

**DOUGLAS VALENTE DE OLIVEIRA**

**DISTRIBUIÇÃO DE DIÂMETROS E DINÂMICA EM ÁREA SUBMETIDA AO  
MANEJO E AO INCÊNDIO ACIDENTAL NO OESTE DO PARÁ**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Alexandre Simões Lorenzon

Coorientadores: Lia de Oliveira Melo  
Ernani Lopes Possato  
Helio Garcia Leite

**VIÇOSA – MINAS GERAIS  
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

O48d  
2021  
Oliveira, Douglas Valente de, 1996-  
Distribuição de diâmetros e dinâmica em área submetida ao  
manejo e ao incêndio acidental no oeste do Pará / Douglas  
Valente de Oliveira. – Viçosa, MG, 2021.  
1 dissertação eletrônica (77 f. ): il.

Inclui apêndices.

Orientador: Alexandre Simões Lorenzon.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,  
Departamento de Engenharia Florestal, 2021.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.216>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Florestas tropicais - Manejo -Amazônia. 2. Incêndios  
florestais - Amazônia. I. Lorenzon, Alexandre Simões, 1980-  
II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia  
Florestal. Programa de Pós-Graduação Ciência Florestal.  
III. Título.

CDO adapt. CDD 22. ed. 634.96

Bibliotecário(a) responsável: Alice Regina Pinto CRB6 2523

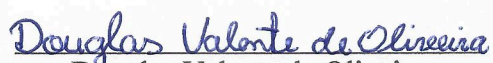
**DOUGLAS VALENTE DE OLIVEIRA**

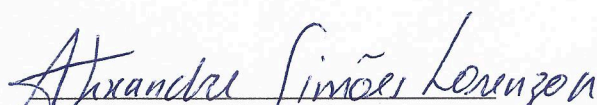
**DISTRIBUIÇÃO DE DIÂMETROS E DINÂMICA EM ÁREA SUBMETIDA AO  
MANEJO E AO INCÊNDIO ACIDENTAL NO OESTE DO PARÁ**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 03 de setembro de 2021.

Assentimento:

  
Douglas Valente de Oliveira  
Autor

  
Alexandre Simões Lorenzon  
Orientador

*Aos meus pais Marcidio e Socorro.  
Aos meus sobrinhos Lucca, Vitor e Eduarda.  
Dedico!*

## AGRADECIMENTOS

Gratidão a Deus, que me permitiu chegar até aqui.

Aos meus pais, Marcídio e Socorro, pelo incentivo e força, pelo amor incondicional e suporte em todos os momentos de minha vida.

À minha vó Izidia por sempre me apoiar.

Ao professor Alexandre Lorenzon, por me receber no programa da pós-graduação em Ciência Florestal, pela confiança, paciência, orientações e disposição.

Ao professor Helio Garcia, que me recebeu para estagiar, possibilitando entrar no mestrado. Sou grato pelos ensinamentos, conselhos e confiança em meu trabalho.

À professora Lia Melo, por aceitar participar deste trabalho, pela confiança, colaboração e orientações.

Ao Dr. Ernani L. Possato, pela colaboração, paciência e apoio no processo de construção deste trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo financiamento e apoio desta pesquisa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de estudos concedida.

À Universidade Federal de Viçosa, ao Departamento de Engenharia Florestal e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, pela oportunidade do mestrado.

À Universidade Federal do Oeste do Pará e a Cooperativa Mista da Floresta Nacional do Tapajós pela cessão dos dados das parcelas permanentes da área de estudo.

Aos amigos de Santarém e Viçosa, que foram essenciais nesta jornada.

A todos que torceram e acreditam em mim.

Muito Obrigado!

*Adubar a terra  
com números e letras,  
asas e poemas.*

*Para colher lírios,  
cravos e alfazemas.*

*Agricultor,  
o bom mestre sabe,  
que espinhos e pétalas  
fazem parte da primavera.*

*Porque ensinar  
é regar a semente  
sem afogar a flor.*

*Sergio Vaz*

## RESUMO

OLIVEIRA, Douglas Valente de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2021. **Distribuição de diâmetros e dinâmica em área submetida ao manejo e ao incêndio acidental no Oeste do Pará.** Orientador: Alexandre Simões Lorenzon. Coorientadores: Lia de Oliveira Melo, Ernani Lopes Possato e Helio Garcia Leite.

O desmatamento irregular, a extração ilegal de madeira e os incêndios florestais são as principais causas de mortalidade de árvores na Amazônia. O manejo florestal é a principal ferramenta para combater estas perdas. A recuperação dessas florestas é essencial e pode ser estimada por meio de modelos de crescimento e produção. Quanto maior a exatidão do ajuste de funções à distribuição da floresta maior a precisão das prescrições no manejo. Dessa forma, o objetivo do trabalho foi avaliar os efeitos de ações antrópicas na distribuição de diâmetros e ajustar funções densidade de probabilidade que descrevam a distribuição dos diâmetros antes e após a colheita e o incêndio florestal de uma floresta manejada na Amazônia. A área experimental possui 500 ha e foi submetida ao manejo florestal pela Coomflona no ano de 2008. A primeira medição foi realizada em 2007. A segunda medição foi realizada em 2010 e a terceira medição ocorreu em 2013. Em novembro de 2015 ocorreu incêndio na área de estudo na FLONA Tapajós. Um ano após, em 2016, foi realizada a quarta medição. Para verificar se houve diferença entre os períodos avaliados utilizou-se o teste t para amostras dependentes, para as seguintes variáveis: densidade, área basal e volume. Foram selecionadas quatro funções densidade de probabilidade com potencial de uso no ajuste da distribuição de diâmetros de florestas tropicais naturais, são elas: Weibull 3P, Exponencial, Log Pearson III e Frechet 3P. Para avaliar a aderência das funções aos dados utilizou-se o teste de Kolmogorov-Smirnov. A floresta estudada apresentou distribuição de diâmetros na forma de J-invertido nos quatro períodos que foram avaliados. Mesmo com uma perda de 12,4 árvores por hectare não houve diferença significativa na densidade antes e após a colheita de acordo com o teste t para amostras dependentes. Já o incêndio florestal provocou a redução da densidade, em consequência, houve perda de área basal e volume em todas as parcelas. Estatisticamente foi observada diferença significativa para densidade, área basal e volume antes e após incêndio. A colheita foi responsável pela mortalidade do equivalente a 15,1 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. O incêndio florestal provocou a mortalidade do equivalente a 46,1 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Não obstante mais 8,9 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> morreram por causas naturais entre 2013 e 2016. Assim, a floresta ficou com um balanço negativo de 51,4 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>

após o incêndio. De acordo com o teste de K-S, a função exponencial foi a que melhor descreveu a distribuição dos diâmetros antes e após colheita e incêndio, ocupando a primeira colocação em quase todas as parcelas. A estrutura e dinâmica da floresta foram alteradas pela colheita e pelo incêndio florestal. A função exponencial descreveu de forma consistente e eficiente as mudanças ocorridas na estrutura da floresta.

Palavras-chave: Floresta Amazônica. Manejo florestal. Incêndio florestal. Funções densidade de probabilidade.

## ABSTRACT

OLIVEIRA, Douglas Valente de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, September, 2021. **Diameter distribution and dynamics in an area subjected to management and accidental fire in Western Pará.** Adviser: Alexandre Simões Lorenzon. Co-advisers: Lia de Oliveira Melo, Ernani Lopes Possato and Helio Garcia Leite.

Irregular deforestation, illegal logging and forest fires are the main causes of tree mortality in the Amazon. Forest management is the main tool to combat these losses. The recovery of these forests is essential and can be estimated using growth and yield models. The greater the accuracy of the adjustment of functions to the distribution of the forest, the greater the precision of the prescriptions in management. Thus, the objective of this work was to evaluate the effects of anthropic actions on the diameter distribution and to adjust probability density functions that describe the diameter distribution before and after harvesting and forest fire in a managed forest in the Amazon. The experimental area has 500 ha and was submitted to forest management by Coomflona in 2008. The first measurement was carried out in 2007. The second measurement was carried out in 2010 and the third measurement took place in 2013. In November 2015 a fire occurred in the area study at FLONA Tapajós. In 2016, the fourth measurement was performed. To verify whether there was any difference between the evaluated periods, the paired t-test was used for the following variables: density, basal area and volume. Four probability density functions with potential use in the adjustment of the diameter distribution of natural tropical forests were selected, they are: Weibull 3P, Exponential, Log Pearson III and Frechet 3P. To assess the adherence of functions to data, the Kolmogorov-Smirnov test was used. The studied forest showed an inverted-J-shaped diameter distribution in the four periods that were evaluated. Even with a loss of 12.4 trees per ha there was no significant difference in density before and after harvest according to the t test for dependent samples. The forest fire caused a reduction in density, as a result, there was a loss of basal area and volume in all plots. Statistically significant difference was observed for density, basal area and volume before and after fire. The harvest was responsible for the mortality of the equivalent of 15.1 trees ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. The forest fire caused the mortality of 46.1 trees ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. However, a further 8.9 trees ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> died from natural causes between 2013 and 2016. Thus, the forest had a negative balance of 51.4 trees ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> after the fire. According to the K-S test, the exponential function was the one that best described the distribution of diameters before and after harvest and fire, occupying first place in almost all

plots. The structure and dynamics of the forest were altered by harvesting and forest fire. The exponential function described in a consistent and efficient way the changes that occurred in the structure of the forest.

