1988; Phillips et al., 2004; Laurance et al., 2009).

A identificação das causas de mortalidade em florestas naturais é um desafio, pois em florestas naturais o monitoramento de indivíduos em tempo real é inviável (Franklin et al., 1987). Uma alternativa é o monitoramento dos modos de morte das espécies florestais, que possibilitam inferências sobre a dinâmica florestal de determinada região por meio da observação do estado que um indivíduo é encontrado morto na floresta (Putz et al., 1983). Chao et al. (2009) demonstraram em estudos realizados na Amazônia (Peru e Venezuela) que árvores com maiores diâmetros e alturas tem maior probabilidade de morrer em pé, já árvores de menores portes tem maior probabilidade de morrerem quebradas. Toledo et al. (2011), em um estudo realizado na Amazônia Central (Manaus), verificaram que há pouca relação entre os modos de morte arbóreos e a topografia, e que os modos de morte difere entre as classes diamétricas. Estudos avaliando o efeito de borda em florestas com bambu na região sudoeste da Amazônia (Acre) demonstraram que tanto na borda quanto no interior do fragmento florestal há maior tendência dos indivíduos morrerem em pé e que a proporção de indivíduos mortos na borda do fragmento é maior do que no interior (Castro et al., 2013).

Florestas com fatores que promovem dinâmica florestal distinta dos padrões observados para a bacia amazônica, possivelmente têm taxas e mecanismos de mortalidade distintos em relação as outras florestas da Amazônia. Esse é o caso do sudoeste da Amazônia, região também conhecida como MAP, a qual engloba o departamento de Madre de Dios, no sudeste do Peru, o estado do Acre, no Brasil, e o departamento de Pando, no norte da Bolívia (Nelson, 1994; Vasconcelos et al., 2005; Southworth et al., 2011). O sudoeste da Amazônia é caracterizado pela predominância de florestas abertas dominadas por bambu, as quais têm a sua dinâmica natural alterada quando ocorrem distúrbios, uma vez que o bambu tende a colonizar áreas perturbadas, devido a sua grande agressividade competitiva e a habilidade em colonizar clareiras (Griscom; Ashton, 2003; Silveira, 2005; Smith; Nelson 2011; Medeiros et al., 2013). Além disso, a região sudoeste da Amazônia tem experimentado fortes efeitos das mudanças climáticas, sendo apontada como epicentro das secas severas ocorridas nos anos de 2005 e 2010 (Aragão et al., 2007; Lewis et al., 2011). Em vista do exposto, o

presente estudo buscou responder à seguinte pergunta: Quais são os modos de morte de árvores mais frequentes no sudoeste da Amazônia? Essa pergunta será respondida com base em dados provenientes de parcelas permanentes localizadas no sudoeste da Amazônia, que dispõem de registros de modo de morte por um período de 14 anos.

## 2.1.4 MATERIAL E MÉTODO

### 2.1.4.1 *Área de estudo e base de dados*

O estudo foi realizado a partir de dados de inventários florestais de parcelas permanentes obtidos na plataforma ForestPlots.net, a qual agrega informações de parcelas permanentes de regiões tropicais e proporciona a cooperação e colaboração por meio do compartilhamento de dados para estudos de dinâmica em regiões tropicais (Lopez-Gonzalez et al., 2011). Seis parcelas permanentes foram selecionadas para representar a região sudoeste da Amazônia, as quais foram escolhidas por conterem múltiplos inventários e estrutura florestal homogênea (Tabela 1). O clima na região, segundo a classificação de Köppen, é caracterizado como Am, com precipitação anual de 2.288 mm e com temperatura média anual de 23,9°C (Alvares et al., 2013).

**Tabela 1.** Descrição das seis parcelas permanentes selecionadas na região sudoeste da Amazônia.

Parcela	Área	Dimensões	Coordenadas decimais	Temperatura média anual	Precipitação média anual	Altitude	Tipologia florestal
DOI-01	1 ha	10 m × 1000 m	latitude -10,57, longitude -68,32	25,8°C	1830 mm	203 m	FOAB <sup>a</sup>
DOI-02	1 ha	20 m × 500 m	latitude -10,55, longitude -68,31	25,8°C	1830 mm	203 m	FOAB <sup>a</sup>
FEC-01	1 ha	400 m × 25 m	latitude -10,07, longitude -67,62	25,9°C	1921 mm	170 m	FODDE <sup>b</sup>
POR-01	1 ha	10 m × 1000 m	latitude -10,82, longitude -68,77	25,1°C	1661 mm	268 m	FODDE <sup>b</sup>
POR-02	1 ha	10 m × 1000 m	latitude -10,80, longitude -68,77	25,1°C	1661 mm	268 m	FODDE <sup>b</sup>
RFH-01	1 ha	200 m × 50 m	latitude -9,75, longitude -67,67	26,0°C	1940 mm	176 m	FOAP <sup>c</sup>

<sup>a</sup>FOAB – Floresta Ombrófila Aberta com Bambu; <sup>b</sup>FODDE – Floresta Ombrófila Densa com Dossel Emergente; <sup>c</sup>FOAP – Floresta Ombrófila Aberta com Palmeira; A classificação das tipologias florestais segue o estabelecido pelo zoneamento ecológico econômico promovido pelo governo do Acre (Acre, 2010).

As seis parcelas (Tabela 1) totalizam 540 espécies florestais entre árvores e palmeiras, as quais estão distribuídas entre 65 famílias, das quais as dez mais abundantes são Fabaceae, Moraceae, Arecaceae, Burceraceae, Malvaceae, Meliaceae, Euphorbiaceae, Sapotaceae, Rubiaceae e Rutaceae (Apêndice A) As dez espécies mais abundantes nas parcelas avaliadas são *Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart (200 indivíduos ha<sup>-1</sup>), *Euterpe precatoria* Mart. (172 indivíduos ha<sup>-1</sup>), *Pseudolmedia laevis* (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr. (66 indivíduos ha<sup>-1</sup>), *Pausandra trianae* (Müll. Arg.) Baill. (57 indivíduos ha<sup>-1</sup>), *Irartea deltoidea* Ruiz & Pav. (49 indivíduos ha<sup>-1</sup>), *Rinoreaocarpus ulei* (Melch.) Ducke (49 indivíduos ha<sup>-1</sup>), *Metrodorea flavida* K. Krause (48 indivíduos ha<sup>-1</sup>), *Acacia polyphylla* DC. (41 indivíduos ha<sup>-1</sup>), *Pouteria* sp. (40 indivíduos ha<sup>-1</sup>) e *Trichilia* sp. (38 indivíduos ha<sup>-1</sup>).

#### 2.1.4.2 Coleta de dados

A coleta de dados na plataforma ForestPlots.net abrangeu os anos de 2002 a 2016, *i.e.* o primeiro ano com registro de modo de morte nas unidades amostrais até os dados mais recentes disponíveis na base de dados na época da coleta de dados. Segundo o protocolo de estabelecimento e remedição de parcelas de inventário da RAINFOR (Phillips et al., 2016), em cada inventário florestal são mensuradas todas as espécies florestais com diâmetro a altura do peito (dap) maior ou igual a 10 cm, as quais também são plaqueteadas e as condições que se encontram em campo registradas (*Flag 1*); caso as espécies florestais estejam mortas, os seus modos e causas de mortalidade são identificados e registrados (*Flag 2*).

Os intervalos de tempo dos inventários utilizados para calcular as taxas de mortalidade foram: 2002-2003, 2003-2006, 2006-2009, 2009-2010, 2010-2011, 2011-2013 e 2013-2016. Esses intervalos de tempo foram divididos dessa forma porque para as parcelas analisadas apenas esses intervalos de tempo estavam disponíveis. Os modos de morte foram avaliados com base no *Flag 2* presente no protocolo de campo para o estabelecimento e remedição de parcelas da Rede Amazônica de Inventários Florestais - RAINFOR (Phillips et al., 2016). O *Flag 2* apresenta uma classificação feita em campo mediante a inferência do modo e da causa de morte das árvores, além do registro do número de árvores envolvidas no evento de mortalidade (Tabela 2).

**Tabela 2.** *Flag 2* de classificação de modo de morte de árvores usado na remedição de parcelas permanentes da RAINFOR (Adaptado de Phillips et al., 2016).

<i>Flag 2</i> : Modo de morte	
a	Morta em pé
b	Quebrada (tronco partido)
c	Desenraizada (raiz virada para cima)
d	Morta em pé ou quebrada (provavelmente morreu em pé)
e	Morta em pé ou quebrada (provavelmente morreu quebrada)
f	Morta em pé ou quebrada

g	Quebrada ou desenraizada (provavelmente desenraizada)
h	Quebrada ou desenraizada (provavelmente quebrada)
i	Quebrada ou desenraizada
k	Desaparecida
l	Assumida morta
m	Não se sabe como

---

Inicialmente agruparam-se os itens do *Flag2* em modos de mortes principais (morta em pé, morta quebrada, morta desenraizada e outros) e criou-se a categoria “outros” que engloba as árvores que não se enquadram nos três modos de mortes principais previamente definidos (Tabela 3). Essa categorização dos indivíduos em *Flags* de modos de mortes principais foi feita para cada ano em que foi realizada uma remedição (filtragem dos dados).

**Tabela 3.** Agrupamento dos *Flags* nos quatro principais modos de morte.

<i>Flags</i>	Descrição	Modos de morte
a	Morta em pé	Morta em pé
b	Quebrada (tronco partido)	Morta quebrada
c	Desenraizada (raiz virada para cima)	Morta desenraizada
d	Morta em pé ou quebrada, (provavelmente morreu em pé)	Morta em pé
e	Morta em pé ou quebrada, (provavelmente morreu quebrada)	Morta quebrada
f	Morta em pé ou quebrada	Outros
g	Quebrada ou desenraizada, (provavelmente desenraizada)	Morta desenraizada
h	Quebrada ou desenraizada, (provavelmente quebrada)	Morta quebrada

i	Quebrada ou desenraizada	Outros
---	--------------------------	--------

As árvores com *Flags* “k”, “l” e “m” (Tabela 2), que correspondem às árvores que durante alguma remedição não foram encontradas (k), cujas coordenadas foram incorretamente informadas no inventário inicial (l), ou aquelas que estavam tão danificadas que é impossível saber o modo de morte (m), não foram incluídas nesse estudo porque os *Flags* citados (k, l e m) não permitem identificar um modo de morte e, nesse caso, não atenderiam ao objetivo deste estudo.

### 2.1.4.3 *Análise de dados*

Nesse estudo foi calculada uma taxa de mortalidade para possibilitar o estudo de comparação de padrões, visto que os inventários florestais foram realizados em intervalos irregulares de tempo e cada parcela possui quantidade diferente de indivíduos (Sheil; May, 1996). Segundo Sheil et al. (1995), para dados de florestas com intervalos de inventários irregulares devem ser usadas equações que consideram o tempo como uma variável. Portanto, usou-se a equação 1 para calcular a taxa média de mortalidade (*m*). Para isso, após a realização da filtragem dos dados, foi contabilizado o número de árvores por modo de morte e calculada a taxa de mortalidade geral para cada tipo de modo de morte em cada remedição, e a taxa de mortalidade de cada modo de morte no intervalo de tempo total.

$$m = 1 - \left[ 1 - (N_0 - N_1) / N_0 \right]^{\frac{1}{t}} \quad [1]$$

onde:  $N_0$  = número de indivíduos no tempo inicial;  $N_1$  = número de indivíduos no tempo final;  $t$  = variação do tempo medidos em anos.

Calculada a taxa de mortalidade, foi aplicada uma correção para a taxa de mortalidade ( $m_c$ ) (Eq. 2; Lewis et al., 2004), pois a equação de Sheil et al. (1995) leva em consideração que a proporção de indivíduos entre as parcelas é homogênea. Lewis et al. (2004) propuseram o fator de correção para contornar esse entrave, o que possibilitou

a comparação entre as parcelas (vide correlação entre as taxas de mortalidade calculadas pelas equações 1 e 2 no Apêndice B).