Keywords: Amazon rainforest. Forest management. Forest fire. Probability density functions.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da Floresta Nacional do Tapajós e das parcelas permanentes de inventário.....	16
Figura 2 - Etapas metodológicas para a avaliação dos efeitos de ações antrópicas na distribuição de diâmetros da floresta.....	18
Figura 3 - Distribuição de diâmetros, área basal e volume em área submetida a manejo florestal e a incêndio na Floresta Nacional do Tapajós.....	23
Figura 4 - Distribuição de diâmetros, área basal e volume do grupo de espécies comerciais em área submetida a manejo florestal e a incêndio na Floresta Nacional do Tapajós.....	31
Figura 5 - Mortalidade por classe de diâmetro em área submetida a manejo florestal e a incêndio na Floresta Nacional do Tapajós.....	35
Figura 6 - Distribuição de diâmetros observada e estimada pelas funções densidade de probabilidade por parcela em 2007.....	43
Figura 7 – Distribuição de diâmetros observada e estimada pelas funções densidade de probabilidade por parcela em 2010.....	45
Figura 8 – Distribuição de diâmetros observada e estimada pelas funções densidade de probabilidade por parcela em 2013.....	46
Figura 9 – Distribuição de diâmetros observada e estimada pelas funções densidade de probabilidade por parcela em 2016.....	48

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Teste t para amostras dependentes, número de árvores, área basal e volume por parcela antes e após colheita e incêndio em área na Floresta Nacional do Tapajós.....	27
Tabela 2 - Taxa de Mortalidade (M) e Recrutamento (R) em área submetida a manejo florestal e a incêndio na Floresta Nacional do Tapajós. ....	34
Tabela 3 - Teste de Kolmogorov-Smirnov ( $\alpha= 0,05$ ) e ranking das funções ajustadas para cada parcela antes e após colheita e incêndio.....	39
Tabela 4 - Resultados da aplicação do procedimento estatístico proposto por Leite e Oliveira (2002) para comparar as distribuições de diâmetro observada ( $Y_j$ ) e estimada ( $Y_1$ ), por parcela.....	49
Tabela 5 - Resultados do teste F (GRAYBILL, 1976) entre a distribuição de diâmetros predita de antes e após a colheita e incêndio para cada parcela da função Exponencial.....	51

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	13
2	OBJETIVO.....	15
2.1	Objetivo Geral.....	15
2.2	Objetivos específicos .....	15
3	MATERIAL E MÉTODOS .....	16
3.1	Área de estudo .....	16
3.2	Área experimental e coleta de dados .....	17
3.3	Estrutura e dinâmica da floresta.....	19
3.3.1	Estrutura da floresta.....	19
3.3.2	Dinâmica da floresta.....	19
3.4	Ajuste das funções densidade de probabilidade .....	20
3.4.1	Rankeamento e seleção das funções densidade de probabilidade .....	21
3.4.2	Seleção da melhor função densidade de probabilidade .....	21
3.4.3	Avaliação da função densidade de probabilidade selecionada.....	22
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	22
4.1	Estrutura e dinâmica da floresta.....	22
4.1.1	Estrutura da floresta.....	22
4.1.2	Estrutura da floresta das espécies comerciais.....	30
4.1.3	Dinâmica da floresta.....	34
4.2	Ajuste, ranqueamento e seleção das funções densidade de probabilidade .....	38
5	CONCLUSÕES.....	56
	REFERÊNCIAS .....	57
	APÊNDICES .....	71

## 1 INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica é considerada um dos maiores hotspot de biodiversidade do mundo (TER STEEGE et al., 2016), com cerca de 45.000 espécies vegetal e vertebrados (SFB, 2013), das quais 16.000 são espécies florestais (TER STEEGE et al., 2013). Sua extensão territorial abrange nove países: Brasil, Bolívia, Colômbia, Equador, Venezuela, Guiana, Guiana Francesa, Peru e Suriname. No Brasil, o bioma ocupa, aproximadamente, 5,015 milhões km<sup>2</sup>, o que corresponde a cerca de 58,9% do território brasileiro (IBGE, 2020).

A Amazônia é tema de diversas discussões, principalmente pelo o seu papel na regulação do clima (BETTS et al., 2008). As árvores de grande porte são as que mais influenciam neste ciclo, uma vez que contém maior biomassa e, portanto, mais carbono (FAUSET et al., 2015). A maior reserva de madeira tropical do planeta com árvores de grande porte encontra-se na Amazônia, com 540 milhões de hectares de área (SATO et al., 2016). Esta abriga centenas de espécies de árvores comerciais, dentre as quais, aproximadamente 350 são utilizadas para fins madeireiros (REIS et al., 2010).

A principal maneira de garantir a sustentabilidade econômica, social e ambiental da floresta é o manejo florestal (GAMA, 2005). No manejo, a colheita florestal é realizada de forma planejada, visando a geração de produtos, serviços ou benefícios, diretos e indiretos, aliado a manutenção do ecossistema (CAMPOS; LEITE, 2017). A normatização do manejo florestal, somada a uma forte pressão para a diminuição das taxas de desmatamento na Amazônia, resultou no aumento da regularização da atividade de colheita de madeira (WALDHOFF; VIDAL, 2015).

A colheita florestal, apesar das vantagens econômicas, pode suprimir as espécies mais comercializadas devido à baixa diversificação de espécies exploradas e a taxa de crescimento incompatível com a intensidade de corte (REIS et al., 2019). A retirada de madeira, sem aplicação de critérios técnicos e científicos pré-estabelecidos, pode causar desequilíbrio ecológico da floresta e, conseqüentemente, a perda da cobertura florestal e de diversidade (CALLEGARO et al., 2012).

No geral, a floresta está sujeita a uma série de distúrbios que podem comprometer o seu desenvolvimento. Esses distúrbios são ocasionados por eventos naturais, como tempestades e raios, ou por atividades antrópicas, como desmatamento, exploração ilegal, colheita florestal e queimadas (BARLOW et al., 2016). Na Amazônia, o emprego do fogo é amplamente utilizado como parte do processo de expansão territorial para o desenvolvimento

de atividades agropecuárias (SALES et al., 2019). Esses eventos podem alterar a dinâmica natural das florestas e causar a perda de biodiversidade (DIONISIO et al., 2018; AMARAL et al., 2019; ANDRADE et al., 2020a).

O fogo e suas consequências na floresta ainda são pouco conhecidos, principalmente quando há interação entre o incêndio e a colheita de madeira (TRUMBORE; BRANDO; ARTMANN, 2015), e são escassos os estudos que abordam os efeitos destas perturbações na dinâmica das comunidades arbóreas (PRESTES et al., 2020). Enquanto a colheita florestal provoca a mudança na estrutura e diversidade florestal, os incêndios florestais provocam mortalidade, degradação generalizada de árvores e redução do estoque de carbono (ANDRADE et al., 2019).

O manejo florestal é a principal ferramenta para reduzir estas perdas, no entanto, para subsidiar as tomadas de decisões são necessários estudos da dinâmica da floresta (HU et al., 2018; CASTRO et al., 2021). Geralmente, estes estudos são baseados em inventários realizados em momentos distintos e são a melhor forma de obter respostas confiáveis sobre o desenvolvimento dessas florestas a longo prazo (TEIXEIRA et al., 2007; MEWS et al., 2011). Desta forma, é possível realizar uma série de análises detalhadas da composição, diversidade, crescimento, dinâmica, demografia da floresta e estrutura diamétrica. Essa última fornece informações sobre o estoque de madeira disponível para colheita e auxilia na tomada de decisão no manejo florestal (CYSNEIROS et al., 2017).

No manejo florestal apenas árvores com diâmetro a altura do peito (dap) igual ou superior a cinquenta centímetros são colhidas, assim, é imprescindível projetar a distribuição diamétrica futura para acompanhar a recuperação da floresta, planejar a necessidade de reposição, além de adequar e melhorar a execução e o planejamento da atividade (BUCHMANN, 2016). Desta maneira, a distribuição de diâmetros de florestas naturais é um ótimo indicador do estoque de crescimento por classe de diâmetro, pois permite inferir o tamanho do impacto ocasionado na estrutura da floresta após a atividade (NASCIMENTO et al., 2014).

A dinâmica do crescimento e produção por classe de diâmetro pode ser estimada por meio de modelos de distribuição de diâmetros (mdd). Esses modelos estimam o número de árvore por classe de diâmetro nas idades presente e futura, e a partir de seu emprego associado à uma equação de volume ou afilamento, pode-se estimar a produção por classe, sendo úteis no planejamento da produção florestal (CAMPOS; LEITE, 2017). Sua principal característica

é o emprego de função densidade de probabilidade (fdp), pela qual se define a probabilidade de frequência associada com cada centro de classe diamétrica (CASTRO et al., 2016).

Neste contexto, as funções densidade de probabilidade têm um papel fundamental, por viabilizar a avaliação da regeneração natural e a definição dos critérios de exploração, além de ser o primeiro passo para o mdd, é a melhor e mais simples forma de descrever a distribuição de diâmetros (ORELLANA et al., 2014). A predição da distribuição de diâmetros de forma precisa viabiliza o planejamento da produtividade e da recuperação da floresta, além de fornecer subsídios para a tomada de decisão antecipada quanto ao uso dos recursos florestais, permitindo o estabelecimento de práticas de manejo florestal mais eficaz (DOS SANTOS et al., 2016). Em outras palavras, com aplicação de fdp, os modelos de crescimento e produção são guias de corte nos planos de manejos florestais sustentáveis (pmfs) (NASCIMENTO et al., 2014).

Desta forma, caracterizar a resposta florestal as perturbações (fragmentação florestal, incêndios florestais, secas e tempestades) são necessárias para reduzir as incertezas, pois não está claro quando os impactos causados pelas perturbações podem exceder a capacidade de recuperação das florestas (BRANDO et al., 2019). Portanto, o desafio é avaliar a influência destes distúrbios na resiliência dos ecossistemas florestais (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015), que é a capacidade do ecossistema de resistir e retornar à forma original após distúrbios (KANE et al., 2019).

## **2 OBJETIVO**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar os efeitos de ações antrópicas na distribuição de diâmetros de uma floresta manejada na Amazônia.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Analisar a estrutura e dinâmica antes e após a colheita e o incêndio florestal;
- Ajustar e avaliar funções densidade de probabilidade que descrevam a distribuição dos diâmetros antes e após a colheita e o incêndio florestal, bem como selecionar a função de melhor aderência.

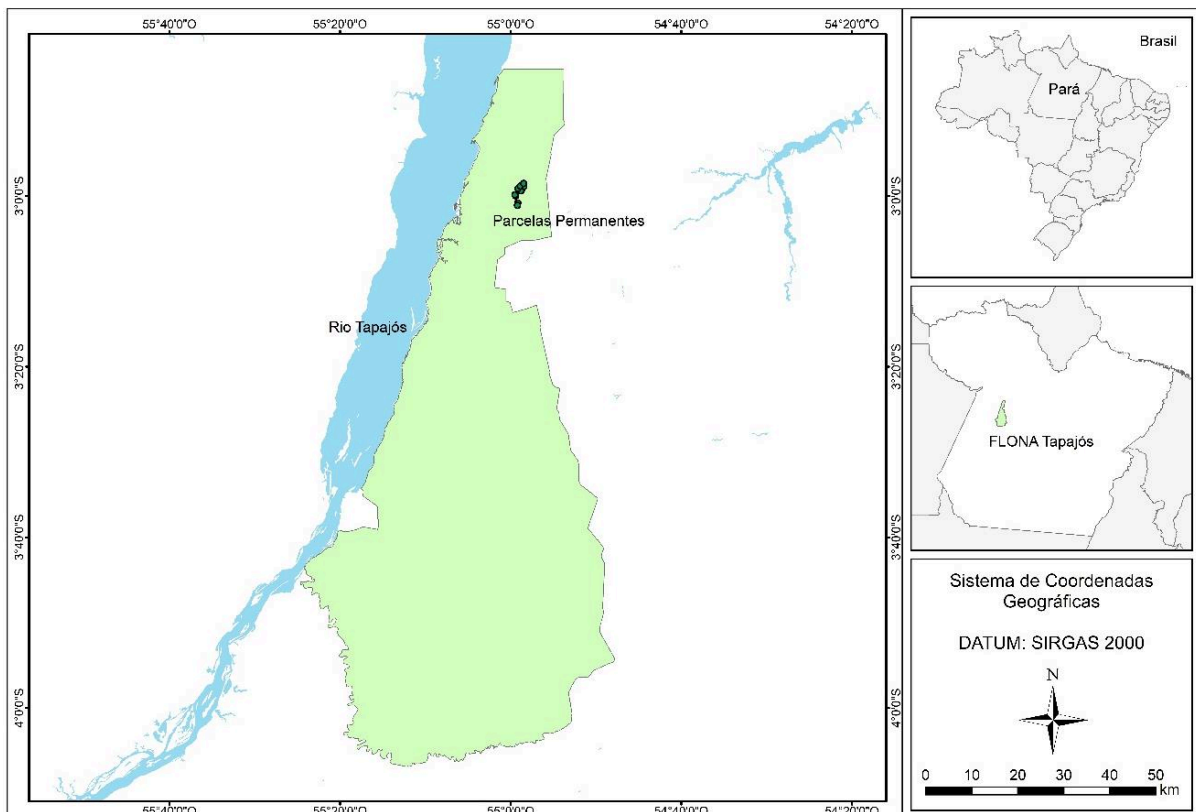
### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Floresta Nacional do Tapajós – FLONA do Tapajós, que é uma unidade de conservação federal (uc) criada pelo Decreto nº 73.684/1974, localizada na região oeste do Pará (Figura 1). A FLONA do Tapajós possui uma área de 530.000 hectares, e abrange parte dos municípios de Aveiro, Belterra, Placas e Rurópolis. As principais formas de acesso são o Rio Tapajós e a Rodovia BR-163. Sob a administração do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, a unidade é referência no Brasil e América Latina em gestão socioambiental, uso sustentável e pesquisa científica (IBAMA, 2004).

A área está inserida no bioma Amazônia, tipologia de Floresta Ombrófila Densa de terra firme, que é dominada por árvores de grande porte com cobertura uniforme (GONÇALVES; DOS SANTOS, 2008). O clima da região é classificado segundo Köppen como tipo Am, com precipitação média anual de 1743 mm e temperatura anual média de 25°C. O solo é predominantemente formado por Latossolo Amarelo de textura argilosa (ESPIRITO-SANTO et al., 2005).

Figura 1 - Localização da Floresta Nacional do Tapajós e das parcelas permanentes de inventário.



Desde o ano de 2005 a Cooperativa Mista da Floresta Nacional do Tapajós (Coomflona) detém a concessão para a exploração comercial da FLONA Tapajós, por meio de um plano de manejo florestal sustentável (pmfs) (IBAMA, 2004). A sua principal área de manejo tem aproximadamente 32.586,56 ha. A cooperativa segue o modelo de manejo florestal comunitário em caráter empresarial, tendo sua base de operação restrita aos comunitários da Floresta Nacional do Tapajós. Em 2013 o manejo florestal realizado pela Coomflona recebeu a certificação pelo FSC (Forest Stewardship Council). Em 2017 a cooperativa contava com aproximadamente 210 cooperados pertencentes a 21 comunidades (COSTA, 2017). Uma das exigências legais do manejo florestal em áreas de florestas públicas é a realização do monitoramento da vegetação nas áreas de colheita. Este monitoramento é realizado há 15 anos através da parceria entre Coomflona e Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA.

### **3.2 Área experimental e coleta de dados**

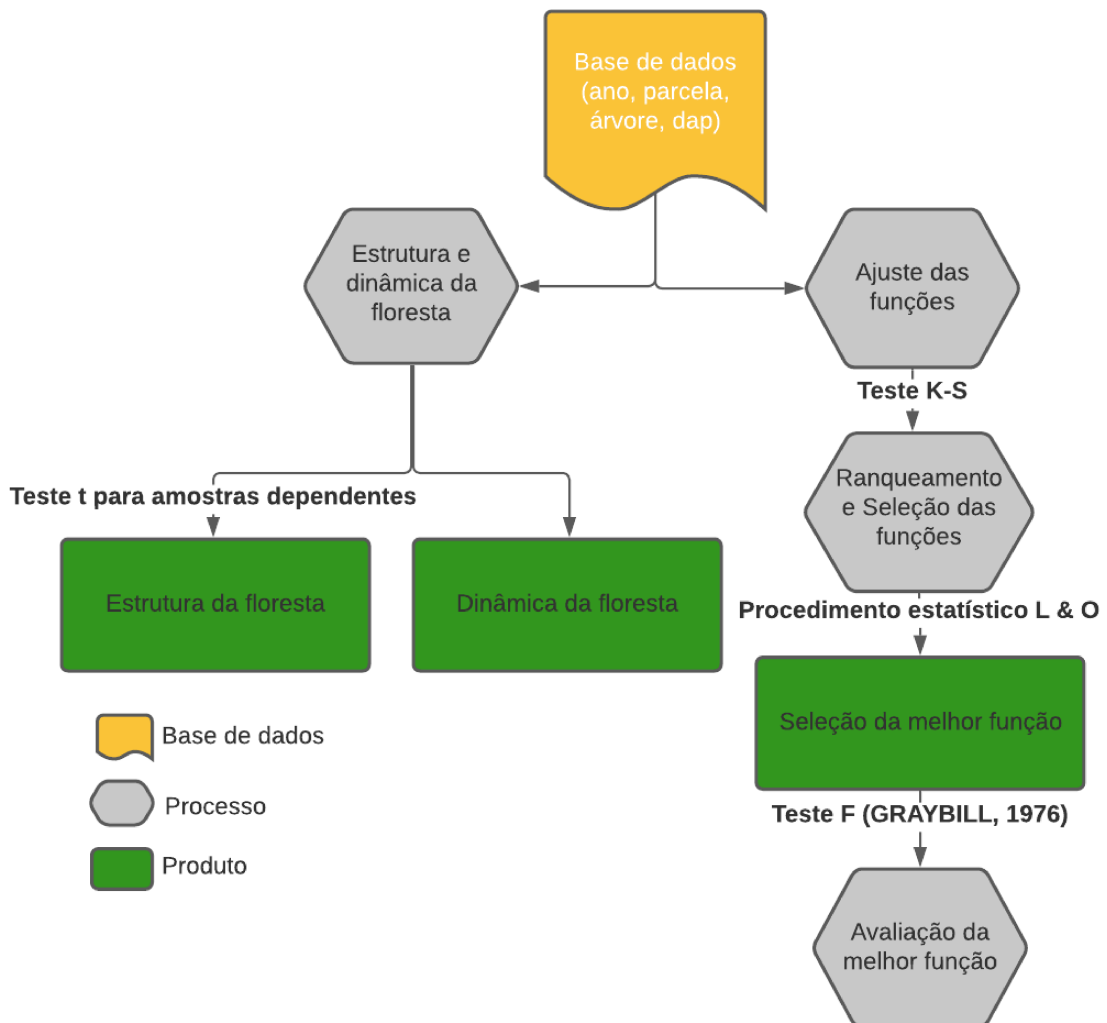
A unidade de produção anual (upa) de madeira, onde estão localizadas as parcelas, possui 500 ha e foi submetida ao manejo florestal pela Coomflona no ano de 2008. Nesta área, árvores comerciais com diâmetro a altura do peito (dap) igual ou superior a 50 cm foram retiradas. Em 2007, foram instaladas aleatoriamente 10 parcelas permanentes de 50 x 50 m (0,25 ha cada), totalizando área amostral de 2,5 ha. A instalação e medição das parcelas seguiram as diretrizes de Silva et al. (2005), para florestas naturais da Amazônia Brasileira. Dentre as parcelas lançadas, em cinco houve interferência direta da colheita florestal, parcelas 2, 4, 5, 7 e 9. Nas demais parcelas ocorreram intervenções indiretas da colheita como: queda de árvores ocasionada pelas árvores colhidas.

A delimitação da parcela foi realizada com piquetes de longa durabilidade. A primeira medição foi realizada em 2007, antes de qualquer intervenção. A segunda medição foi realizada em 2010, dois anos após a colheita (2008) e a terceira medição ocorreu em 2013, cinco anos após a colheita. Em novembro de 2015 ocorreram incêndios na FLONA Tapajós que atingiram a área do experimento. A maior parte dos incêndios na região surge quando moradores queimam roças e pastos para a criação de gado (DOS SANTOS; MELO; COSTA, 2018). Um ano após a ocorrência do incêndio, em 2016, foi realizada a quarta medição nas parcelas.

Em todas as parcelas, as árvores com diâmetro à altura do peito igual ou acima de 10 cm ( $d_{ap} \geq 10$  cm) foram enumeradas, plaqueteadas e identificadas botanicamente, por parabolômicos, além de mensuradas em dap, utilizando fita com precisão milimétrica, e demarcadas com tinta óleo vermelha para indicação do local de medição e redução dos erros nas medições subsequentes.

O fluxograma metodológico contendo o resumo das etapas necessárias para avaliar os efeitos de ações antrópicas na distribuição de diâmetros de uma floresta manejada na Amazônia é apresentado na figura 2.

Figura 2 - Etapas metodológicas para a avaliação dos efeitos de ações antrópicas na distribuição de diâmetros da floresta.



### 3.3 Estrutura e dinâmica da floresta

Os dados obtidos nas medições das parcelas permanentes foram processados, em cada ano, por meio do software Monitoramento de Floresta Tropical (MFT), desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental (SILVA et al., 2008).

#### 3.3.1 Estrutura da floresta

A área basal foi calculada por meio do somatório da área seccional de todas as árvores da parcela, expressa em  $m^2 ha^{-1}$ , de acordo com a área da unidade amostral. Por padrão do software MFT, o volume foi calculado somente para as árvores com  $dap \geq 20$  cm (Equação 1 e 2).

$$V = 20cm \leq dap < 45cm = \frac{-0,0994 + 9,1941(dap)^2}{10000} \quad (1)$$

$$V = 45cm \leq dap = e^{(2,1809 \log(dap) - 7,62812)} \quad (2)$$

A distribuição por classe de diâmetro foi realizada para as variáveis densidade, área basal e volume com amplitude de 10 cm para toda população e, também, considerando apenas o grupo de espécies comerciais. A lista de espécies de toda população e das incluídas no grupo de espécies comerciais encontra-se no apêndice A. Para verificar se houve diferença entre os períodos avaliados utilizou-se o teste t para amostras dependentes a 5% de probabilidade. Cada parcela permanente foi considerada uma repetição. O teste t para amostras dependentes é utilizado para analisar o conjunto de características medidos em duas ocasiões diferentes, como no caso de parcelas permanentes, cujas variáveis são medidas ao longo do tempo.

#### 3.3.2 Dinâmica da floresta

O recrutamento e a mortalidade (natural, colheita e incêndio) foram calculados para dois intervalos de tempo, entre 2007 e 2010 (dois anos após a colheita) e entre 2013 e 2016 (um ano após o incêndio). A mortalidade por colheita foi identificada no campo pela placa de numeração. Essa etapa envolve árvores mortas pelo corte ( $dap \geq 50$ ), pela queda da árvore colhida e pela abertura de trilhas de arraste. As demais foram registradas como mortalidade natural. A mortalidade por incêndio foi identificada pelas características que o fogo deixa na árvore, como a coloração escura da casca e queimada no tronco.