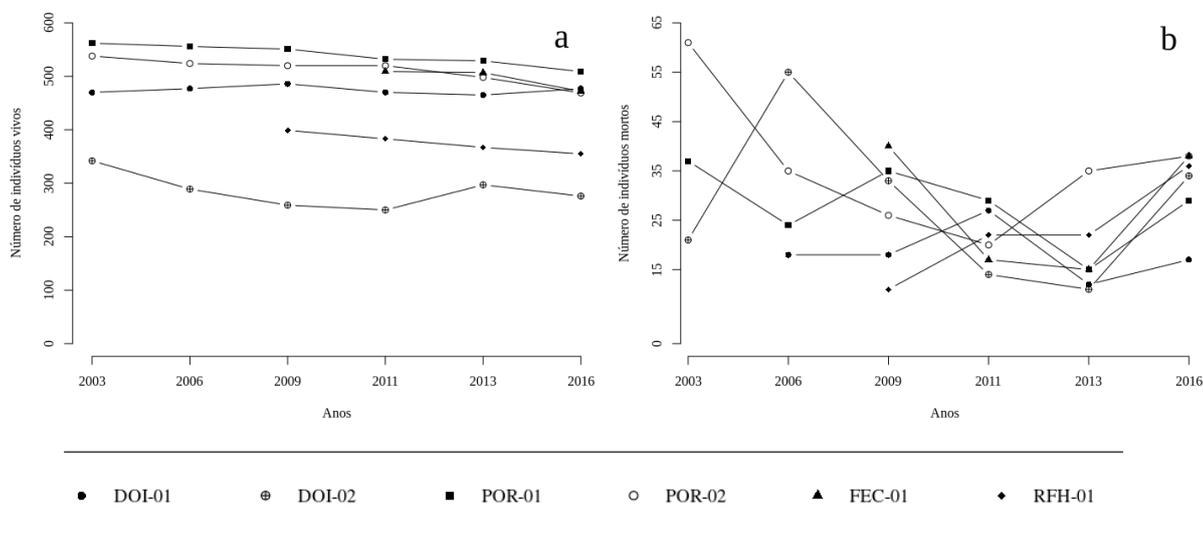
$$m_c = m \cdot t^{0,08} \quad [2]$$

onde:  $m$  = taxa de mortalidade;  $t$  = intervalo de tempo entre as remedições avaliadas, em anos.

Para comparar as taxas anuais médias de mortalidade entre os três modos de morte (mortas em pé, quebradas e desenraizadas) foi usada uma Análise de Variância de um fator - ANOVA. Os pressupostos da ANOVA foram avaliados, os quais incluíram a distribuição normal dos dados (teste Shapiro-Wilk) e a homogeneidade das variâncias (teste Fligner). Após realizados os testes de pressupostos da ANOVA, verificou-se que o conjunto de dados analisados não segue uma distribuição normal. Dessa forma, optou-se pela transformação logarítmica dos valores de taxa de mortalidade de forma a possibilitar a utilização da ANOVA. Posteriormente, utilizou-se um teste de Tukey para realizar o contraste de médias, de forma a verificar se existe um modo de morte que difere dos demais e, assim, categorizar o principal modo de morte de árvores na região sudoeste da Amazônia. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R versão 3.6.2 (R Core Team 2019). As funções estatísticas utilizadas para a análise foram `aov` e `TukeyHSD`.

## 2.1.5 RESULTADOS

No período de 2002 a 2016, foram registradas  $1.576 \pm 848$  árvores (média  $\pm$  desvio padrão) vivas nos 6 ha avaliados (Figura 1a). No mesmo período, foram registrados 852 indivíduos mortos (Figura 1b) distribuídos em quatro modos de morte principais: mortas em pé (325), quebradas (362), desenraizadas (156) e outros modos de morte (9). Esses indivíduos mortos estão distribuídos em 250 espécies e 52 famílias, das quais as espécies com as maiores proporções de indivíduos mortos foram *E. precatória* (76 indivíduos; 8,9%), *A. polyphylla* (35 indivíduos; 4,1%) e *P. trianae* (22 indivíduos; 2,6%) (Apêndice C). As parcelas com as menores quantidades de indivíduos vivos ao longo do período avaliado foram DOI-02 e RFH-01 com média anual de 306 e 376 indivíduos, respectivamente (Figura 1a). Já as parcelas com as maiores quantidades de indivíduos mortos foram POR-02, POR-01 e FEC-01 com média anual de, respectivamente, 37, 28 e 27 indivíduos mortos ao longo do período avaliado (Figura 1b).



**Figura 1.** Variação da quantidade de árvores vivas (a) e mortas (b) nos períodos avaliados no estudo, para cada uma das seis parcelas avaliadas.

As taxas médias de mortalidade para as árvores mortas em pé, quebradas, desenraizadas e outros foram, respectivamente, 0,8, 0,8, 0,4 e 0,2% ano<sup>-1</sup> para todo o período avaliado (2002-2016). Os intervalos de tempo com as maiores taxas médias de mortalidade foram os anos de 2002-2003, 2003-2006 e 2013-2016 com, respectivamente, 7,8%, 4,0% e 3,7% ano<sup>-1</sup>. Já os outros intervalos de tempo avaliados tiveram taxas médias de mortalidade variando entre 3,3% e 3,0% ano<sup>-1</sup> (2009-2010 = 3,6% ano<sup>-1</sup>; 2010-2011 = 3,3% ano<sup>-1</sup>; 2006-2009 = 3,2% ano<sup>-1</sup>; e 2011-2013 = 3,0% ano<sup>-1</sup>).

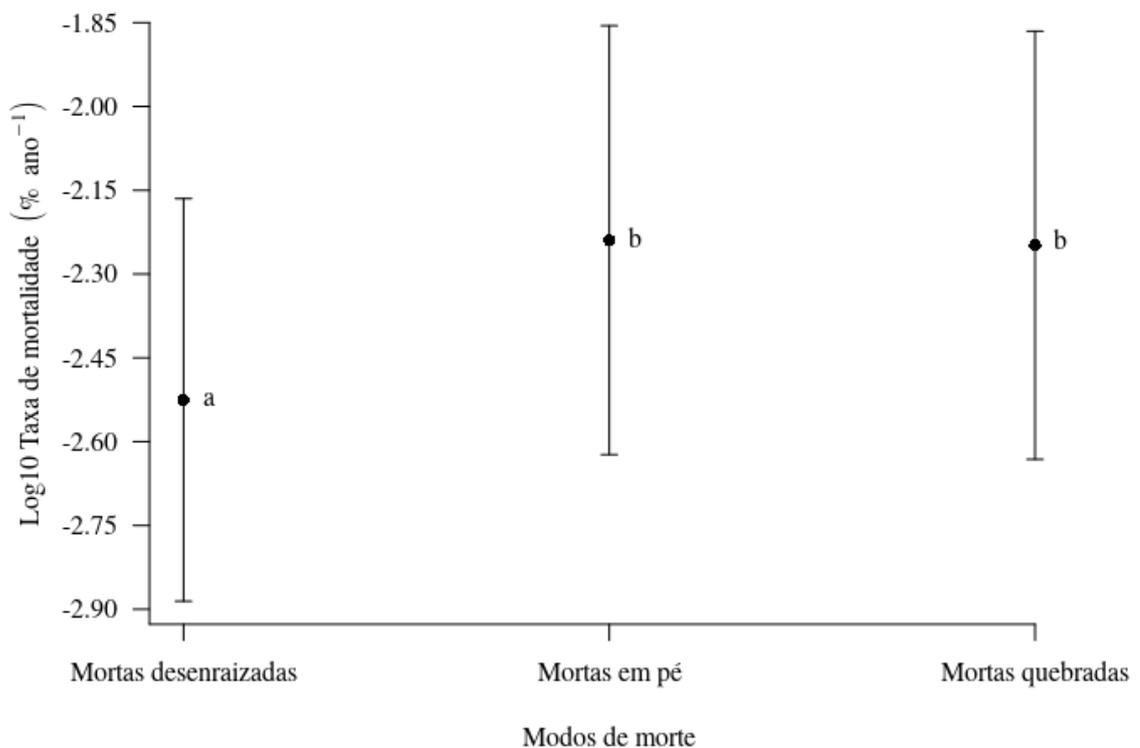
A proporção de árvores mortas variou entre os períodos durante o estudo, com maior quantidade de indivíduos mortos nos anos de 2016 (22,56%; 192 árvores), 2006 (15,51%; 132 árvores) e 2011 (15,15%; 129 árvores). Com relação ao modo de morte no intervalo de tempo avaliado (2002-2016), a proporção de árvores mortas em pé variou entre 23% e 52%; a proporção de indivíduos mortos por quebra variou entre 19% e 57%; e a proporção de indivíduos mortos desenraizados variou entre 12% e 25%. A categoria “outros” foi registrada apenas duas vezes e a sua proporção foi constante (Tabela 4).

**Tabela 4.** Proporção percentual média de árvores mortas ( $\pm$  EP\*) entre os modos de morte avaliados ao longo de 14 anos em seis parcelas na região sudoeste da Amazônia.

Intervalo avaliado	Proporção de indivíduos por modo de morte			
	Morta em pé	Morta quebrada	Morta desenraizada	Outro
2002-2003	28,8 $\pm$ 4,6%	48,0 $\pm$ 4,1%	23,2 $\pm$ 3,2%	-
2003-2006	52,3 $\pm$ 4,2%	19,7 $\pm$ 3,0%	25,7 $\pm$ 4,8%	2,3 $\pm$ 14,2%
2006-2009	44,5 $\pm$ 5,4%	35,8 $\pm$ 3,4%	17,3 $\pm$ 3,7%	2,4 $\pm$ 14,2%
2009-2010	40,0 $\pm$ 10,0%	45,0 $\pm$ 6,1%	15,0 $\pm$ 5,8%	-
2010-2011	30,2 $\pm$ 5,4%	53,5 $\pm$ 3,9%	16,3 $\pm$ 3,0%	-
2011-2013	23,6 $\pm$ 5,4%	57,3 $\pm$ 4,8%	19,1 $\pm$ 3,1%	-
2013-2016	45,3 $\pm$ 5,0%	42,2 $\pm$ 2,6%	12,5 $\pm$ 2,7%	-

\*Erro padrão da média

Há diferença entre os modos de morte de árvores da região sudoeste da Amazônia ( $F_{2,112}=6,69$ ,  $p=0,0018$ ,  $R^2_{ajustado}=0,09$ ). O modo de morte desenraizada teve taxa média anual de mortalidade menor que os modos de morte de árvores em pé e quebradas, os quais não apresentaram diferença estatística conforme o teste de Tukey à 95% de significância (Figura 2).



**Figura 2.** Diferença média das taxas anuais de mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) para os principais modos de morte de árvores no sudoeste da Amazônia. Letras diferentes indicam médias diferentes segundo o teste de Tukey; o ponto central de cada letra indica a média da taxa de mortalidade e os extremos do gráfico o desvio padrão da média das taxas de mortalidade.

### 2.1.6 DISCUSSÃO

Verificou-se que os modos de morte em pé e quebrada são os modos de morte mais frequentes no sudoeste da Amazônia, possuindo proporções equivalentes entre eles. O modo de morte desenraizada foi menos frequente que os demais. Nesse sentido, os modos de morte da região sudoeste da Amazônia diferem de outras regiões da Amazônia nas quais foram realizados estudos desse tipo. Na região nordeste da Amazônia (Venezuela), assim como na porção central (Manaus), as árvores morrem em maior proporção em pé, porém, na região noroeste da Amazônia (norte do Peru), as árvores morrem em maior proporção quebradas (Chao et al., 2009; Toledo et al., 2012). Segundo Chao et al. (2009), árvores que possuem maior densidade básica da madeira e maiores portes (altura e diâmetro), estão propensas a morrer em pé, ao passo que as árvores com menores densidade básica da madeira e menores portes tendem a morrer quebradas.