O indivíduo vivo na primeira medição e que foi registrado como morto na segunda compôs o índice de mortalidade de cada período, expressa pelo número de árvores mortas por ano. As árvores que não constavam na medição anterior e que atingiram dap maior ou igual a 10 cm compuseram a taxa de recrutamento, expresso pelo número de árvores ingressas por ano.

### 3.4 Ajuste das funções densidade de probabilidade

Para este trabalho foram selecionadas quatro funções densidade de probabilidade com potencial de uso no ajuste da distribuição de diâmetros de florestas tropicais naturais, são elas:

#### Weibull 3P

$$f(x) = \left(\frac{\gamma}{\beta}\right) \left(\frac{x-\alpha}{\beta}\right)^{\gamma-1} \exp\left(-\left(\frac{x-\alpha}{\beta}\right)^{\gamma}\right) \quad (3)$$

Em que:  $\alpha$  = parâmetro de locação;  $\beta$  = parâmetro de escala;  $\gamma$  = parâmetro de forma;  $x$  = centro de classe de diâmetro (cm).

#### Exponencial

$$Y = \beta_0 x^{\beta_1} \quad (4)$$

Em que  $Y$  = número de árvores por classe de diâmetro;  $x$  = centro de classe de diâmetro (cm);  $\beta_1$  = representa a taxa de decréscimo da frequência com o aumento do diâmetro;  $\beta_0$  = representa a densidade relativa do povoamento.

#### Log-Pearson III

$$f(x) = \frac{1}{x|\beta|\Gamma(\alpha)} \left(\frac{\ln(x)-\gamma}{\beta}\right)^{\alpha-1} e^{\left(-\frac{\ln(x)-\gamma}{\beta}\right)} \quad (5)$$

Em que:  $\alpha$  = parâmetro de forma ( $\alpha > 0$ );  $\beta$  = parâmetro de escala ( $\beta > 0$ );  $\gamma$  = parâmetro de locação;  $x$  = centro de classe de diâmetro (cm).

#### Frechet 3P

$$f(x) = \frac{\alpha}{\beta} \left( \frac{\beta}{x-\gamma} \right)^{\alpha+1} e^{-\left( \frac{\beta}{x-\gamma} \right)^{\alpha}} \quad (6)$$

Em que  $\alpha$  = parâmetro de forma ( $\alpha > 0$ );  $\beta$  = parâmetro de escala ( $\beta > 0$ );  $\gamma$  = parâmetro de locação;  $x$  = centro de classe de diâmetro (cm).

Os ajustes foram realizados para cada parcela em todos os anos (antes e depois da colheita e antes e após o incêndio). Os parâmetros da função Weibull 3P, Log-Pearson III e Frechet 3P foram obtidos pelo método da máxima verossimilhança e da Exponencial pela regressão não linear utilizando o pacote *forestmangr* (BRAGA; OLIVEIRA; GORGENS, 2021) do software R (R Core Team, 2021).

### 3.4.1 Ranqueamento e seleção das funções densidade de probabilidade

Para avaliar a aderência das funções aos dados utilizou-se o teste de Kolmogorov-Smirnov (K-S) (equação 7) (GIBBONS, SUBHABRATA, 1992), a 5% de probabilidade que testa a hipótese nula de que a distribuição de diâmetros observada segue a distribuição proposta pela função densidade de probabilidade (fdp) (CASTRO et al., 2016). O valor calculado representa o ponto de maior divergência entre as frequências acumuladas observadas com as frequências acumuladas estimadas (CYSNEIROS et al., 2017). O ranqueamento das funções foi realizado de acordo com a qualidade de aderência obtido pelo teste K-S. As duas funções que apresentaram a menor diferença máxima absoluta (equação 7) foram selecionadas como as fdp de melhor aderência para prosseguir a análise estatística.

$$D = \max |F_o(x) - F_e(x)| \quad (7)$$

Em que: D = diferença máxima absoluta;  $F_o(x)$  e  $F_e(x)$  = frequências acumuladas observadas e esperadas, respectivamente.

### 3.4.2 Seleção da melhor função densidade de probabilidade

Em seguida verificou-se a validade das distribuições de diâmetros estimadas pelas duas melhores funções em relação à distribuição de diâmetro observada. Para isso, utilizou-se o procedimento estatístico proposto por Leite e Oliveira (2002), resultado da combinação do teste de F ( $F_{H_0}$ ) Graybill, do teste t para erro médio ( $t_{\bar{\epsilon}}$ ) e da análise de correlação linear ( $r_{Y_j Y_1}$ ) entre os valores observados ( $Y_j$ ) e os valores estimados ( $Y_1$ ). O teste compara o valor

observado, como variável dependente, e o valor estimado, como variável independente (RETSLAFF et al., 2012).

### **3.4.3 Avaliação da função densidade de probabilidade selecionada**

Após seleção da função que melhor descreveu a distribuição de diâmetros ao longo dos anos, utilizou-se o teste F (GRAYBILL, 1976) para testar a hipótese de similaridade entre os parâmetros de antes e após colheita e antes e após incêndio.

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

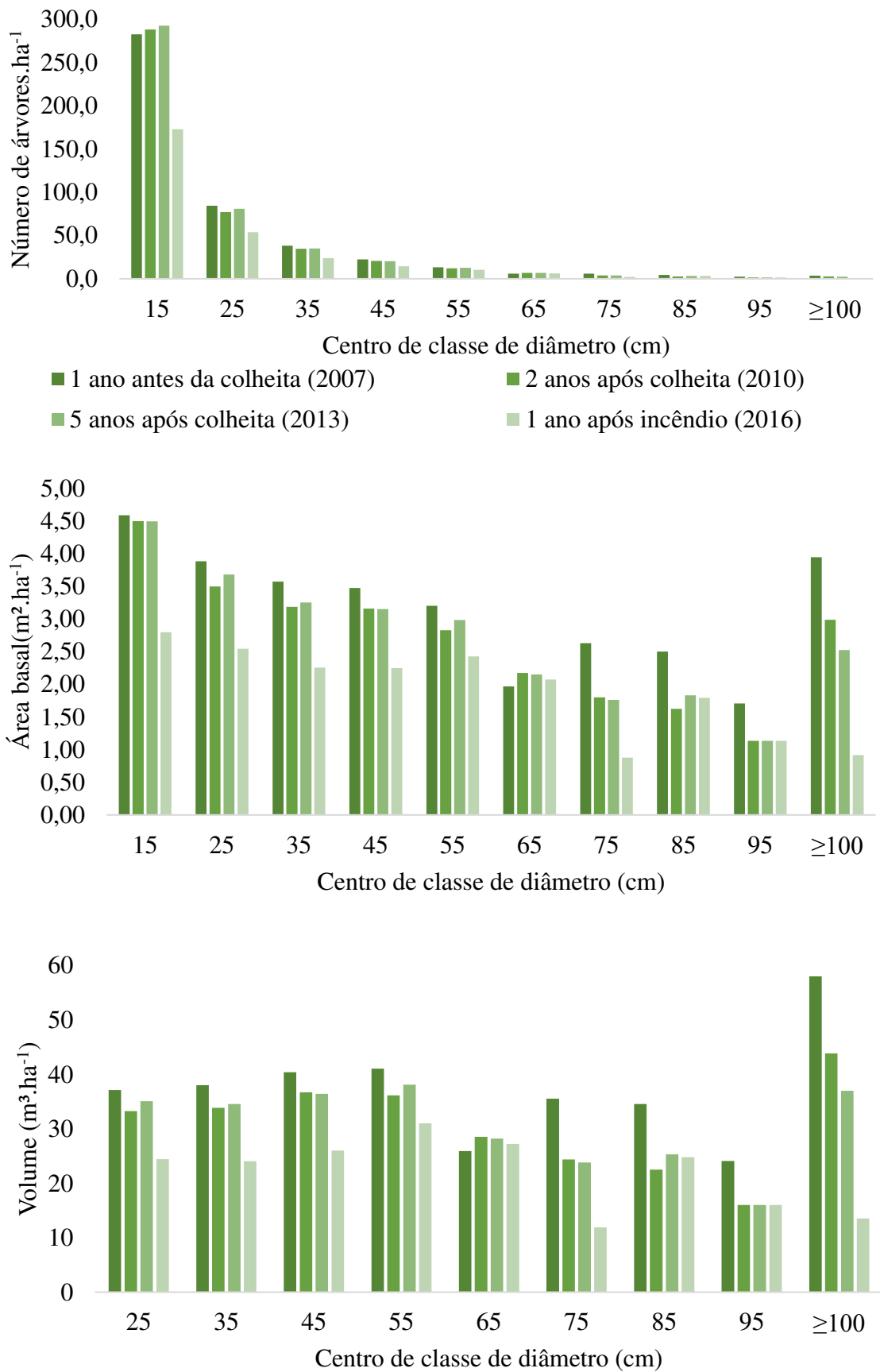
### **4.1 Estrutura e dinâmica da floresta**

#### **4.1.1 Estrutura da floresta**

A floresta estudada apresentou distribuição de diâmetros na forma de J-invertido nos quatro períodos avaliados, típica de florestas tropicais, em que a maior parte dos indivíduos estão concentrados na primeira e segunda classe diamétrica, com redução característica da densidade nas classes seguintes (Figura 3). Essa distribuição indica que novas árvores estão ingressando na área, com maior concentração de indivíduos nas primeiras classes de diâmetro, o que caracteriza uma comunidade estoque, geralmente encontrada em florestas tropicais estáveis e com composição de muitas espécies (SILVA; SOUZA, 2016). Como essa estrutura permaneceu em todos os levantamentos, antes e após a colheita e o incêndio, demonstra resiliência e estabilidade na recomposição florestal (REIS et al., 2010) e sugere que as populações estão estáveis e autorregenerando devido ao balanço entre mortalidade e ingresso de árvores (GONÇALVES; SANTOS, 2008).

Após a colheita de madeira, apesar da maior redução de árvores nas menores classes, a floresta manteve a estrutura na forma exponencial negativa. Esse comportamento também foi observado em outras áreas de manejo florestal na Flona Tapajós (NATIVIDADE et al., 2018; BEZERRA et al., 2018). A manutenção da estrutura da floresta após perturbações antrópicas (colheita e incêndio) está relacionada à intensidade destas intervenções (AZEVEDO et al., 2008a). A resiliência da floresta ao incêndio depende da intensidade do fogo na vegetação e da sua estrutura antes do distúrbio, pois o incêndio afeta principalmente as árvores com menores dap (ANDRADE et al., 2020a). Neste trabalho, 70% da mortalidade pelo fogo ocorreu em árvores com dap < 20 cm. Mesmo com esta redução, a floresta manteve sua estrutura de J-invertido, o que evidencia a sua resiliência (DOS SANTOS et al., 2016).

Figura 3 - Distribuição de diâmetros, área basal e volume em área submetida a manejo florestal e a incêndio na Floresta Nacional do Tapajós.



No inventário de 2007, antes da colheita, 1158 árvores foram inventariadas nas 10 parcelas, resultando em 463,2 árvores por hectare, 31,47 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal e 334,80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de volume. Em 2010, dois anos após a colheita, foram contabilizadas 1127 árvores, equivalente a 450,8 árvores por hectare, 26,88 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal e 275,32 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de volume. Houve a perda de 12,4 árvores por hectare, dessa perda apenas 3,6 árvores por hectare foram colhidas, as demais foram perdas ocasionadas pela operação de colheita e por causas naturais. A redução de densidade ocorreu na maioria das classes de diâmetros. Apenas as classes 15 e 65 não foram afetadas e superaram sua densidade inicial (Figura 3). A maior redução ocorreu na classe 25 com uma perda de 7,2 árvores por hectare. A área basal e o volume também reduziram dois anos após a colheita. Apenas na classe 65 foi observado o aumento dos valores dessas variáveis, com um incremento de 0,21 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e 2,64 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal e volume, respectivamente. A maior redução ocorreu na classe  $\geq 100$  que perdeu 0,96 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal e 14,15 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de volume.

O volume total por hectare removido da estrutura da floresta após colheita correspondeu a 69,01 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, destes, 47,8% (32,99 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) foram referentes ao volume colhido. Já os 52,2% (36,02 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) restantes, 44,4% (15,99 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) corresponderam a mortalidade causada de forma indireta pelas atividades de colheita de madeira (derruba e arraste das toras) e 55,6% (20,03 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) devido a causas naturais ocorrida no intervalo de tempo entre às duas medições. Apesar da maior redução (57,45%) no número de árvores nas classes de menor diâmetro (dap < 40 cm), a perda de área basal (82,05%) e volume (87,13%) foi maior nas classes de maior diâmetro (dap > 40 cm). Isto porque as árvores das classes de menor diâmetro possuem menores dimensões e assim contribuem menos para área basal e volume da floresta. Mesmo com a adoção de técnicas de impacto reduzido, que prevê atividades para diminuir os danos e perdas na vegetação remanescente, a colheita não é uma operação isolada e causa efeitos que estão correlacionados com a sua intensidade (AZEVEDO et al., 2008).

Em 2013, cinco anos após a colheita, foram registradas 1149 árvores, representando 459,6 árvores por hectare, 26,96 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal e 274,61 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de volume. A densidade total da floresta aumentou 8,8 árvores por hectare em relação à última medição (2010), mantendo a estrutura em J invertido com incremento nas três primeiras classes. Já em relação à área basal, a floresta apresentou acréscimo total de 0,08 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> com maior perda na classe  $\geq 100$ . A floresta não recuperou o seu volume inicial cinco anos após a colheita, embora, em relação a 2010, tenha ocorrido aumento no volume na maioria das classes. Houve

redução de volume nas classes 45, 65, 75 e  $\geq 100$ . Contudo, a classe 65 manteve o volume acima daquele observado na primeira medição (Figura 3).

Diferentes combinações de intensidade de exploração foram testadas por Azevedo et al. (2008b). Os autores verificaram que a capacidade de resiliência da floresta mostrou-se mais eficiente para a recuperação da abundância, quando comparada à área basal e o volume (AZEVEDO et al., 2008b). A mesma tendência foi observada no inventário de 2013, com aumento na densidade da floresta e manutenção da área basal e volume. A recuperação da floresta se dá pelo ingresso de árvores nas classes de menor diâmetro como consequência da abertura de clareiras, em que ocorre a diminuição da competição por luz e espaço, aumenta a disponibilidade de nutrientes, permitindo o ingresso de novas árvores (LIMA et al., 2020).

Na Flona Tapajós, parcelas permanentes instaladas em áreas manejadas, no ano de 1975, demonstraram que, apesar de um volume de colheita três vezes superior ao legalmente permitido a ser explorado atualmente ( $72,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), após 30 anos de uma extração seletiva de madeira, um segundo ciclo de corte é viável, desde que espécies não exploradas na primeira colheita sejam incluídas (REIS et al., 2010; ANDRADE, 2020). Assim, a intensidade de corte pode influenciar na estrutura da floresta remanescente (DARRIGO et al., 2016), com potencial reflexos na composição florística da vegetação (AVILA et al., 2015; BUCHMANN, 2016), no tempo de recuperação da floresta (RUTISHAUSER et al., 2015) e sua biodiversidade (BURIVALOVA; SEKERCIOGLU; KOH, 2014).

Mesmo com o aumento ou manutenção do número de indivíduos nas parcelas que não houve colheita (1, 3, 6, 8 e 10), foi verificada uma perda de 12,4 árvores por hectare após o corte. Todavia, essa diferença na densidade foi não significativa (Tabela 1). Apesar da baixa intensidade de colheita de 3,6 árvores por hectare verificada na Flona Tapajós, a perda de indivíduos de 12,4 árvores por hectare foi maior que o planejado, isso por conta da mortalidade causada de forma indireta pelas atividades de colheita de madeira (derrubada e arraste das toras) e, também, devido à mortalidade por causas naturais ocorrida no intervalo de tempo entre às duas medições. Isso sugere que apesar das perdas, o impacto da colheita não afetou a estrutura da floresta em termos de número de árvores, pois a abertura de clareiras proporcionou o ingresso de espécies pioneiras, com vantagens no ingresso de novos indivíduos por serem demandante de luz e de rápido crescimento (DARRIGO et al., 2016).

No que se refere a área basal e volume foi verificada diferença significativa antes e após a colheita. Apenas nas parcelas 6 e 8 foi observado incremento de área basal e somente na parcela 8 houve aumento de volume. Isso porque o impacto da retirada de árvores se dá nas classes de maior diâmetro que concentram a maior parte da biomassa da floresta. Em outras palavras, quanto maior o diâmetro da árvore colhida maior será a redução de área basal e volume. Entretanto, a recuperação do estoque de volume da floresta poderá ocorrer em um próximo ciclo de corte, cuja estrutura será composta por árvores de menores diâmetros e de diferentes espécies quando comparado ao estoque antes da exploração (REIS et al., 2010). Azevedo et al. (2008b) verificaram que a intensidade da exploração influencia diretamente a área basal e o volume remanescente e que não foram encontradas diferenças estatísticas significativas apenas para o número de árvores, como verificado neste estudo.

A importância do planejamento da colheita com maior atenção a indivíduos de menores dimensões, retirada de cipós, direcionamento de queda das árvores, demarcação de trilhas de arraste são essenciais para reduzir os impactos negativos na floresta durante as atividades de colheita e indispensáveis para garantir que o manejo florestal seja sustentável (JACOBSEN et al., 2020). Desta forma, é importante utilizar critérios técnico-científicos que permitam identificar as individualidades de cada floresta manejada e determinar o estoque de madeira disponível e a intensidade de colheita compatível com a sua capacidade. Essa avaliação, quando associada à adoção de técnicas silviculturais e de manejo apropriadas, bem como ações mitigatórias de impactos ambientais e de monitoramento da floresta, permitem a preservação de suas funções, estrutura e diversidade biológica. Todas essas medidas favorecem a recuperação da floresta no intervalo entre cada ciclo de corte e a viabilidade técnica-econômica e social do manejo florestal (SCHWARTZ et al., 2016).

Tabela 1 - Teste t para amostras dependentes, número de árvores, área basal e volume por parcela antes e após colheita e incêndio em área na Floresta Nacional do Tapajós.

Parcela	N ha <sup>-1</sup>				G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )				V (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )			
	2007	2010	2013	2016	2007	2010	2013	2016	2007	2010	2013	2016
1	460	460	448	284	20,922	20,903	19,735	11,984	189,64	189,16	172,80	97,60
2 <sup>c</sup>	472	404	400	232	39,516	30,774	31,991	20,100	451,40	339,96	356,64	224,24
3	432	496	504	364	27,305	26,688	28,560	21,068	279,72	263,56	286,36	210,12
4 <sup>c</sup>	496	528	544	380	35,415	33,352	34,107	29,008	376,56	344,00	351,56	314,96
5 <sup>c</sup>	436	400	432	140	37,621	26,238	27,641	17,808	435,44	280,76	297,28	119,52
6	408	444	464	284	23,659	24,383	24,534	20,380	226,84	235,04	237,96	216,28
7 <sup>c</sup>	420	300	336	168	29,480	15,235	16,550	10,584	315,44	144,64	155,64	111,96
8	436	452	444	336	24,407	24,875	25,733	24,868	236,96	239,48	254,28	264,84
9 <sup>c</sup>	536	480	524	408	30,247	21,397	22,482	19,844	300,64	195,48	202,68	186,28
10	536	544	504	300	46,188	44,975	38,250	23,212	535,40	521,16	430,88	244,08
<b>p-valor</b>	0,25 <sup>ns</sup>		0,00*		0,01*		0,00*		0,01*		0,00*	

<sup>c</sup> = Parcela com colheita; <sup>ns</sup> = não significativo, a 5% de probabilidade; \* = significativo, a 5% de probabilidade.

Em 2016, um ano após o incêndio, foram inventariadas 724 árvores, resultando em 289,6 árvores por hectare, 19,07 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal e 198,99 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de volume. Dessa forma, foi observada a redução de 170 árvores por hectare com decréscimo de indivíduos na maioria das classes (Figura 3). Apenas as classes 85 e 95 não foram afetadas. A primeira classe foi a mais afetada pelo incêndio, com uma perda de 119,6 árvores por hectare, 70% do total. Essa mesma tendência foi observada em outras áreas de manejo floresta da Flona Tapajós. O mesmo incêndio causou a redução de 157,7 indivíduos por hectare da regeneração natural (arvoretas, varas e mudas) (COSTA et al., 2018). Outro incêndio na Flona Tapajós, em 1997, afetou principalmente as árvores com dap < 20 cm (ANDRADE et al., 2020a).

De maneira similar ao observado para a densidade da floresta, foi significativa a redução dos valores de área basal e volume, indicando que a estrutura da floresta foi afetada. Registrou-se uma redução de 29% (7,89 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) de área basal e 28% (75,62 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) de volume. Com exceção da parcela 8, todas as demais tiveram tais valores reduzidos. Considerando as classes diamétricas, destaca-se que a classe 15, apesar de ter apresentado perda de 119 árvores ha<sup>-1</sup>, teve redução de 1,7 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, contrastando com a classe ≥ 100, na qual se registrou a perda de apenas 1,6 árvores ha<sup>-1</sup> e uma redução de 1,6 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e 23,5 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal e volume, respectivamente. A redução do volume foi observada de maneira generalizada entre as classes, excetuando-se apenas a classe 95, cujo volume aumentou. O descrito foi verificado de maneira similar em floresta no sul da Amazônia, onde a área basal reduziu em 50% com aumento da frequência do fogo (PRESTES et al., 2020) e no norte da Amazônia com uma redução de 54% de área basal (MARTINS et al., 2012). Em floresta tropical na Índia, as árvores que aparentemente não foram afetadas pelo incêndio, são resistentes ao fogo e de grande porte (DATTARAJA et al., 2018).