A região sudoeste da Amazônia abriga florestas com acentuadas aberturas no dossel e presença abundante de bambu e palmeiras (Valverde et al., 2006; Castro et al., 2013). As árvores da região possuem menor porte em relação às outras regiões da bacia amazônica em razão de características edafoclimáticas, como menores índices de precipitação e alta fertilidade do solo, que promovem altos valores de *turnover* (Wadt, 2002; Acre, 2010; Quesada et al., 2012). Considerando a tipologia e dinâmica florestal desta região (Griscom; Ashton, 2003; Chao et al., 2009; Castro et al., 2013), esperava-se que as árvores morressem com maior frequência quebradas, e que esse modo de morte fosse predominante em relação às demais categorias de modo de morte avaliadas (Tabela 3). Entretanto, na região sudoeste da Amazônia houve uma proporção quase equivalente

de árvores morrendo quebradas (42,6%) e em pé (38,3%), tendência que não era esperada considerando-se as características das florestas da região (Chao et al., 2009). Dessa forma, possivelmente existem outros fatores que podem estar contribuindo para essa situação. Com base na literatura, sabe-se que as secas severas e a alta densidade de colmos de bambu são fatores que influenciam a dinâmica florestal e, assim, poderiam estar moldando a mortalidade de árvores da região sudoeste da Amazônia (Griscom; Ashton, 2006; Allen et al., 2010; Medeiros et al., 2013; Lewis et al., 2011). Estudos avaliando a mortalidade causada pelas secas severas apontam que nessas situações as árvores morrem mais em pé (*e.g.* Corlett et al., 2016; Choat et al., 2018; Giardina et al., 2018). Esse modo de morte é decorrente da cavitação (embolia), que pode vir associada a “fome de carbono”, processo que não causa dano à estrutura física do caule, mas redução do metabolismo vegetal, culminando com a morte do indivíduo, o qual permanecerá em pé até sofrer um dano mecânico (Corlett et al., 2016; Feldpausch et al., 2016; Hammond et al., 2019; Kono et al., 2019).

Nas parcelas avaliadas no presente estudo, os períodos de 2003-2006 e 2006-2009 foram, respectivamente, os com maiores proporções de árvores mortas em pé, englobando o ano de ocorrência da seca severa de 2005 (Aragão et al., 2007). No entanto, nos períodos de 2010-2011 e 2011-2013, que englobam o ano da seca severa de 2010, o modo de morte predominante na região sudoeste da Amazônia foi de árvores mortas quebradas, não se enquadrando no modo de morte esperado (em pé). Lewis et al. (2011) descrevem a seca de 2010 como a de maior abrangência geográfica, não tendo apenas um epicentro, mas três, sendo a região sudoeste da Amazônia um deles. Portanto, os efeitos da seca severa de 2010 na região sudoeste da Amazônia podem não ter sido tão intensos quanto os gerados pela seca de 2005. Outra possibilidade é que as árvores na região sudoeste não tenham atingido o limite crítico de déficit hídrico (acima de 50% de perda de condutividade hidráulica; Choat et al., 2018) ou que outro fator desconhecido tenha influenciado a mortalidade de árvores durante o período de 2010 a 2013 (Feldpausch et al., 2016; Esquivel-Muelbert et al., 2018).

Ao avaliar as espécies florestais presentes nas parcelas, observou-se que as espécies com maiores proporção de mortalidade foram *E. precatória*, *A. polyphylla*, *P.*

*trianae*, *Tachigali paniculata* Aubl. e *Sclerobium* sp. (Apêndice C). Dentre elas, *E. precatória* é uma palmeira da família Arecaceae, as quais possuem características distintas das espécies lenhosas (e.g. suas raízes são fasciculadas alcançando profundidades de até 80 cm no solo, seu estipe não é lignificado e geralmente possuem folhas apenas no ápice do estipe), sendo mais propícias a sofrer estresse hídrico e danos mecânicos no fuste (Svenning, 2001 ; Rocha et al., 2004). Já as espécies *A. polyphylla*, *T. paniculata* e *Sclerobium* sp. (todas da família Fabaceae) e a *P. trianae* (Euphorbiaceae) são espécies que possuem ciclo de vida mais curto, estando geralmente presentes em florestas secundárias (Laurance et al., 2004; Souza et al., 2004; Coelho et al., 2013; Abdo et al., 2016). Nesse sentido, é possível que a maior proporção de mortalidade dessas espécies seja devido à susceptibilidade desses indivíduos ao déficit hídrico (Uhl et al., 1988). Avaliando a distribuição de espécies florestais por modo de morte, *E. precatória* e *A. polyphylla* tiveram proporção de indivíduos mortos igualmente distribuídos em todos os modos de morte; já a espécie *P. trianae* teve maior proporção de indivíduos mortos em pé e desenraizados.

Outro fator que também poderia estar moldando a mortalidade de árvores da região sudoeste da Amazônia é a alta densidade de colmos de bambu (Nelson, 1994; Griscom; Ashton, 2003). Duas das seis parcelas avaliadas (DOI-02 e RFH-01; Tabela 1) têm alta densidade de colmos de bambu e possuem menor densidade de indivíduos comparado às outras parcelas avaliadas. O hábito sarmentoso do bambu permite que ele se desenvolva sobre as árvores causando danos nos caules e sobrecarga de peso na copa, levando a mortalidade por quebra (Griscom; Ashton, 2006). Dessa forma, a presença do bambu pode ser um fator chave que explica a característica de proporção dos modos de morte encontrados na região sudoeste da Amazônia (Griscom et al., 2007; Larpkern et al., 2011).

Por fim, o número reduzido de parcelas permanentes na região leste do Acre e a falta de padronização dos intervalos de tempo das remedições das parcelas podem prejudicar a confiabilidade dos estudos de dinâmica florestal na região. Um maior universo amostral e intervalos anuais de inventários florestais possibilitariam maior robustez nas inferências realizadas no presente estudo. O compartilhamento de dados de

inventários florestais de regiões tropicais, como a implementada pelo ForestPlots.net, é uma alternativa relevante que viabiliza a realização de estudos de pós-graduandos com poucos recursos financeiros e dificuldade de acesso a fomento para implementação de projetos de pesquisa (Lopez-Gonzalez, et al., 2011). Entretanto, seria importante que governos federais e estaduais tivessem políticas de longo prazo para subsidiar o estabelecimento e manutenção de parcelas permanentes vinculadas a instituições de ensino e pesquisa. Dessa forma, haveria fonte de informação confiável para criar diretrizes sólidas de conservação e manejo florestal que respeitassem a dinâmica florestal das diferentes regiões da Amazônia.

### 2.1.7 CONCLUSÃO

Este estudo, o primeiro deste tipo na região sudoeste da Amazônia, verificou que as árvores no sudoeste da Amazônia morrem em sua maioria em pé e quebradas e, em menor proporção, desenraizadas. A tipologia florestal da região sudoeste da Amazônia, a alta densidade de colmos de bambu e o fato da região ter sido epicentro de secas severas (2005 e 2010) são fatores que podem estar condicionando os modos de morte na região sudoeste da Amazônia. A presença desses fatores torna a dinâmica florestal da região sudoeste da Amazônia distinta das demais regiões da bacia amazônica (*e.g.* Phillips et al., 2004; Chao et al., 2009; Toledo et al., 2011), sendo necessário o desenvolvimento de diretrizes de conservação e manejo florestal que considerem essas peculiaridades da região.

Entretanto, é importante frisar que este estudo se limitou a avaliar os modos de morte da região sudoeste da Amazônia com base em dados secundários, sendo feitas inferências, com base na literatura, sobre os possíveis agentes causadores dos modos de morte detectados neste estudo. Estudos futuros que abranjam fisiologia vegetal e comparação de áreas florestais com e sem a presença de bambu devem ser realizados para elucidar localmente os mecanismos responsáveis pelos modos de morte mais comuns detectados para a região sudoeste da Amazônia.

O número limitado de parcelas e intervalos de tempo de remedição não padronizados reduzem a confiabilidade dos estudos de dinâmica florestal na região

sudoeste da Amazônia. Nesse sentido, recomenda-se a ampliação da rede de parcelas permanentes e a criação de políticas públicas que financiem o estabelecimento, manutenção e remediação das parcelas permanentes na região sudoeste da Amazônia.

## 2.1.8 REFERÊNCIAS

- ABDO, M. T. V. N.; VALERI, S. V. et al. Pioneer tree responses to variation of soil attributes in a tropical semi-deciduous forest in Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 36, n. 2, p. 134-147, 2017.
- ACRE, Governo do Estado do Acre. **Zoneamento ecológico-econômico do Acre - fase II (escala 1:250.000)**. 2ª ed. Rio Branco, 2010.
- ALLEN, C. D.; MACALADY, A. K. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 660-684, 2010.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANDEREGG, W. R. L.; HICKE, J. A. et al. Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. **New Phytologist**, v. 208, n. 3, p. 674-683, 2015.
- ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y. et al. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, p. 1-5, 2007.
- ASNER, G. P.; KELLNER, J. R. et al. Forest canopy gap distributions in the southern Peruvian Amazon. **PloS One**, v. 8, n. 4, 2013.
- CASTRO, W.; SALIMON, C. I. et al. Bamboo abundance, edge effects, and tree mortality in a forest fragment in southwestern Amazonia. **Scientia Forestalis**, v. 41, n. 98, p. 159-164, 2013.
- CHAO, K. J.; PHILLIPS, O. L. et al. How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 2, p. 260-268, 2009.
- CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1-2, p. 51-71, 2003.
- CHOAT, B.; BRODRIBB, T. J. et al. Triggers of tree mortality under drought. **Nature**, v. 558, n. 7711, p. 531-539, 2018.
- COELHO, R. F. R.; MIRANDA, I. S.; MITJA, D. Conservação das florestas do projeto de assentamento Benfica, sudeste da Amazônia. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 1, p. 1-17, 2013.

- CORLETT, R. T. The impacts of droughts in tropical forests. **Trends in Plant Science**, v. 21, n. 7, p. 584-593, 2016.
- ESQUIVEL-MUELBERT, A.; BAKER, T. R. et al. Compositional response of Amazon forests to climate change. **Global Change Biology**, v. 25, n. 1, p. 39-56, 2018.
- FELDPAUSCH, T. R.; PHILLIPS, O. L. et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 7, p. 964-982, 2016.
- FONTES, C. G.; CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N. Revealing the causes and temporal distribution of tree mortality in Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 177-183, 2018.
- FRANKLIN, J. F.; SHUGART, H. H.; HARMON, M. E. Tree death as an ecological process. **BioScience**, v. 37, n. 8, p. 550-556, 1987.
- GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri botanical garden**, v. 75, n. 1 p. 1-34, 1988.
- GIARDINA, F.; KONINGS, A. G. et al. Tall Amazonian forests are less sensitive to precipitation variability. **Nature Geoscience**, v. 11, n. 6, p. 405, 2018.
- GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 175, n. 1-3, p. 445-454, 2003.
- GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. S. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 2, p. 587-597, 2006.
- GRISCOM, B. W.; DALY, D. C.; ASHTON, M. S. Floristics of bamboo-dominated stands in lowland terra-firma forests of southwestern Amazonia. **The Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 134, n. 1, p. 108-125, 2007.
- HAMMOND, W. M.; ADAMS, H. D. Dying on time: traits influencing the dynamics of tree mortality risk from drought. **Tree Physiology**, v. 39, n. 6, p. 906-909, 2019.
- KONO, Y.; ISHIDA, A. et al. Initial hydraulic failure followed by late-stage carbon starvation leads to drought-induced death in the tree *Trema orientalis*. **Communications Biology**, v. 2, n. 1, p. 1-9, 2019.
- LARPKERN, P.; MOE, S. R.; TOTLAND, Ø. Bamboo dominance reduces tree regeneration in a disturbed tropical forest. **Oecologia**, v. 165, n. 1, p. 161-168, 2011.
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M. et al. Inferred longevity of Amazonian rainforest trees based on a long-term demographic study. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 2-3, p. 131-143, 2004.
- LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F. et al. Long-term variation in Amazon forest dynamics. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 2, p. 323-333, 2009.
- LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L. et al. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 6, p. 929-944, 2004.
- LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M. et al. The 2010 Amazon drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554-554, 2011.
- LOPEZ-GONZALEZ, G.; LEWIS, S. L. et al. ForestPlots.net: A web application and research tool to manage and analyze tropical forest plot data. **Journal of Vegetation Science**, v. 22, n. 4, p. 610-613, 2011.