Diferentemente do observado depois da colheita, após o incêndio, a perda de área basal e volume foi maior nas classes de menor diâmetro. Essa maior sensibilidade das menores árvores aos impactos ocasionados pelo fogo evidencia que o tamanho do diâmetro é um fator determinante na mortalidade e sobrevivência destas em incêndios florestais (MEDEIROS; MIRANDA, 2005). Por outro lado, as árvores de maior diâmetro são mais resistentes ao fogo (PEIXOTO et al., 2012). Sato et al. (2016) observaram que o incêndio no sub-bosque associado a duas severas secas ocorridas em 2005 e 2010 em uma floresta no sudoeste da Amazônia não impactou árvores grandes, com dap > 40 cm. Em contrapartida, verificamos que após o incêndio florestal de 2015, na Flona Tapajós houve uma perda de 12,4

árvores por hectare com  $dap > 40$  cm. Isto indica que, apesar da maior mortalidade das menores árvores, o incêndio florestal pode impactar as maiores árvores. Dependendo da intensidade do fogo na vegetação e da resiliência da floresta ao fogo, que está diretamente relacionada às condições da sua estrutura (densidade, área basal e volume) (TRUMBORE et al., 2015; WATSON et al., 2018; AVILA et al., 2018), a floresta sob manejo poderá ser afetada.

O incêndio florestal que aconteceu na Flona Tapajós, em 1997, ocorreu com maior intensidade em parcelas onde houve colheita florestal do que em parcelas que não sofreram este impacto (ANDRADE et al., 2020a). Por outro lado, neste estudo, as parcelas em que houve ou não colheita foram afetadas de maneira similar pelo incêndio, ou seja, a mortalidade devido ao fogo ocorreu de forma semelhante em todas as parcelas. No entanto, apesar de os dados estatísticos mostrarem que houve redução significativa da densidade, área basal e volume, não se pode afirmar, nesse caso, que as perdas observadas foram em decorrência do incêndio de forma isolada, uma vez que os impactos da colheita podem ter influenciado os resultados.

As perdas observadas nas florestas após incêndios podem ser facilitadas pela colheita, dado que a floresta se torna mais frágil e vulnerável a distúrbios como o fogo (BARLOW et al., 2016), devido à redução da cobertura do dossel aumentar a temperatura da superfície em estações secas, somada a grande quantidade de combustível de biomassa deixado nas áreas de colheita (BRANDO et al., 2014). Após a retirada de madeira, a inflamabilidade da floresta aumenta, facilitando a ocorrência de incêndios no sub-bosque colocando em movimento um ciclo vicioso de mortalidade de árvores, aumento da carga de combustível, reentrada do fogo e, por fim, destruição da floresta (FEARNSIDE, 2005).

Os impactos provenientes do fogo não foram suficientes para comprometer a capacidade natural que o ecossistema tem para se recuperar após ocorrência de um distúrbio, dado que as populações apresentaram fluxo contínuo (J-invertido), corroborando com os resultados encontrados em outros estudos realizados na Flona Tapajós (GONÇALVES; DOS SANTOS, 2008; ANDRADE et al., 2020b). Contudo, destaca-se que as mudanças ocorridas na estrutura da floresta devido ao fogo influenciam diretamente na riqueza de espécies da área, ou seja, a perda de árvores ocasionada pelo fogo afeta não só a área basal e volume, mas também a composição das espécies do sub-bosque (PRESTES et al., 2020). Desta maneira, o incêndio florestal influencia negativamente tanto a composição quanto a estrutura de

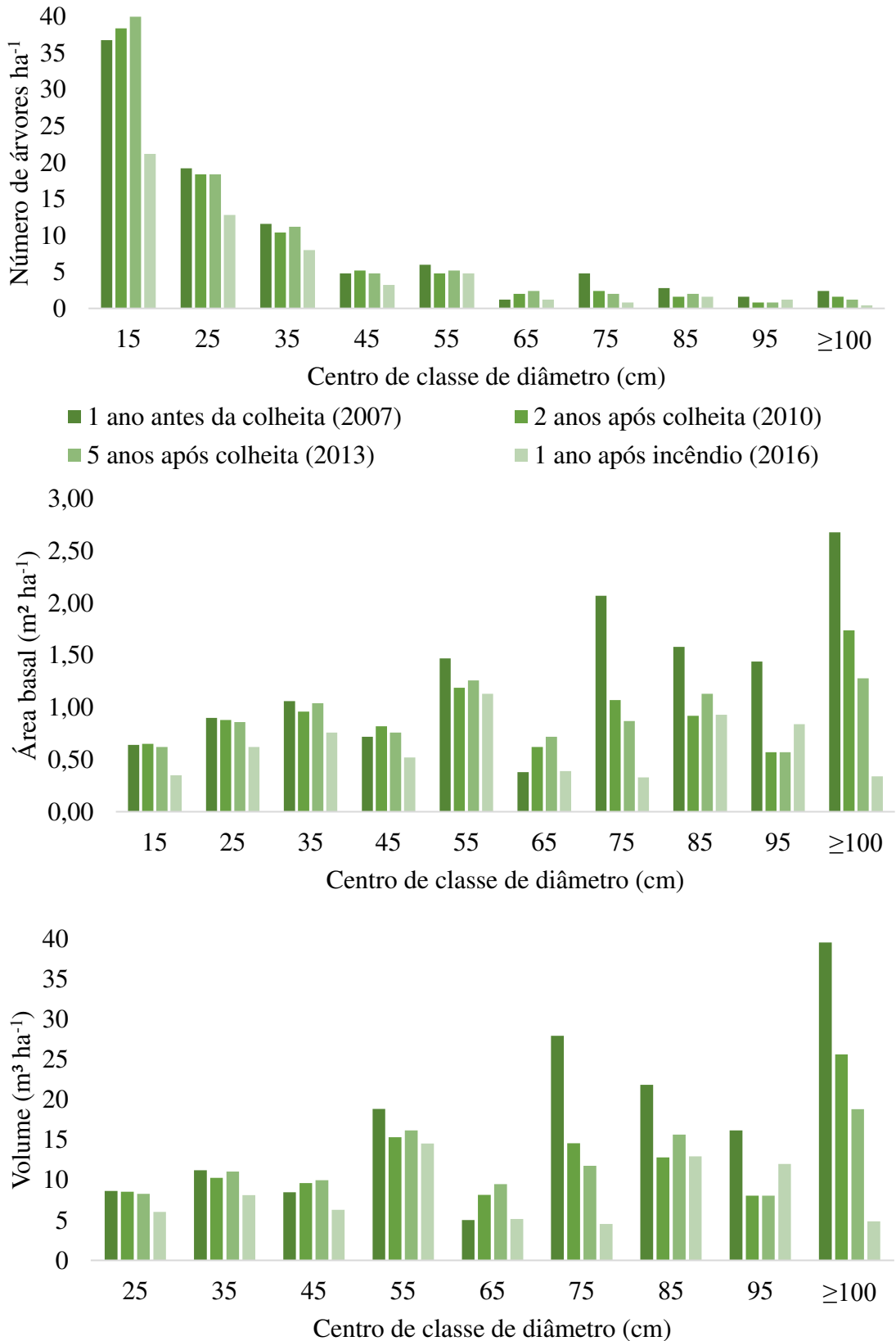
pequenas árvores na floresta amazônica, podendo ocasionar sérios prejuízos a integridade do ecossistema (DE ARAUJO et al., 2013). Isso porque na Amazônia há uma alta ocorrência de espécies localmente raras que têm maior probabilidade de serem extintas localmente (COCHRANE; SCHULZE, 1999). Esses fatores podem potencializar os riscos de perturbações antrópicas e levarem a extinção local de espécies (TER STEEGE et al., 2013).

#### **4.1.2 Estrutura da floresta das espécies comerciais**

Uma preocupação relacionada aos impactos de perturbações antrópicas é redução do estoque de espécies comerciais, que são espécies madeireiras de valor comercial mais exploradas e, conseqüentemente, sofrem mais alterações em suas populações (CASTRO; CARVALHO, 2014). Em 2007, a área possuía um estoque de espécies comerciais de 91,2 árvores por hectare e volume de 157,65 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, proveniente de 42 espécies (Apêndice A). Destas, apenas 20,6 % estavam aptas ao corte, ou seja, acima do diâmetro mínimo de corte de 50 cm, mas que correspondiam a 82 % do volume total das espécies comerciais (129,34 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>). A colheita causou redução de 5,6 árvores por hectare, sendo que destas 3,6 foram colhidas e as demais foram perdas ocasionadas pelas atividades de colheita. As maiores reduções pós-colheita (2010) ocorreram nas classes 35, 55, 75 e 85 enquanto nas classes 15, 45 e 65 não houve redução no número de indivíduos e na área basal (Figura 4). Em contrapartida, verificamos que houve aumento no número de árvores comerciais pós-colheita na primeira classe diamétrica, correspondendo a 33% do total de ingresso na área, ou seja, 3,2 árvores por hectare, superando o estoque inicial das espécies de valor comercial.

A redução do número de indivíduos causou a diminuição de 28% do estoque de volume comercial, principalmente nas classes de diâmetro acima do diâmetro mínimo de corte (dap > 50 cm), como esperado, pois estas classes são alvos da colheita, armazenam maior quantidade de volume e, deste modo, influenciam diretamente no volume total da área. O estoque de volume pós-colheita (2010) foi de 112,91 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, uma perda de 44,74 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Apenas as classes 45 e 65 não foram afetadas pela colheita. A classe ≥ 100 foi a que apresentou maior redução em volume, com uma perda de 13,91 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.

Figura 4 - Distribuição de diâmetros, área basal e volume do grupo de espécies comerciais em área submetida a manejo florestal e a incêndio na Floresta Nacional do Tapajós.



A redução do estoque de volume após a primeira colheita aliada as baixas taxas de recrutamento de espécies comerciais são uma das principais preocupações no manejo florestal (HAWTHORNE et al., 2012; AVILA et al., 2017), podendo diminuir a produção de madeira comercial em florestas que já foram colhidas ou até inviabilizar o próximo ciclo de corte (SCHWARTZ et al., 2017b). Assim, a maioria das espécies que superam o estoque pós-colheita não apresentam valor comercial (REIS et al., 2010). O tempo de recuperação do estoque de madeira comercial depende da intensidade de corte, do crescimento da floresta remanescente, além da heterogeneidade e complexidade das interações entre variáveis ambientais (MAZZEI; RUSCHEL, 2014).

Em 2013, cinco anos após a colheita, houve um acréscimo de 2,4 árvores comerciais por hectare em comparação com a medição de 2010. Contudo, o mesmo não foi observado para área basal e volume, que apresentaram decréscimo de  $0,31 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  e  $3,66 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , respectivamente, ao longo de cinco anos. Embora o estoque de indivíduos da primeira classe de diâmetro tenha superado o inicial, a redução de área basal e volume se deve ao fato de 67% do incremento (1,6 árvores por hectare) ser proveniente da primeira classe, que pouco impacta no total da área basal e volume.