- MEDEIROS, H.; CASTRO, W. et al. Tree mortality, recruitment and growth in a bamboo dominated forest fragment in southwestern Amazonia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 29-34, 2013.
- NELSON, B. W. Natural forest disturbance and change in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing Reviews**, v. 10, n. 1-3, p. 105-125, 1994.
- PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R. et al. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 381-407, 2004.
- PHILLIPS, O. L.; FELDPAUSCH, T. et al. **Manual de campo para o estabelecimento e remediação de parcelas da RAINFOR**. Rainfor, 2016. Disponível em: <<http://www.rainfor.org/pt/manuais/em-campo>>. Acesso em 20 de julho de 2018.
- PUTZ, F. E.; COLEY, P. D. et al. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 13, n. 5, p. 1011-1020, 1983.
- QUESADA, C. A.; PHILLIPS, O. L. et al. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. **Biogeosciences**, v. 9, n. 6, p. 2203-2246, 2012.
- R Core Team. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2019. URL <https://www.R-project.org/>.
- ROCHA, E. Potencial ecológico para o manejo de frutos de açaizeiro (*Euterpe precatoria* Mart.) em áreas extrativistas no Acre, Brasil. **Acta amazonica**, v. 34, n. 2, p. 237-250, 2004.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, v. 83, n. 2 p. 331-333, 1995.
- SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of ecology**, v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996.
- SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 6, p. 865-882, 2000.
- SILVEIRA, M. A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia: padrões e processos em múltiplas escalas. **Edufac**, v. 157, p.145, 2005.
- SMITH, M.; NELSON, B. W. Fire favours expansion of bamboo-dominated forests in the south-west Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, n. 1, p. 59-64, 2011.
- SOUTHWORTH, J.; MARIK, M. et al. Roads as drivers of change: trajectories across the tri-national Frontier in MAP, the Southwestern Amazon. **Remote Sensing**, v. 3, n. 5, p. 1047-1066, 2011.
- SOUZA, C. R.; LIMA, R. M. B. et al. **Taxi-branco (*Sclerolobium paniculatum* Vogel)**. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, p, 23, 2004. (Embrapa Amazônia Ocidental. Documentos; 34).
- SVENNING, J. On the role of microenvironmental heterogeneity in the ecology and diversification of neotropical rain-forest palms (Arecaceae). **The Botanical Review**, v. 67, n. 1, p. 1-53, 2001.

- SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987.
- TOLEDO, J. J.; MAGNUSSON, W. E. et al. How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia? **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 3, p. 331-338, 2011.
- TOLEDO, J. J.; MAGNUSSON, W. E. et al. Tree mode of death in Central Amazonia: Effects of soil and topography on tree mortality associated with storm disturbances. **Forest Ecology and Management**, v. 263, p. 253-261, 2012.
- UHL, C.; CLARK, K. et al. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, v. 69, n. 3, p. 751-763, 1988.
- VALVERDE, F. H. C.; JANOVEC, J. P. et al. Floristic diversity and composition of terra firme and seasonally inundated palm swamp forests in the Palma Real watershed in lower Madre de Dios, Peru. **SIDA, Contributions to Botany**, v. 22 p. 615-633, 2006.
- VASCONCELOS, S. S.; ROCHA, K. S. et al. Evolução de focos de calor nos anos de 2003 e 2004 na região de Madre de Dios/Peru – Acre/Brasil – Pando/Bolívia (MAP): uma aplicação regional do banco de dados INPE/IBAMA. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 12, p. 3411-3417, 2005.
- WADT, P. G. S. Manejo de solos ácidos do Estado do Acre. Rio Branco: **Embrapa Acre**, p. 28, 2002. (Embrapa acre. Documentos, 79).

## **2.2 Artigo 2**

Secas severas afetam a mortalidade de espécies de interesse econômico?

Égon Fabricio de Castro Lima, Sabina Cerruto Ribeiro e Henrique Augusto Mews

Será submetido à Forest Ecology and Management.

### 2.2.1 RESUMO

A floresta amazônica é utilizada pelas populações humanas como fonte de recursos, como madeira, frutos, óleos e essências. A pressão causada pela extração florestal associada a ocorrência de eventos climáticos extremos pode gerar impacto negativo para a dinâmica e estrutura florestal. Em vista disso, este estudo buscou responder à seguinte pergunta: Secas severas afetam a mortalidade de espécies de interesse econômico? Observou-se que após períodos de ocorrência de secas severas no sudoeste da Amazônia há maior proporção de árvores de interesse econômico mortas do que em períodos de normal climática. As espécies com as maiores taxas de mortalidade nos períodos de seca foram *Oenocarpus bataua* (30,95% ano<sup>-1</sup>), *Tachigali paniculata* (23,84% ano<sup>-1</sup>) e *Inga alba* (22,52% ano<sup>-1</sup>). Os efeitos das secas diferem entre as espécies de interesse econômico, sendo que para algumas espécies verificou-se o aumento da taxa de mortalidade após as secas. A extração de espécies de interesse econômico sem o manejo adequado, associado aos eventos de seca severa, pode reduzir o número de indivíduos dessas espécies e afetar as funções ecológicas desempenhadas pelas mesmas.

**Palavras-chave:** Mudanças climáticas, Floresta Amazônia, Mortalidade arbórea

### 2.2.2 ABSTRACT

Amazon forest is used by human populations as a source of resources, such as wood, fruits, oils and essences. The pressure caused by forest extraction associated with the occurrence of extreme climate events can have a negative impact on forest dynamics and structure. In view of this, this study sought to answer the following question: Do severe droughts affect the mortality of species of economic interest? It was observed that after periods of severe droughts in the southwestern Amazon, there is a higher proportion of dead trees of economic interest than in periods of normal climate. Species with highest mortality rates in periods of drought were *Oenocarpus bataua* (30.95% year<sup>-1</sup>), *Tachigali paniculata* (23.84% year<sup>-1</sup>) and *Inga alba* (22.52% year<sup>-1</sup>). The effects of droughts differ between species of economic interest; for some species, there was an increase in the mortality rate after droughts. The extraction of species of economic interest without proper management, associated with severe drought events, may reduce the number of individuals of these species and affect the ecological functions performed by them.

**Keyword:** Climate change, Amazon Forest, Tree mortality

### 2.2.3 INTRODUÇÃO

O aumento da ocorrência de eventos climáticos extremos na região Amazônica – como as secas severas – despertam preocupação, pois esses eventos podem alterar a estrutura e os serviços ecossistêmicos desempenhados pelas florestas (IPCC, 2014; Doughty et al., 2015). Segundo o IPCC (2014), a ocorrência de eventos climáticos extremos pode reduzir o estoque de carbono nas florestas e aumentar a propensão das florestas a incêndios, pragas e doenças. Além disso, eventos climáticos extremos como as secas severas, podem elevar a taxa de mortalidade florestal (Allen et al., 2010; Lewis et al., 2011; IPCC, 2014; Hammond et al., 2019).

A mortalidade arbórea associada às secas severas afeta, principalmente, as árvores de grande porte. Esses indivíduos são mais propensos a morrer por cavitação (embolia), causada pela obstrução dos vasos condutores por bolhas de ar formadas devido ao déficit hídrico (Giardina et al., 2018; Hammond et al., 2019). Concomitantemente, a mortalidade de indivíduos de grande porte pode ser ocasionada pela fome de carbono, causada pelo uso do carbono estrutural para a realização de funções fisiológicas, o que pode levar à morte do indivíduo (Sevanto et al., 2014; Hammond; Adams, 2019; Kono et al., 2019). Esse processo é desencadeado pelo fechamento dos estômatos devido ao déficit hídrico, o que impede a entrada de carbono e a geração de foto-assimilados (Choat et al., 2018; Hammond; Adams, 2019).

Além disso, estudos apontam que as espécies mais adaptadas a climas úmidos têm morrido mais que as espécies adaptadas à seca em florestas da Amazônia (Esquivel-Muelbert et al., 2018; Longo et al., 2018). As espécies pioneiras também têm sofrido com as mudanças climáticas, sendo observado o aumento da mortalidade dessas espécies (Aleixo et al., 2019). Entretanto, até o momento pouco se sabe sobre o efeito das secas severas sobre as espécies de interesse econômico. As espécies de interesse econômico são importantes para as comunidades extrativistas e indígenas da região amazônica, sendo utilizadas para uso medicinal, fonte de alimento, construções de moradias e energia (lenha e carvão) (Bennett, 1992). Ademais, existem espécies florestais que são valorizadas no mercado internacional e visadas também no mercado ilegal (Duchelle et al., 2011).

O manejo de espécies de interesse econômico afeta a dinâmica natural desses indivíduos, geralmente aumentando a sua mortalidade (Dionisio et al., 2017). A coleta do produto pode implicar na morte do indivíduo (*e.g.* madeira, palmito) e/ou na redução de propágulos (*e.g.* frutos e sementes), o que prejudicará severamente a regeneração natural da espécie explorada (Vieira; Scariot, 2006; Huang; Asner, 2010). Mesmo em atividades de extração madeireira com impacto reduzido, há danos colaterais gerados pela queda das espécies comerciais, os quais podem impactar as funções ecológicas desempenhadas pelos indivíduos remanescentes, como a fixação de carbono (Schwartz et al., 2014; Rappaport et al., 2018). Além disso, a extração de produtos florestais pode deixar os indivíduos remanescentes mais susceptíveis a patógenos e insetos, acarretando no aumento da mortalidade (Ticktin, 2004).

O aumento da mortalidade das espécies de interesse econômico também pode estar associado a ocorrência das secas severas adiciona, que representa mais uma pressão ecológica para essas espécies que já eram anteriormente impactadas pela exploração, e que pode culminar com o declínio populacional das mesmas. Fargeon et al. (2016), por exemplo, apontam um aumento na mortalidade e redução no crescimento de espécies madeiras manejadas em condição de déficit hídrico na Guiana Francesa.

A região sudoeste da Amazônia tem grande importância para o mercado de produtos florestais, pela produção de castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl., Duchelle et al., 2011), açaí (*Euterpe precatoria* Mart., Paniagua-Zambrana et al., 2017) e látex (*Hevea brasiliensis* (Willd. Ex A.Juss.) Müll.Arg., Homma, 1992) (Griscom; Ashton, 2006; Corlett et al., 2016; Selaya et al., 2017). Há uma grande demanda por extração madeireira na região o que provoca a extração de árvores ilegalmente e escoada para outras regiões (Brancaion et al., 2018). Não obstante, as florestas do sudoeste da Amazônia foram consideradas epicentro da seca severa ocorrida em 2005 e um dos epicentros da seca severa de 2010 (Aragão et al., 2007; Lewis et al., 2011), que contribuíram para o aumento da incidência de incêndios florestais na região (Aragão et al., 2018; Silva et al., 2018). Além disso, o sudoeste da Amazônia apresenta alta densidade de bambus do gênero *Guadua*, que é uma espécie agressiva que tem seu crescimento facilitado na presença de distúrbios. Portanto, é uma região com alta pressão ambiental e econômica, porém ainda com poucos estudos. Dessa forma, estudos sobre os efeitos de eventos climáticos extremos sobre as espécies de interesse econômico são fundamentais para identificar as espécies mais vulneráveis e fomentar a criação de diretrizes de manejo que garantam a manutenção dessas espécies. Nesse sentido, o presente estudo visa responder a seguinte pergunta: Secas severas afetam a mortalidade das espécies de interesse econômico?

## 2.2.4 MATERIAL E MÉTODO

### 2.2.4.1 Área de estudo

Para verificar os efeitos das secas severas sobre as espécies florestais de interesse econômico, foram utilizadas seis parcelas permanentes (1 ha cada) que fazem parte da Rede Amazônica de Inventários Florestais – RAINFOR (Lopez-Gonzalez et al., 2011). Essas parcelas estão situadas no leste do estado do Acre, no sudoeste da Amazônia brasileira (Tabela 1).

**Tabela 1.** Descrição das seis parcelas permanentes selecionadas na região sudoeste da Amazônia.

Parcela	Área	Dimensões	Coordenadas decimais	Temperatura média anual	Precipitação média anual	Altitude	Tipologia florestal
DOI-01	1 ha	10 m × 1000 m	latitude -10,57, longitude -68,32	25,8°C	1830 mm	203 m	FOAB <sup>a</sup>
DOI-02	1 ha	20 m × 500 m	latitude -10,55, longitude -68,31	25,8°C	1830 mm	203 m	FOAB <sup>a</sup>
FEC-01	1 ha	400 m × 25 m	latitude -10,07, longitude -67,62	25,9°C	1921 mm	170 m	FODDE <sup>b</sup>
POR-01	1 ha	10 m × 1000 m	latitude -10,82, longitude -68,77	25,1°C	1661 mm	268 m	FODDE <sup>b</sup>
POR-02	1 ha	10 m × 1000 m	latitude -10,80, longitude -68,77	25,1°C	1661 mm	268 m	FODDE <sup>b</sup>
RFH-01	1 ha	200 m × 50 m	latitude -9,75, longitude -67,67	26,0°C	1940 mm	176 m	FOAP <sup>c</sup>

<sup>a</sup>FOAB – Floresta Ombrófila Aberta com Bambu; <sup>b</sup>FODDE – Floresta Ombrófila Densa com Dossel Emergente; <sup>c</sup>FOAP – Floresta Ombrófila Aberta com Palmeira; A classificação das tipologias florestais segue o estabelecido pelo zoneamento ecológico econômico promovido pelo governo do Acre (Acre, 2010).