Alguns autores sugerem que a redução do número de árvores tende a diminuir somente a partir do quinto (SILVA et al., 1995; OLIVEIRA et al., 2005; REIS et al., 2010) ou do sétimo ano após a colheita (DIONISIO et al., 2017). Souza et al. (2017) verificaram que 18 anos após exploração em área de manejo florestal no Amazonas, a recuperação de volume ocorreu de forma mais efetiva nas classes de menor diâmetro, isto porque estas classes não foram alvos da exploração, embora tenham sido reduzidas em consequência dos impactos da colheita. Nas classes de maior diâmetro, o volume não foi recuperado, no entanto, verificaram tendência de retorno aos níveis antes da exploração, principalmente nas classes entre 55 e 75 cm (SOUZA et al., 2017).

Assim, na colheita florestal é imprescindível que as espécies sejam classificadas de acordo suas demandas ecofisiológicas e se estabeleça um ciclo de corte compatível com a recuperação do volume extraído de cada grupo, visto que as espécies respondem de forma diferente aos impactos da colheita (OLIVEIRA; JARDIM; GOMES, 2020). As espécies tolerantes à sombra (comerciais), embora necessitem de condições de dossel fechado e sub-bosque, também podem se beneficiar da radiação solar proveniente de clareiras (JARDIM; SOARES, 2010). Porém, o estímulo resultante da abertura de clareiras pela colheita é

temporário, pois nos primeiros anos de observação o crescimento ocorre mais intensamente e depois entram em declínio (OLIVEIRA et al., 2020). Com o fechamento do dossel ao longo do tempo, a incidência de luz no interior da floresta diminui, ocasionando maior competição por recursos que ficam cada vez mais limitados (AVILA et al., 2017). Conseqüentemente, pode ocorrer redução no crescimento das árvores e, até mesmo, favorecer o aumento da mortalidade (VATRAZ et al., 2016).

Embora espécies de madeira leve sofram mais os impactos do incêndio, verificamos que as de madeira densa também foram afetadas, pois o incêndio provocou a redução de 32,8 árvores comerciais por hectare, o que corresponde a 2,9 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal e 34,9 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de volume. Com exceção da classe 95, todas as demais apresentaram redução de densidade, área basal e volume (Figura 4). A classe 15 foi a mais afetada, com uma perda de 18,8 árvores ha<sup>-1</sup> (57%). Entretanto, em relação a área basal, a classe  $\geq 100$  foi a que apresentou maior redução, com 0,9 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. Em relação ao volume, a classe 55 foi a menos afetada e a classe  $\geq 100$  a que sofreu maior redução, com 13,9 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Isso demonstra que o incêndio afetou tanto a densidade das menores árvores quanto o volume das maiores árvores. Esta perda das menores árvores somado ao aumento do recrutamento de espécies de madeira leve torna, no curto prazo, a floresta incendiada diferente, em composição florística, daquela não incendiada (BARLOW; PERES, 2008). Geralmente, espécies de menor valor comercial (madeira leve) podem ser beneficiadas após o incêndio (LOPES et al., 2002).

O descrito demonstra que mesmo em áreas de floresta ombrófila densa, em que os incêndios florestais não são comuns, algumas espécies podem ser resilientes aos impactos do fogo (ANDRADE et al., 2020b). Assim, incêndios florestais podem potencializar o aparecimento de espécies de menor valor comercial (pioneiras), ao mesmo tempo em que eliminam espécies de valor comercial (secundárias e climáticas), reduzindo o potencial produtivo de volume comercial da área, o que pode inviabilizar colheita em áreas de manejo florestal. Deste modo, florestas com históricos de fortes perturbações (colheita e incêndio) poderão não se recuperar no primeiro ciclo de corte (30 anos) (AVILA et al., 2018). Além disso, a possibilidade de ocorrer outro incêndio na área é muito maior devido à abertura do dossel e o aumento da matéria orgânica seca (combustível) (MONTEIRO et al., 2004). Em florestas sob regime de manejo florestal há uma grande quantidade de matéria orgânica seca por conta da mortalidade causada de forma indireta pelas atividades de colheita (MAZZEI et al., 2010), que geram ainda mais combustível para o fogo (CONDÉ; HIGUCHI; LIMA, 2019). Assim, os riscos de ocorrer incêndio são mais altos em florestas colhidas do que em

florestas não submetidas a colheita seletiva de madeira, principalmente se estiverem próximas a pastos ou terras aráveis (ANDRADE et al., 2020a).

#### 4.1.3 Dinâmica da floresta

Das 1158 árvores existentes em 2007, 14,16% morreram (164 árvores) até 2010, correspondendo a 23,2 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Tabela 2). A colheita foi responsável por 65,08% dessa mortalidade, equivalente a 15,1 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Os outros 34,92% de mortalidade ocorreram de forma natural. Em contrapartida, houve um recrutamento de 11,49% (133 árvores), o que correspondeu a 18,87 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Todavia, a taxa de mortalidade foi maior que a de ingresso, demonstrando balanço negativo de indivíduos na área, comum em florestas recém-colhidas, observado também por outros autores em áreas sob manejo florestal (SOUZA et al., 2017; JACOBSEN et al., 2020).

Tabela 2 - Taxa de Mortalidade (M) e Recrutamento (R) em área submetida a manejo florestal e a incêndio na Floresta Nacional do Tapajós.

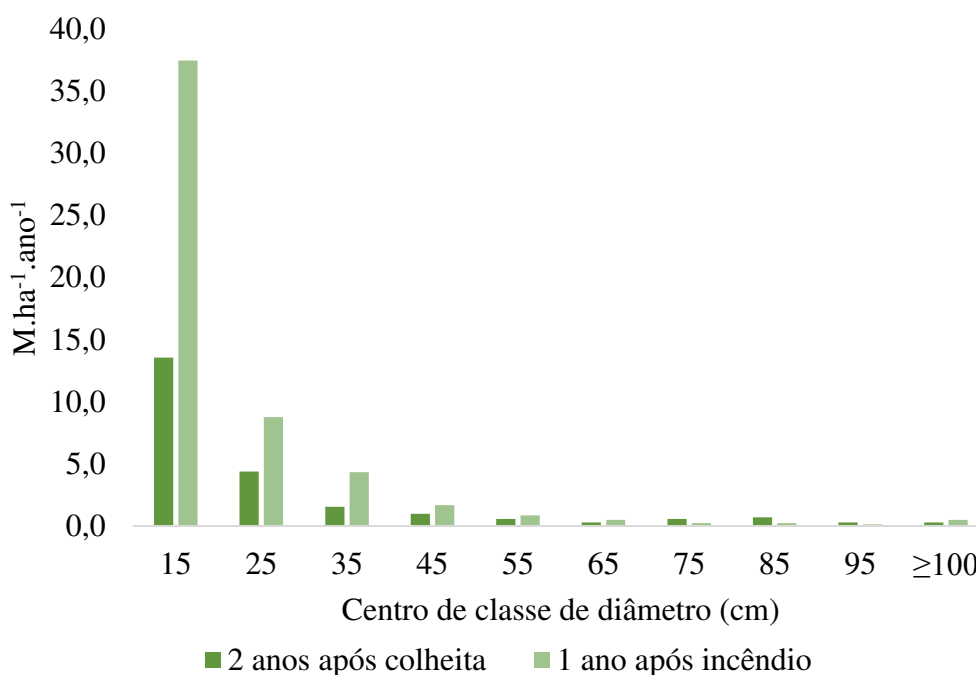
Período	M ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>						R ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	
	Natural	%	Colheita	%	Total	%*	Total	%
2007 – 2010 Pós colheita	8,10	34,92	15,10	65,08	23,20	14,16	18,87	11,49
2013 – 2016 Pós incêndio	8,90	16,18	46,10	83,82	55	39,77	3,40	2,43

\* Porcentagem em relação ao número de árvores total presente no início do período.

A floresta tende a estabilizar a taxa de mortalidade e recrutamento cerca de cinco anos após a exploração, sem diferença significativa no número de indivíduos entre o sub-bosque de uma floresta intacta e de uma floresta explorada (SILVA et al., 2005; REIS et al., 2010). Apesar disso, as perdas de volume de madeira devido ao aumento das taxas de mortalidade pós-colheita, aliado ao baixo estoque da regeneração natural de espécies de madeira comerciais em florestas tropicais, podem afetar os sistemas silviculturais policíclicos aplicados em florestas tropicais (MOSTACEDO; FREDERICKSEN, 1999; VAN RHEENEN et al., 2004; PARK et al., 2005; SCHWARTZ et al., 2017a). Estes fatores podem acarretar rendimentos mais baixos, tanto quantitativa quanto qualitativamente nos próximos ciclos de corte, tornando inviável futuras colheitas florestais (SCHWARTZ et al., 2017b). No entanto, isso pode ser compensado pela criação de ambientes mais favoráveis para o recrutamento e crescimento destas espécies (JARDIM, 2015).

Embora a colheita seja praticada nas árvores com  $dap > 50$  cm, ao analisar a mortalidade após colheita por classe de diâmetro observa-se que 84% ocorreram nas três menores classes, equivalente a 19,5 árvores  $ha^{-1} ano^{-1}$  (Figura 5), evidenciando que as menores árvores são as mais impactadas em consequência das operações de colheita por possuírem menor resistência que árvores de classes maiores. De todas as árvores inventariadas em 2007, 56 eram de grande porte ( $DAP \geq 60$ ). Destas, nove (9) morreram pela colheita, uma (1) morreu pela operação de colheita e cinco (5) árvores morreram naturalmente, o que corresponde a 2,1 árvores  $ha^{-1} ano^{-1}$ . Apesar da pequena redução no tamanho da população destas árvores de grande porte, elas foram responsáveis pela perda de 36% da área basal total.

Figura 5 - Mortalidade por classe de diâmetro em área submetida a manejo florestal e a incêndio na Floresta Nacional do Tapajós.



Na estação experimental de manejo florestal do INPA, a área basal e volume perdido de árvores derrubadas em consequência da colheita de impacto reduzido foi muito maior que o planejado (GAUI et al., 2019). Além disso, a mortalidade foi maior que o ingresso na área, que ficou com um saldo negativo de 4,3 árvores  $ha^{-1} ano^{-1}$ . Contudo, com o passar dos anos, a taxa de mortalidade devido à colheita de madeira tende a reduzir enquanto a de ingresso aumenta, bem como o crescimento das árvores remanescentes, por conta da abertura de clareiras (PUIG, 2008).