A vegetação predominante é de floresta de terra firme, com tipologia principal de floresta ombrófila aberta, sendo essa tipologia marcada por abundância de palmeiras, lianas ou bambu com dossel aberto (Silveira, 2001; Acre, 2010). Dentre as parcelas

permanentes avaliadas (Tabela 1), duas possuem grande abundância de bambus da espécie *Guadua* sp. e palmeiras de pequeno porte no sub-bosque (DOI-02 e FEC-01); as outras quatro parcelas são caracterizadas pela tipologia Floresta Ombrófila Aberta de Terras Baixas com Palmeiras e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. As espécies florestais predominantes nas tipologias dominantes (Floresta Ombrófila Aberta com bambu e Floresta Ombrófila Aberta) são: *Euterpe precatoria* Mart., *Protium* sp., *Bertholletia excelsia* Bonpl., *Torresea acreana* Ducke, *Tetragastris* sp., *Acacia huilana* (Britton & Killip) Gracia-Barr. e *Spondias mombin* L. (Brasil, 2006; Acre, 2010). O clima na região, segundo a classificação de Köppen, é caracterizado como Am, com precipitação anual variando entre 1661 a 1830 mm. A temperatura média anual varia entre 25°C e 25,8°C (Alvares et al., 2013) (Tabela 1).

As parcelas estão compreendidas dentro da área que foi afetada pelas secas severas de 2005 e 2010, portanto as espécies florestais podem ter sido afetadas pelo déficit hídrico, que pode ter alterado a sua dinâmica nesses períodos (Aragão et al., 2007; Lewis et al., 2011; Saatchi et al., 2013). Aragão et al. (2007), por meio de análises espaciais, constataram que a região MAP (Madre de Dios – Peru, Acre – Brasil e Pando – Bolívia) foi o epicentro da seca severa ocorrida no ano de 2005. Lewis et al. (2011) mensuraram a intensidade e a dimensão da seca ocorrida em 2010 e identificaram que a região sudoeste da Amazônia foi um dos epicentros de déficit hídrico na Amazônia.

#### **2.2.4.2 Preparação dos dados**

Os dados usados foram obtidos conforme o protocolo de estabelecimento e remediação de parcelas permanentes da RAINFOR (Phillips et al., 2016), que prevê que todas as árvores com diâmetro maior ou igual a 10 cm a altura do peito (1,3 m; DAP) sejam plaqueteadas, identificadas botanicamente, tenham seus diâmetros mensurados e as suas condições em campo verificadas conforme os *flags* de sobrevivência (*Flag* 1) e mortalidade (*Flag* 2).

As espécies avaliadas foram aquelas de interesse econômico, definidas conforme os estudos etnobotânicos de Selaya et al. (2017) e Dubois (1996) realizados na região. Segundo esses autores, as espécies de interesse econômico incluem árvores e palmeiras usadas para a obtenção de madeira serrada, extração de óleos e essências e produção de sementes e frutos para o consumo humano. Com base nesses critérios, as espécies florestais avaliadas (árvores e palmeiras) foram classificadas em uma matriz de presença e ausência, sendo atribuído valor “1” às espécies de interesse econômico e valor “0” às espécies sem interesse econômico (Apêndice D).

A variável resposta utilizada para medir o efeito das secas severas sobre as espécies de interesse econômico foi a taxa de mortalidade ( $m$ , em % ano<sup>-1</sup>) das espécies florestais (Eq. 1; Sheil et al., 1995).

$$m = 1 - \left[ 1 - (N_0 - N_1) / N_0 \right]^{\frac{1}{t}} \quad [1]$$

onde:  $N_0$  = número de indivíduos no tempo inicial;  $N_1$  = número de indivíduos no tempo final;  $t$  = variação do tempo medida em anos.

Como o número de indivíduos por parcela apresentou diferentes proporções e tem-se intervalos de tempo irregulares entre os censos, optou-se por corrigir a taxa de mortalidade ( $m_c$ , % ano<sup>-1</sup>) a fim de se evitar qualquer viés na análise (Eq. 2; Lewis et al., 2004).

$$m_c = m \cdot t^{0,08} \quad [2]$$

onde:  $m$  = taxa de mortalidade, em % ano<sup>-1</sup>;  $t$  = intervalo de tempo entre as remedições avaliadas, em anos.

A taxa de mortalidade (Eq. 1 e 2) foi calculada entre períodos, assim sendo necessário estabelecer um ano inicial e um ano final. Como nesse estudo se objetiva avaliar os efeitos das secas severas sobre a taxa de mortalidade, a definição desses períodos foi feita considerando-se as secas de 2005 e 2010 e o intervalo de tempo (*time lag*) necessário para se observar os efeitos das secas severas sobre as espécies florestais. Os efeitos das secas severas podem gerar picos de mortalidade após dois anos do evento de seca e redução no crescimento das árvores por até cinco anos, conforme relatam

Doughty et al. (2015) e Feldpausch et al. (2016). Assim, tomando como referência esses pressupostos, os intervalos de tempo de 2006-2009 e 2011-2013 foram classificados como seca e o período de 1999-2003 como normal climática, gerando-se uma variável preditora categórica (períodos) com duas categorias (seca e normal climática).

Definidos os períodos e classificadas as espécies segundo o interesse econômico, a etapa seguinte foi verificar se todas as parcelas ( $n = 6$ ; Tabela 1) apresentavam dados de inventário florestal nos dois períodos avaliados (seca e normal climática), para possibilitar a verificação da mortalidade entre os períodos com seca severa e normal climática. O mesmo procedimento foi realizado para as espécies, no qual triaram-se as espécies avaliadas que possuíam registro de mortalidade (*Flag 2*) nos períodos de seca e de normal climática; espécies que só possuíam registro em apenas um dos períodos foram excluídas da análise.

#### **2.2.4.3 Análise estatística**

Para testar se há alteração na taxa de mortalidade das espécies com interesse econômico entre os períodos de seca severa e normal climática foi utilizado um modelo linear generalizado misto (GLMM). Os GLMMs permitem verificar se os efeitos fixos (fator de interesse) influenciam mais na variável resposta do que os efeitos aleatórios, além de permitirem analisar dados não controlados e não independentes (Bolker et al., 2009; Zuur et al., 2009). Dessa forma, nesse estudo o GLMM foi usado para controlar uma possível dependência espacial, já que algumas parcelas são próximas umas das outras, e também para controlar a dependência filogenética, que implica em padrões de mortalidade similares para espécies mais aparentadas filogeneticamente.

Para a construção do GLMM (Eq. 3) utilizou-se a variável preditora categórica “períodos”, a variável dependente taxa de mortalidade e os efeitos aleatórios (parcelas e espécies). Os dados de taxa de mortalidade são de proporção e seguem uma distribuição binomial e, portanto, o modelo segue uma distribuição binomial. O intercepto aleatório foi incluído no modelo para verificar se o aumento da taxa de mortalidade das espécies de interesse econômico é influenciado pelas parcelas ou pelas espécies, pois possivelmente as taxas de mortalidade são mais parecidas i) entre espécies

filogeneticamente aparentadas, ou ii) para parcelas mais próximas espacialmente em relação as parcelas mais distantes e espécies mais distantes filogeneticamente. Além de fornecer significância estatística o modelo fornece a variância e desvio padrão para o intercepto aleatório, e assim permite identificar qual variável aleatória promove maior variação nos dados.

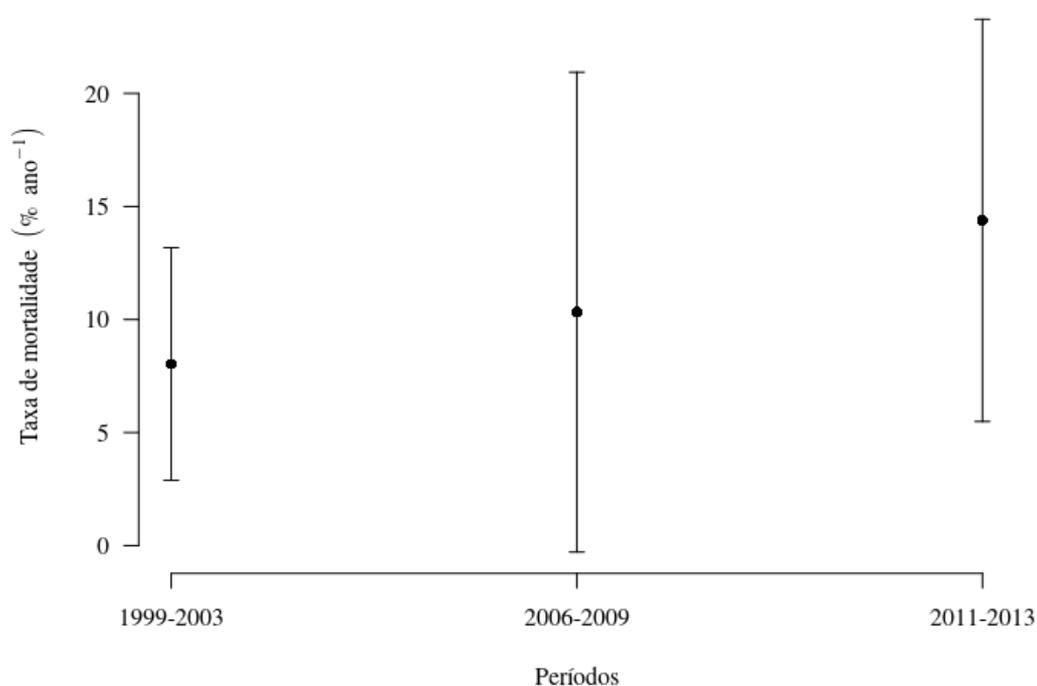
$$Tm_{ij} = \alpha + \beta_1 \times P_{ij} + \beta_2 \times Al_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad [3]$$

onde:  $Tm_{ij}$  é a taxa de mortalidade para cada espécie “i” nas parcelas “j”;  $P_{ij}$  corresponde aos períodos analisados para cada espécie “i” nas quatro parcelas “j”;  $Al_{ij}$  corresponde ao efeito proporcionado pelas parcelas e espécies no modelo, ou seja, o efeito aleatório;  $\alpha$  e  $\beta_n$  são parâmetros do modelo;  $\varepsilon_{ij}$  é o erro estocástico.

O grau de significância dos períodos, ou seja, se a mortalidade entre os períodos é estatisticamente diferente, foi avaliado utilizando-se o teste t a 95% significância. Os pacotes Lmer (Bates et al., 2014) e Mumin (Burnham, 2002), pertencentes ao software R versão 3.6.2 (R Core Team 2019), foram usados para o ajuste do GLMM e para a obtenção dos valores dos coeficientes de determinação marginal ( $R^2_m$ ) e condicional ( $R^2_c$ ) (Nacakawa; Schielzeth, 2013).

## 2.2.5 RESULTADOS

No período de 1999 a 2013 foram avaliadas 606 espécies de interesse econômico, pertencentes a 82 famílias diferentes. Ao longo dos 14 anos avaliados, 294 árvores de interesse econômico morreram (48,5%), das quais as maiores médias das taxas de mortalidade foram encontradas para o período 2011-2013 (14,4% ano<sup>-1</sup>). As médias das taxas de mortalidade para os outros períodos foram de 8,0% ano<sup>-1</sup> para 1999-2003 e 10,3% ano<sup>-1</sup> para 2006-2009 (Figura 1).



**Figura 1.** Diferença média das taxas mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) entre os períodos avaliados para as espécies de interesse econômico na região sudoeste da Amazônia. O ponto central indica a média da taxa de mortalidade e os extremos do gráfico o desvio padrão da média das taxas de mortalidade. O período 1999-2003 representa normal climática e os períodos 2006-2009 e 2011-2013 representam seca.

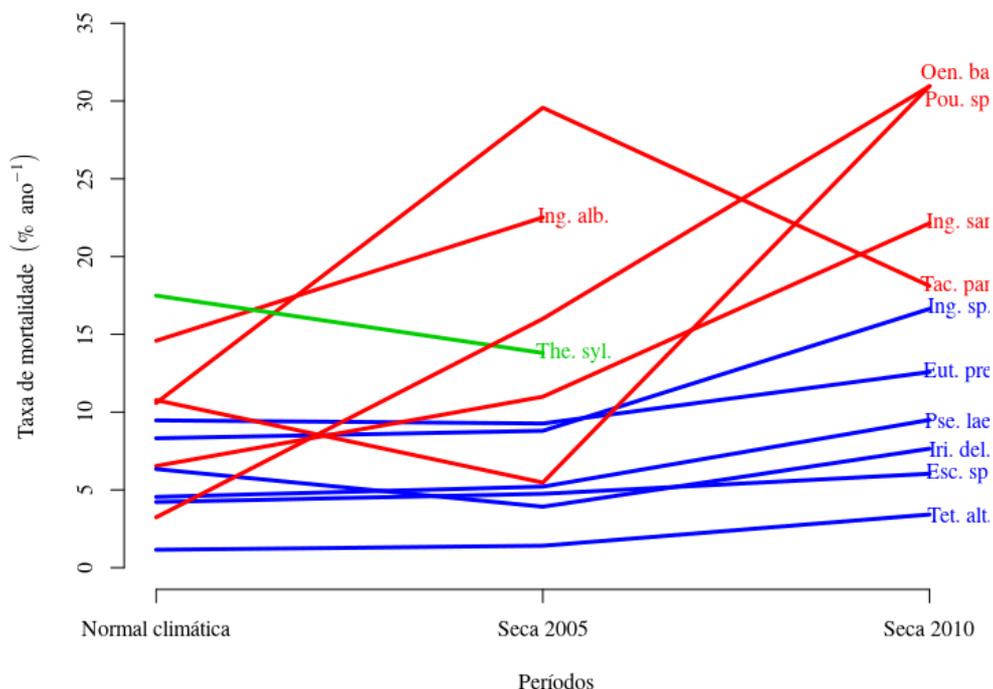
A taxa de mortalidade média anual registrada para as 12 espécies de interesse econômico avaliadas durante os 14 anos que possuíam registro de mortalidade (*Flag 2*) nos períodos de seca e de normal climática foi de 10,7% ano<sup>-1</sup>. A espécie *Inga alba* teve a maior taxa de mortalidade média (18,5% ano<sup>-1</sup>) e a espécie *Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart a menor taxa de mortalidade média. Durante o período de seca, as espécies com as maiores taxas de mortalidade foram *Oenocarpus bataua* Mart. (30,9% ano<sup>-1</sup>), *Tachigali paniculata* Aubl. (23,8% ano<sup>-1</sup>) e *Inga alba* (SW.) Willd. (22,5% ano<sup>-1</sup>) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Taxa de mortalidade florestal das 12 espécies de interesse econômico selecionadas nos períodos avaliados. Seca enquadra os períodos 2006-2009 e 2011-2013, e normal climática o período 1999-2003.

Espécies	Abreviação	Taxa de mortalidade nos períodos avaliados (% ano <sup>-1</sup> )		
		Seca <sup>a</sup>	Normal climática	Média ± CV <sup>b</sup>
<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	Oen. bat.	30,95	3,24	17,10 ± 114,61
<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	Tac. pan.	23,84	10,59	18,54 ± 70,67
<i>Inga alba</i> (SW.) Willd.	Ing. alb.	22,52	14,58	18,55 ± 30,24
<i>Inga sarmentosa</i> Glaz. ex Harms	Ing. sar.	16,56	6,53	13,22 ± 60,76
<i>Pouteria</i> sp.	Pou. sp.	13,96	10,77	13,16 ± 93,17
<i>Theobroma sylvestre</i> Aubl. ex Mart. in Buchner	The. syl.	13,80	17,49	15,64 ± 16,67
<i>Inga</i> sp.	Ing. sp.	12,72	8,32	11,25 ± 47,12
<i>Euterpe precatória</i> Mart.	Eut. pre.	10,92	9,47	10,44 ± 28,79
<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr.	Pse. lae.	8,06	4,55	6,66 ± 54,67
<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	Iri. del.	5,41	6,34	5,67 ± 43,74
<i>Eschweilera</i> sp.	Esc. sp.	5,39	4,22	5,00 ± 18,71
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Tet. alt.	2,21	1,15	1,91 ± 75,92

<sup>a</sup>Média entre os períodos de seca; <sup>b</sup>Coefficiente de variação

Existe efeito dos períodos de seca severa nas taxas de mortalidade das espécies de interesse econômico ( $t = 2,57$ ;  $p < 0,01$ ), sendo observada uma taxa de mortalidade maior nos períodos de seca severa (2006-2009 e 2011-2013) do que no período de normal climática (1999-2003; Figura 2). Ao avaliarmos os parâmetros do modelo misto, obteve-se que o  $R^2$  condicional (efeitos fixos e efeitos aleatórios) foi de 36% e o valor do  $R^2$  marginal (efeito fixo no modelo) de 6%, mostrando uma baixa correlação entre os períodos (seca e normal climática) e os valores da taxa de mortalidade das espécies de interesse econômico. Na avaliação do intercepto aleatório do modelo (espécies e parcelas) verificou-se que as espécies promovem alteração nas taxas de mortalidade de (variância = 23,17% e desvio padrão = 4,8) e as parcelas não possuem efeito nas taxas de mortalidade das espécies (variância = 0,00% e desvio padrão = 0,00). Dessa forma, o efeito aleatório fornecido pelas espécies analisadas afeta diretamente as taxas de mortalidade das espécies de interesse econômico.



**Figura 2.** Diferença média das taxas de mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) entre os períodos de seca e normal climática. As linhas de coloração vermelha indicam aumento acentuado nas taxas de mortalidade; as linhas

de coloração azul indicam leve aumento nas taxas de mortalidade; e as linhas de coloração verde indicam redução nas taxas de mortalidade. As espécies são identificadas pelo seu nome abreviado conforme a Tabela 2.

## 2.2.6 DISCUSSÃO

No presente trabalho constatou-se que a taxa média anual de mortalidade das espécies de interesse econômico é maior após períodos de secas do que após períodos de normais climáticas (Tabela 2). Para algumas espécies (41,6%), a taxa de mortalidade após o período de seca foi cerca de 2 vezes maior do que no período de normal climática; destaque é dado para a espécie *O. bataua* que apresentou taxa de mortalidade cerca de 10 vezes maior após a seca (Tabela 2). No entanto, 33,3% das espécies não tiveram grande variação ( $\leq 10,09\%$ ) nas taxas de mortalidade nos dois períodos avaliados.

As espécies de interesse econômico da região sudoeste da Amazônia morreram com maior intensidade após os períodos de seca severa (Tabela 2; Figura 2). A região foi epicentro de duas secas severas (2005 e 2010), o que pode ter potencializado os efeitos da seca e causado o aumento da mortalidade das espécies florestais. Esse fato está de acordo com outros estudos que relatam que as árvores ficam fragilizadas com a ocorrência da seca, mas não morrem imediatamente, havendo aumento do número de árvores mortas após certo tempo como observado no presente estudo nos períodos de 2006-2009 e 2011-2013 (Figura 2; Doughty et al., 2015; Hammond et al., 2019).

Ao verificar o efeito das secas separadamente, constatou-se que as taxas de mortalidade das espécies de interesse econômico foram, em média, maiores após a seca de 2010 (Figura 2). Estudos apontam que a severidade da seca de 2010 foi maior que a seca de 2005, o que pode explicar o aumento das taxas de mortalidade das espécies de

interesse econômico encontradas nesse estudo após a seca de 2010 (Aragão et al., 2007; Lewis et al., 2011; Saatchi et al., 2013). É importante considerar também que a incidência de eventos de secas severas consecutivos pode afetar o crescimento e a sobrevivência das espécies florestais, com o aumento do recrutamento de espécies mais adaptadas a climas mais secos e aumento da mortalidade de espécies mais adaptadas a ambientes úmidos (Saatchi et al., 2013; Esquivel-Muelbert et al., 2018).

A espécie *O. bataua* teve a maior taxa de mortalidade média registrada no período de seca para a região estudada, seguida pelas espécies *T. paniculata*, *I. alba* e *I. sarmentosa* (Tabela 2; Figura 2). Essas espécies com maior proporção de mortalidade são espécies com afinidade a ambientes úmidos (Powell et al., 2016; Esquivel-Muelbert et al., 2018), as quais tendem a ser mais vulneráveis a cavitação e “fome de carbono”, que as fragilizam e aumentam a propensão a mortalidade (Powell et al., 2016). A alta mortalidade de *O. bataua* também pode estar associada ao fato de a espécie possuir raízes superficiais que a tornam mais vulnerável ao estresse hídrico (Esquivel-Muelbert et al., 2018). Experimentos de seca na Amazônia Central também apontaram vulnerabilidade das espécies do gênero *Inga* e as do gênero *Eschweilera* em condições de déficit hídrico (Costa et al., 2010), corroborando com a tendência observada para essas espécies neste estudo (Tabela 2; Figura 2).

No entanto, algumas espécies apresentaram tendência distinta, havendo redução da mortalidade nos períodos considerados na análise como efeitos pós seca (2006-2009 e 2011-2013). Esse foi o caso das espécies *T. sylvestre*, *I. deltoidea* e *T. paniculata*. Para as duas primeiras espécies, houve redução da mortalidade no período de 2006-2009 e para a última redução de mortalidade no período 2011-2013 (figura 2). Essa tendência não era esperada, pois segundo a literatura as espécies *T. sylvestre* e *I. deltoidea* são espécies mais propensas a morrer durante eventos de secas severas (e.g. Almeida et al., 2016; Esquivel-Muelbert et al., 2018). Pode ser que essa tendência seja devido à perda de parte da condutividade hidráulica (vasos condutores obstruídos por ar) em situação de déficits hídricos (Hammond et al., 2019; Hammond; Adams, 2019). Outra possibilidade seria a perda de condutividade nos vasos associada a redução de fotossíntese, desencadeando a “fome de carbono” que provoca uma mortalidade lenta (Servanto et al., 2014), que no

caso do presente estudo pode ter culminado na seca de 2010. Entretanto, mesmo com um leve desvio nas taxas de mortalidade dessas espécies, a mortalidade média das espécies de interesse econômico manteve-se acima dos 10% ano<sup>-1</sup>, o que desperta preocupação.

Isso porque as espécies de interesse econômico avaliadas (Tabela 2) não somente estão pressionadas pela ocorrência de eventos climáticos extremos, mas também pela extração para uso das populações humanas, altos índices de desmatamento e incidência regular de incêndios florestais (Duchelle et al., 2011; Silva et al., 2018), situação presente no sudoeste da Amazônia. Nesta região, as 12 espécies avaliadas (Tabela 2) possuem importância para o mercado local e internacional e fornecem renda para parte da população residente na região (Homma, 1992; Lima et al., 2018; Lopes et al., 2019). Espécies como *T. paniculata*, *I. alba* e *Eschweilera* sp., por exemplo, são utilizadas para produção de lenha e carvão pela população (Moutinho et al., 2011; Gomes et al., 2014). Palmeiras como *E. precatoria* e *O. bataua* são utilizadas pelas populações humanas para extração de frutos e óleos e possuem grande importância no mercado (Gomes-Silva et al., 2004; Rocha, 2004; Lopes et al., 2018; Brasil, 2019).

A falta do manejo inadequado das espécies, devido à ausência de um sistema de diretrizes definidas para extração de produtos florestais não madeireiros, é um fator que também pode alavancar a mortalidade das espécies de interesse econômico. No geral, fica a cargo do extrativista a seleção da metodologia para manejo e extração dos produtos, sendo comum a opção pela solução mais fácil e barata para o extrativista, que pode causar danos às espécies e prejudicar a regeneração natural (Coomes; Barham, 1997; Gomes-Silva et al., 2004). Ademais, a extração ilegal de madeira da floresta é uma prática comum na Amazônia, e os usuários dessa prática não seguem os procedimentos de manejo e extração de madeira recomendados pelo governo federal (Brack, 2003; Lima et al., 2018). Logo, essas práticas inadequadas, especialmente no caso de espécies vulneráveis às secas severas, pode levar a mudanças na dinâmica e estrutura florestal, com a consequente redução das funções ecossistêmicas desempenhadas pelas florestas, além de colocar em risco a segurança alimentar e financeira das populações humanas (Nepstad et al., 2008; Lima et al., 2018).

Por fim, é importante mencionar que o fortalecimento das pesquisas na região é necessário para ampliar e solidificar estudos desse tipo na região. A ampliação da rede de parcelas permanentes, instalação de unidades meteorológicas em cada parcela ou grupo de parcelas aproximadas devem ser implementados com o apoio do governo e instituições de pesquisa, pois os resultados gerados irão nortear as estratégias para se garantir o manejo sustentável e a manutenção dos recursos florestais da região.

### 2.2.7 CONCLUSÃO

O presente estudo apontou que espécies de interesse econômico morrem proporcionalmente mais após eventos de seca severa do que em períodos de normais climáticos. Isso demonstra que as espécies de interesse econômico na região sudoeste da Amazônia têm a sua sobrevivência ameaçada, pois sofrem pressões econômicas pela demanda por produtos, pressões antrópicas pelo desmatamento e incêndios florestais e pressões ambientais associadas as secas severas. No entanto, é importante considerar que nesse estudo foram usados dados de poucas parcelas permanentes o que enfraquece as predições feitas e o poder de generalização dos resultados.

Entretanto, os resultados encontrados para as espécies de interesse econômico da região sudoeste da Amazônia dão indícios do que pode estar ocorrendo também em outras partes da bacia Amazônica, sendo necessários estudos em escalas mais amplas e com maior quantidade de dados para verificar a situação das espécies de interesse econômico em outras regiões e, assim, estabelecer diretrizes de manejo que considerem à vulnerabilidades dessas espécies.

## 2.2.8 REFERÊNCIAS

- ACRE, Governo do Estado do Acre. **Zoneamento ecológico-econômico do Acre - fase II (escala 1:250.000)**. 2º ed. Rio Branco, 2010.
- ALEIXO, I.; NORRIS, D. et al. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 5, p. 384-388, 2019.
- ALLEN, C. D.; MACALADY, A. K. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 660-684, 2010.
- ALMEIDA, J.; TEZARA, W.; HERRERA, A. Physiological responses to drought and experimental water deficit and waterlogging of four clones of cacao (*Theobroma cacao* L.) selected for cultivation in Venezuela. **Agricultural Water Management**, v. 171, p. 80-88, 2016.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ARAGAO, L. E. O. C.; MALHI, Y. et al. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, P. 1-5, 2007.
- ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O. et al. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature communications**, v. 9, n. 1, p. 1-12, 2018.
- BATES, D.; MÄCHLER, M. et al. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **arXiv preprint arXiv:1406.5823**, 2014.
- BENNETT, B. C. Plants and people of the Amazonian rainforests. **BioScience**, v. 42, n. 8, p. 599-607, 1992.
- BOLKER, B. M.; BROOKSM. E. et al. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 3, p. 127-135, 2009.
- BRACK, D. Illegal logging and the illegal trade in forest and timber products. **International Forestry Review**, v. 5, n. 3, p. 195-198, 2003.
- BRANCALION, P. H. S.; ALMEIDA, D. R. A. et al. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. **Science advances**, v. 4, n. 8, p. eaat1192, 2018.

- BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Plano de Manejo Reserva Extrativista Chico Mendes**. Brasília, p. 1- 91, 2006.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Florestas do Brasil em resumo: 2019**/ Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Serviço Florestal Brasileiro – Brasília: MAPA/SFB, 2019.
- BURNHAM, K. P. Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**, p. 49-97, 2002.
- CHOAT, B.; BRODRIBB, T. J. et al. Triggers of tree mortality under drought. **Nature**, v. 558, n. 7711, p. 531-539, 2018.
- COOMES, O. T.; BARHAM, B. L. Rain forest extraction and conservation in Amazonia. **Geographical Journal**, p. 180-188, 1997.
- CORLETT, R. T. The impacts of droughts in tropical forests. **Trends in Plant Science**, v. 21, n. 7, p. 584-593, 2016.
- COSTA, A. C. L.; GALBRAITH, D. et al. Effect of 7 yr of experimental drought on vegetation dynamics and biomass storage of an eastern Amazonian rainforest. **New Phytologist**, v. 187, n. 3, p. 579-591, 2010.
- DIONISIO, L. F. S.; SCHWARTZ, G. et al. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1-7, 2017.
- DOUGHTY, C. E.; METCALF, D. B. et al. Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. **Nature**, v. 519, n. 7541, p. 78-82, 2015.
- DUBOIS, J. C. L. **Uses of wood and non-wood forest products by Amazon forest dwellers**. UNASYLVA-FAO. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/w1033e/w1033e04.htm>>. Acesso em 20 de julho de 2018.
- DUCHELLE, A. E.; CRONKLETON, P. et al. Resource theft in tropical forest communities: implications for non-timber management, livelihoods, and conservation. **Ecology and Society**, v. 16, n. 1, P. 1-20, 2011.
- ESQUIVEL MUELBERT, A.; BAKER, T. R. et al. Compositional response of Amazon forests to climate change. **Global change biology**, v. 25, n. 1, p. 39-56, 2018.
- FARGEON, H. AUBRY-KIENTZ, M.; et al. Vulnerability of commercial tree species to water stress in logged forests of the Guiana shield. **Forests**, v. 7, n. 5, p. 105, 2016.
- FELDPAUSCH, T. R.; PHILLIPS, O. L. et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 7, p. 964-982, 2016.
- GIARDINA, F.; KONINGS, A. G. et al. Tall Amazonian forests are less sensitive to precipitation variability. **Nature Geoscience**, v. 11, n. 6, p. 405-409, 2018.
- GOMES-SILVA, D. A. P.; WADT, L. H. O.; EHRINGHAUS, C. Ecologia e manejo de patauá (*Oenocarpus bataua* Mart.) para produção de frutos e óleo. **Embrapa Acre-Documentos (INFOTECA-E)**, 2004.
- GOMES, J. I.; BONADEU, F. et al. Conhecendo espécies de plantas da Amazônia: ingá-vermelha [*Inga alba* (Sw.) Willd.-Leguminosae-Mimosoideae]. **Embrapa Amazônia Oriental-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)**, 2014.

- GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. S. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 5, p. 587-597, 2006.
- HAMMOND, W. M.; YU, K. et al. Dead or dying? Quantifying the point of no return from hydraulic failure in drought induced tree mortality. **New Phytologist**, v. 223, n. 4, p. 1834-1843, 2019.
- HAMMOND, W. M.; ADAMS, H. D. Dying on time: traits influencing the dynamics of tree mortality risk from drought. **Tree physiology**, v. 39, n. 6, p. 906-909, 2019.
- HOMMA, Alfredo Kingo Oyama. The dynamics of extraction in Amazonia: a historical perspective. **Advances in Economic Botany**, p. 23-31, 1992.
- HUANG, M.; ASNER, G. P. Long term carbon loss and recovery following selective logging in Amazon forests. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 24, n. 3, 2010.
- IPCC; CORE WRITING TEAM. Climate change 2014: Synthesis report. **Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**, v. 27, p. 408, 2014.
- KONO, Y. ISHIDA, A. et al. Initial hydraulic failure followed by late-stage carbon starvation leads to drought-induced death in the tree *Trema orientalis*. **Communications Biology**, v. 2, n. 1, p. 1-9, 2019.
- LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L. et al. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 6, p. 929-944, 2004.
- LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M. et al. The 2010 Amazon drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554-554, 2011.
- LIMA, L. S.; MERRY, F. et al. Illegal logging as a disincentive to the establishment of a sustainable forest sector in the Amazon. **PloS one**, v. 13, n. 12, 2018.
- LONGO, M.; KNOX, R. G. et al. Ecosystem heterogeneity and diversity mitigate Amazon forest resilience to frequent extreme droughts. **New Phytologist**, v. 219, n. 3, p. 914-931, 2018.
- LOPES, E.; SOARES-FILHO, B. et al. Mapping the socio-ecology of Non Timber Forest Products (NTFP) extraction in the Brazilian Amazon: The case of açaí (*Euterpe precatoria* Mart) in Acre. **Landscape and Urban Planning**, v. 188, p. 110-117, 2019.
- LOPEZ-GONZALEZ, G.; LEWIS, S. L. et al. ForestPlots.net: A web application and research tool to manage and analyze tropical forest plot data. **Journal of Vegetation Science**, v. 22, n. 4, p. 610-613, 2011.
- MOUTINHO, V. H. P.; COUTO, A. M. et al. Energetic characterization of Matá-Matá wood from the Brazilian rainforest (*Eschweilera* Mart Ex Dc). **Scientia Forestalis**, v. 39, n.92, p. 457-461, 2011
- NAKAGAWA, S.; SCHIELZETH, H. A general and simple method for obtaining R<sup>2</sup> from generalized linear mixed effects models. **Methods in ecology and evolution**, v. 4, n. 2, p. 133-142, 2013.
- NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M. 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.

- PANIAGUA-ZAMBRANA, N.; BUSSMANN, R. W.; MACÍA, M. J. The socioeconomic context of the use of *Euterpe precatoria* Mart. and *E. oleracea* Mart. in Bolivia and Peru. **Journal of ethnobiology and ethnomedicine**, v. 13, n. 1, p. 32, 2017.
- PHILLIPS, O. L.; FELDPAUSCH, T. et al. Manual de campo para o estabelecimento e remedição de parcelas da RAINFOR. **Rainfor**, 2016. Disponível em: <<http://www.rainfor.org/pt/manuais/em-campo>>. Acesso em 20 de julho de 2018.
- POWELL, T. L.; WHELLER, J. K. et al. Differences in xylem and leaf hydraulic traits explain differences in drought tolerance among mature Amazon rainforest trees. **Global Change Biology**, v. 23, n. 10, p. 4280-4293, 2017.
- RAPPAPORT, D. I.; MORTON, D. C. et al. Quantifying long-term changes in carbon stocks and forest structure from Amazon forest degradation. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 6, p. 065013, 2018.
- ROCHA, E. Potencial ecológico para o manejo de frutos de açazeiro (*Euterpe precatoria* Mart.) em áreas extrativistas no Acre, Brasil. **Acta amazônica**, v. 34, n. 2, p. 237-250, 2004.
- SAATCHI, S.; ASEFI-NAJAFABADY, S. et al. Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 2, p. 565-570, 2013.
- SCHWARTZ, G.; LOPES, J. C. et al. Disturbance level determines the regeneration of commercial tree species in the eastern Amazon. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 148-156, 2014.
- SELAYA, N. G.; ZUIDEMA, P. A. et al. Economically important species dominate aboveground carbon storage in forests of southwestern Amazonia. **Ecology and Society**, v. 22, n. 2, 2017.
- SEVANTO, S.; McDOWELL, N. G. et al. How do trees die? A test of the hydraulic failure and carbon starvation hypotheses. **Plant, cell & environment**, v. 37, n. 1, p. 153-161, 2014.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, v. 83, n. 2 p. 331-333, 1995.
- SILVA, Sonaira Souza et al. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 312-322, 2018.
- SILVEIRA, M. **A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia: Padrões e processos em múltiplas escalas**. 2001. 121 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2001.
- STOIAN, D. Shifts in forest product extraction: the post-rubber era in the Bolivian Amazon. **International Tree Crops Journal**, v. 10, n. 4, p. 277-297, 2000.
- TEAM, R. Core et al. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2019. URL <https://www.R-project.org/>.
- TICKTIN, T. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 1, p. 11-21, 2004.
- VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration ecology**, v. 14, n. 1, p. 11-20, 2006.

ZUUR, A.; IENO, H. N. et al. Mixed effects models and extensions in ecology with R. **Springer Science & Business Media**, P. 550, 2009.

### 3 CONCLUSÃO GERAL

Nos estudos apresentados buscou-se caracterizar a dinâmica florestal das florestas da região Sudoeste da Amazônia. Para isso, foi usada a mortalidade florestal, que corresponde a um dos elementos da dinâmica florestal. Os estudos tiveram por objetivo responder a duas perguntas: i) Quais são os modos de morte de árvores mais frequentes no sudoeste da Amazônia?; ii) Secas severas afetam a mortalidade de espécies de interesse econômico?

As perguntas foram respondidas: i) Na região sudoeste da Amazônia as árvores morrem em maior proporção em pé e quebradas e, em menor proporção, desenraizadas; ii) As espécies florestais de interesse econômico morrem em maior proporção após períodos de secas severas do que após períodos de normal climática.

Com os resultados obtidos percebe-se que as florestas da região sudoeste da Amazônia possuem peculiaridades em sua dinâmica florestal, ao possuir dois modos de morte de árvores em grande proporção. Além disso, as espécies florestais de interesse econômico existentes na região podem estar ameaçadas, pois além de exploradas para uso comercial sem o manejo adequado, as espécies estão morrendo em maior proporção após eventos de secas severas. Esses fatores podem provocar a extinção das espécies de interesse econômico e afetar a estrutura florestal ao reduzir a diversidade de espécies e as funções ecossistêmicas. Portanto, as diretrizes de manejo florestal para o sudoeste da Amazônia precisam ser revisadas e readequadas, para que as florestas da região não sejam depauperadas e possam seguir fornecendo serviços ecossistêmicos ao longo do tempo.

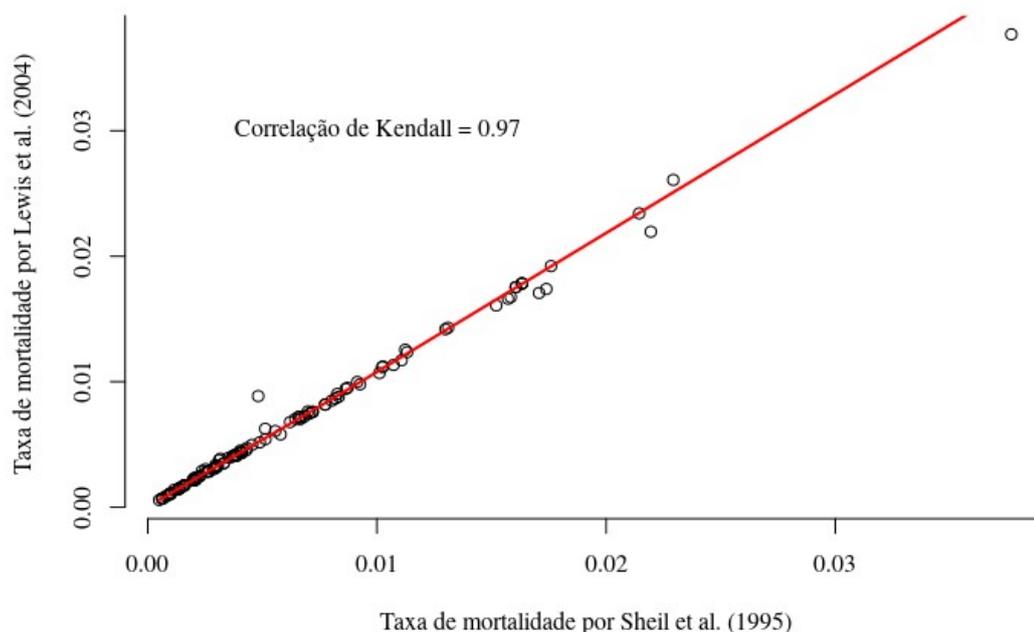
Os resultados aqui encontrados não explicam completamente a dinâmica regional, mas fornecem as primeiras repostas para as florestas da região. Ademais, possibilitam possíveis estudos mais aprofundados e com maior complexidade para a região, através do estabelecimento de novas parcelas de monitoramento e censos mais frequentes. A ampliação número de parcelas e intervalos de inventários é recomendada para estudos mais precisos de dinâmica florestal, o auxílio do governo faz-se fundamental para efetividade dessa ampliação.

#### 4 APÊNDICE

**Apêndice A.** Quantidade de indivíduos de cada família de espécies florestais presente nas seis parcelas permanentes localizadas no estado do Acre.

<b>Família</b>	<b>Número de indivíduos</b>	<b>Família</b>	<b>Número de indivíduos</b>
Fabaceae	2447	Vochysiaceae	104
Moraceae	1916	Cannabaceae	103
Arecaceae	1728	Lamiaceae	67
Burseraceae	1363	Rhizophoraceae	50
Malvaceae	895	Ulmaceae	50
Meliaceae	818	Achariaceae	49
Euphorbiaceae	816	Combretaceae	48
Sapotaceae	668	Clusiaceae	45
Rubiaceae	600	Elaeocarpaceae	45
Rutaceae	578	Caricaceae	34
Apocynaceae	562	Bixaceae	27
Lecythidaceae	562	Araliaceae	25
Urticaceae	469	Rhamnaceae	22
Violaceae	457	Monimiaceae	16
Siparunaceae	456	Malpighiaceae	15
Chrysobalanaceae	355	Capparaceae	14
Olacaceae	336	Opiliaceae	14
Sapindaceae	316	Peraceae	9
Lauraceae	303	Celastraceae	8
Nyctaginaceae	291	Primulaceae	8
Annonaceae	268	Simaroubaceae	8
Anacardiaceae	258	Staphyleaceae	8
Myristicaceae	251	Lacistemataceae	6
Salicaceae	248	Thymelaeaceae	6
Boraginaceae	222	Ebenaceae	5
Bignoniaceae	178	Phytolaccaceae	5
Ochnaceae	129	Humiriaceae	2
Melastomataceae	125	Phyllanthaceae	2
Myrtaceae	123	Connaraceae	1
Putranjivaceae	105	Hypericaceae	1
Polygonaceae	104	Menispermaceae	1

**Apêndice B.** Correlação entre as taxas de mortalidade calculadas por Sheil et al. (1995) e Lewis et al. (2004). As taxas de mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) foram calculadas para as seis parcelas avaliadas no estudo (Tabela 1).



**Apêndice C.** Proporção dos modos de morte das 30 espécies com maior quantidade de indivíduos mortos.

Espécies	Modos de morte					Total	%
	Morta desenraizada	Morta em pé	Morta quebrada	Outros			
<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	30	17	29		76	8,9	
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	4	15	16		35	4,1	
<i>Pausandra trianae</i> (Müll. Arg.) Baill	5	10	7		22	2,6	
<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	4	7	9	1	21	2,5	
<i>Sclerolobium</i> sp.	3	5	12		20	2,3	
<i>Inga</i> sp.	2	8	6		16	1,9	
<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz &	3	10	2		15	1,8	

Pav.						
<i>Tetragastris altissima</i>						
(Aubl.) Swart	3	5	7		15	1,8
<i>Trichilia</i> sp.	1	4	9		14	1,6
<i>Galipea trifoliata</i> Aubl.	5	3	3		11	1,3
<i>Pourouma guianensis</i>						
Aubl.	1	4	6		11	1,3
<i>Rinoreocarpus ulei</i>						
(Melch.) Ducke	3	4	4		11	1,3
<i>Metrodorea flavida</i> K.						
Krause	4	5	1		10	1,2
<i>Rollinia</i> sp.	2	3	5		10	1,2
<i>Guarea kunthiana</i>						
A.Juss.	3	3	3		9	1,1
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	2	4	3		9	1,1
<i>Inga sarmentosa</i> Glaz. ex						
Harms	1	3	4	1	9	1,1
<i>Iryanthera juruensis</i>						
Warb.	1	5	3		9	1,1
<i>Micropholis</i> sp.	3	2	4		9	1,1
<i>Piptadenia</i> sp.		3	6		9	1,1
<i>Matayba</i> sp.	4	1	3		8	0,9
<i>Pseudolmedia laevis</i>						
(Ruiz & Paiv.) J.F.						
Macbr.		4	4		8	0,9
<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.)						
A.DC.	3	5			8	0,9
<i>Heisteria acuminata</i>						
(Humb. & Bonpl.) Engl.	1	4	2		7	0,8
<i>Pseudolmedia</i>						
<i>macrophylla</i> Trécul	1		5	1	7	0,8
<i>Quararibea guianensis</i>						
Aubl.		3	4		7	0,8
<i>Tachigali</i> sp.		4	3		7	0,8
<i>Brosimum guianense</i>						
(Aubl.) Huber ex Ducke		3	3		6	0,7
<i>Casearia</i> sp.	1	4	1		6	0,7
<i>Ecclinusa</i> sp.	2	1	3		6	0,7
<i>Neea</i> sp.	1	2	3		6	0,7
...	...	...	...	...	...	...
<b>Σ</b>	156	325	362	9	852	100

**Apêndice D.** Lista de espécies de interesse econômico contidas nas seis parcelas permanentes localizadas no estado do Acre.

<b>Espécies</b>		
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth.	<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S.A.Mori	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma
<i>Ampelocera ruizii</i> Klotzsch	<i>Eschweilera</i> sp.	<i>Pouteria</i> sp.
<i>Anacardium giganteum</i> Hancock ex Engl.	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.
<i>Antrocaryon</i> sp.	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & C.D.Bouché	<i>Pouteria trilocularis</i> Cronquist
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	<i>Protium rhynchophyllum</i> (Rusby) D.C. Daly
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	<i>Protium</i> sp.
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	<i>Hevea</i> sp.	<i>Protium unifoliolatum</i> Engl.
<i>Aspidosperma vargasii</i> A.DC.	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr.
<i>Astrocaryum aculeatum</i> G.Mey.	<i>Hymenaea oblongifolia</i> Huber	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl.
<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
<i>Astrocaryum</i> sp.	<i>Hymenaea reticulata</i> Ducke	<i>Qualea tessmannii</i> Mildbr.
<i>Astronium lecointei</i> Ducke	<i>Hymenaea</i> sp.	<i>Schizolobium amazonicum</i> Ducke
<i>Astronium</i> sp.	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	<i>Simarouba amara</i> Aubl.
<i>Attalea butyracea</i> (Mutis ex <i>Inga auristellae</i> Harms L.f.) Wess.Boer		<i>Swietenia macrophylla</i> King
<i>Attalea phalerata</i> Mart. ex Spreng.	<i>Inga capitata</i> Desv.	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose
<i>Bactris dahlgreniana</i>	<i>Inga cayennensis</i> Benth.	<i>Tabebuia</i> sp.

Govaerts

<i>Bactris gasipaes</i> Kunth	<i>Inga chartacea</i> Poepp.	<i>Tachigali myrmecophila</i> (Ducke) Ducke
<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	<i>Inga heterophylla</i> Willd.	<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.
<i>Bertholletia</i> sp.	<i>Inga lateriflora</i> Miq.	<i>Tachigali setifera</i> (Ducke) Zarucchi & Herend.
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	<i>Tachigali</i> sp.
<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	<i>Inga macrophylla</i> Willd.	<i>Terminalia oblonga</i> (Ruiz & Pav.) Steud.
<i>Brosimum</i> sp.	<i>Inga punctata</i> Willd.	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	<i>Inga sarmentosa</i> Glaz. ex Harms	<i>Tetragastris</i> sp.
<i>Castilla ulei</i> Warb.	<i>Inga</i> sp.	<i>Theobroma cacao</i> L.
<i>Cedrela odorata</i> L.	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	<i>Theobroma microcarpum</i> Mart.
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	<i>Theobroma obovatum</i> Klotzsch ex Bernoulli
<i>Clarisia biflora</i> Ruiz & Pav.	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng.
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	<i>Mezilaurus ita-uba</i> (Meisn.)Taub. ex Mez	<i>Theobroma sylvestre</i> Aubl. ex Mart. in Buchner
<i>Copaifera</i> sp.	<i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
<i>Couratari macrosperma</i> A.C.Sm.	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	<i>Myroxylon balsamum</i> (L.) Harms	
<i>Diplostropis</i> sp.	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	
<i>Dipteryx micrantha</i> Harms	<i>Oenocarpus balickii</i> F.Kahn	

<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.
<i>Dipteryx</i> sp.	<i>Oenocarpus mapora</i> H.Karst.
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	<i>Otoba parvifolia</i> (Markgr.) A.H.Gentry
<i>Erisma</i> sp.	<i>Parkia nitida</i> Miq.
<i>Erisma uncinatum</i> Warm.	<i>Parkia</i> sp.
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn.
<i>Eschweilera parvifolia</i> Mart. ex DC.	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.