Após a colheita de madeira realizada em 2008, na área deste estudo na Flona Tapajós, foi registrada uma média de 9 árvores mortas para cada árvore colhida. Essas árvores mortas são deixadas na floresta e, dentro de alguns anos, contribuirão com o aumento da matéria orgânica seca (combustível) na área, o que, conseqüentemente, poderá contribuir para ocorrência de um incêndio, conforme verificado. Após a exploração de impacto reduzido, Jacobsen et al. (2020) verificaram que para cada 3 árvores colhidas, 15 árvores apresentaram danos diretos causados pelas atividades de exploração. Já em floresta sob exploração seletiva de madeira na Guiana, foi registrada uma média de 4 árvores mortas para cada indivíduo colhido (SOAMANDAUHG, 2017). Os danos decorrentes da colheita podem afetar a produção futura de madeira, quanto maior o volume da madeira colhida, maior e mais severo serão os impactos causados nas árvores remanescentes.

A principal maneira de contrabalançar estas perdas de madeira em florestas tropicais é com a aplicação de tratamentos silviculturais para aumentar as taxas de crescimento (PEÑA-CLAROS et al., 2008; VILLEGAS et al., 2009; SCHWARTZ et al., 2013, 2016; De AVILA et al., 2017), como, por exemplo a técnica de plantios de enriquecimento (SCHWARTZ et al., 2017b), tornando assim a floresta mais produtiva. Embora não haja garantia destes indivíduos contribuirão com o volume do próximo ciclo de colheita, por serem espécies de crescimento lento, eles aumentam a probabilidade de incremento no volume colhido em um terceiro ciclo (DAUBER et al., 2005; SIST; FERREIRA, 2007; VALLE et al., 2007). A resiliência das florestas às intervenções do manejo é essencial para o funcionamento e o fornecimento de serviços ecossistêmicos em longo prazo, além da garantia de uma produção contínua (AVILA et al., 2018).

No período de 2013 a 2016 o número de árvores mortas aumentou 278% em relação a última medição (2010), evidenciando que o incêndio foi de grande intensidade. O fogo provocou a mortalidade de 33,42% (384 árvores), equivalente a 46,1 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Tabela 2), sendo as árvores com dap < 40 cm as mais atingidas (93%) (Figura 5). As menores árvores também são mais suscetíveis aos efeitos do fogo e a combinação de colheita e incêndio foi responsável por 62% da mortalidade nas três primeiras classes. As árvores de grande porte foram menos afetadas pelo incêndio do que pela colheita, pois a redução de 1,6 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> foi inferior ao observado pela colheita. Não obstante mais 6,35% (73 árvores) morreram por causas naturais, correspondendo a 8,9 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Um ano após o incêndio houve ingresso de apenas 3,4 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Assim, a floresta ficou com um balanço negativo de 51,4 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Na Flona Anauá, localizada em Roraima, norte da Amazônia, o incêndio florestal após a extração ilegal de madeira, associado a prática de queimadas para pastagem e agricultura, resultou em mortalidade de 40 árvores  $\text{ha}^{-1}$  (CONDE et al., 2019). Muito abaixo do encontrado neste estudo, com a redução de 170 árvores  $\text{ha}^{-1}$ . Isso demonstra que o incêndio afetou a estrutura e dinâmica da floresta e causou mais impactos que a colheita. Em outra área da Flona Tapajós, o incêndio de 2015 resultou na mortalidade de 157,7 indivíduos por hectare da regeneração natural (arvoretas, varas e mudas) (COSTA et al., 2018). Resultados esses que demonstram que o incêndio foi de grande intensidade. Em anos de secas severas durante o El Niño (2015-2017), as interações entre seca e fogo produziram destruição significativas nos ecossistemas amazônicos (CONDE et al., 2019), conforme verificado no presente estudo.

Contudo, os inventários florestais conduzidos no primeiro ano após incêndios não irão capturar totalmente os impactos, o que pode acarretar em subestimação da perda de biomassa da floresta (BERENGUER et al., 2021). Assim, nossos resultados são limitados a avaliação de um ano após o incêndio, o que sugere que após a última medição, em 2016, a mortalidade de árvores pode ter aumentado em consequência do incêndio. Isso indica que o impacto do incêndio na estrutura e dinâmica da floresta pode ter sido subestimado e que as perdas sejam maiores que na última avaliação. A dinâmica sucessional após o incêndio é impulsionada pelas altas taxas de mortalidade (CHAZDON, 2008) e pela abertura do dossel, causada pela morte de grandes árvores, que desempenham papel fundamental nos processos de mudanças na dinâmica e estrutura das florestas (ANDRADE, 2020). Ainda, o fogo afeta a regeneração da floresta, uma vez que provoca a alteração do banco de sementes (KENNARD et al., 2002), e torna as espécies tolerantes ao fogo mais abundantes, reduzindo aquelas mais sensíveis (BRANDO et al., 2012). Depois do incêndio, a recuperação da biomassa e da estrutura da floresta é dificultada pela abundância de lianas, pelo alto número de danos nas árvores remanescentes e infestação de gramíneas exóticas em locais altamente perturbados (SILVÉRIO et al., 2013).

No arco de fogo de Roraima, após o terceiro incêndio, verificaram que não houve reposição das árvores de grande porte atingidas em curto e médio prazo, e que a alta taxa de mortalidade de indivíduos menores foi precedida por altas taxas de ingresso (XAUD et al., 2013). Na primeira década após incêndio, as florestas apresentaram recuperação com diminuição gradual da mortalidade e aumento expressivo de ingresso (ANDRADE et al., 2019). Quinze anos após o incêndio, uma floresta afetada pelo fogo estabilizou as taxas de mortalidade, mas ainda apresentou altas taxas de recrutamento (ANDRADE, 2020). Após

dezesseis anos de recuperação do incêndio a estrutura da floresta retornou a uma condição semelhante àquela anterior a queimada (PRESTES et al., 2020). No entanto, estimativas apontam que somente 100 anos após o incêndio as florestas terão alta riqueza de espécies semelhante ao seu estado original (CHAZDON et al., 2016).

O futuro das florestas amazônicas que passam por intensa seca e incêndios florestais dependerá, em parte, da composição das espécies (espécies tolerantes ao fogo e rebrota), além da proximidade de matrizes para dispersão de sementes (BRANDO et al., 2014). Porém, a maioria das espécies florestais amazônicas não são bem adaptadas para tolerar estresse hídrico e resistir a incêndios, principalmente os menores indivíduos (PRESTES et al., 2020). Desta forma, as florestas podem progredir ou regredir em composição, diversidade estrutural e florística conforme a frequência e intensidade do fogo na vegetação. Portanto, a proteção destas florestas aos incêndios é essencial para preservar a diversidade e garantir a produção contínua de madeira. Principalmente devido à sensibilidade dessas florestas às contínuas interações seca-fogo (NOGUEIRA et al., 2019). Aliado ao monitoramento a longo prazo é possível conhecer os mecanismos de recuperação após incêndios (BETTS; MALHI; ROBERTS, 2016) e assim descrever os caminhos dos processos dinâmicos dentro da floresta (SATO et al., 2016).

#### **4.2 Ajuste, ranqueamento e seleção das funções densidade de probabilidade**

As funções densidade de probabilidade foram ajustadas (Apêndice B e C) e ranqueadas de acordo com a aderência dada pelos valores de D, calculados no teste de K-S, para cada parcela e ano de medição, 2007, 2010, 2013 e 2016 (Tabela 3). As quatro funções foram aderentes a distribuição observada em todas as parcelas em 2007, 2010 e 2016. Deste modo, não se rejeita a hipótese de nulidade, ou seja, as distribuições observadas e estimadas são iguais estatisticamente.

Tabela 3 - Teste de Kolmogorov-Smirnov ( $\alpha= 0,05$ ) e ranking das funções ajustadas para cada parcela antes e após colheita e incêndio.

Ano	Função	Estatística	Parcela									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2007	Weibull 3P	Dcal	0,070 <sup>ns</sup>	0,110 <sup>ns</sup>	0,052 <sup>ns</sup>	0,071 <sup>ns</sup>	0,072 <sup>ns</sup>	0,113 <sup>ns</sup>	0,082 <sup>ns</sup>	0,064 <sup>ns</sup>	0,061 <sup>ns</sup>	0,080 <sup>ns</sup>
		Ranking	3°	4°	1°	4°	3°	4°	3°	3°	3°	3°
	Log Pearson III	Dcal	0,057 <sup>ns</sup>	0,109 <sup>ns</sup>	0,093 <sup>ns</sup>	0,066 <sup>ns</sup>	0,105 <sup>ns</sup>	0,077 <sup>ns</sup>	0,077 <sup>ns</sup>	0,098 <sup>ns</sup>	0,104 <sup>ns</sup>	0,088 <sup>ns</sup>
		Ranking	2°	3°	4°	3°	4°	3°	2°	4°	4°	4°
	Frechet 3P	Dcal	0,075 <sup>ns</sup>	0,071 <sup>ns</sup>	0,088 <sup>ns</sup>	0,064 <sup>ns</sup>	0,064 <sup>ns</sup>	0,053 <sup>ns</sup>	0,089 <sup>ns</sup>	0,062 <sup>ns</sup>	0,059 <sup>ns</sup>	0,061 <sup>ns</sup>
		Ranking	4°	2°	3°	2°	2°	2°	4°	2°	2°	2°
	Exponencial	Dcal	0,029 <sup>ns</sup>	0,044 <sup>ns</sup>	0,054 <sup>ns</sup>	0,042 <sup>ns</sup>	0,024 <sup>ns</sup>	0,017 <sup>ns</sup>	0,049 <sup>ns</sup>	0,039 <sup>ns</sup>	0,034 <sup>ns</sup>	0,037 <sup>ns</sup>
		Ranking	1°	1°	2°	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°
2010	Weibull 3P	Dcal	0,051 <sup>ns</sup>	0,127 <sup>ns</sup>	0,071 <sup>ns</sup>	0,056 <sup>ns</sup>	0,071 <sup>ns</sup>	0,103 <sup>ns</sup>	0,085 <sup>ns</sup>	0,092 <sup>ns</sup>	0,062 <sup>ns</sup>	0,075 <sup>ns</sup>
		Ranking	2°	4°	2°	2°	3°	4°	3°	3°	3°	3°
	Log Pearson III	Dcal	0,055 <sup>ns</sup>	0,089 <sup>ns</sup>	0,073 <sup>ns</sup>	0,057 <sup>ns</sup>	0,082 <sup>ns</sup>	0,059 <sup>ns</sup>	0,074 <sup>ns</sup>	0,105 <sup>ns</sup>	0,117 <sup>ns</sup>	0,111 <sup>ns</sup>
		Ranking	3°	3°	3°	3°	4°	3°	2°	4°	4°	4°
	Frechet 3P	Dcal	0,081 <sup>ns</sup>	0,060 <sup>ns</sup>	0,083 <sup>ns</sup>	0,059 <sup>ns</sup>	0,052 <sup>ns</sup>	0,053 <sup>ns</sup>	0,102 <sup>ns</sup>	0,072 <sup>ns</sup>	0,057 <sup>ns</sup>	0,053 <sup>ns</sup>
		Ranking	4°	2°	4°	4°	2°	2°	4°	2°	2°	2°
	Exponencial	Dcal	0,035 <sup>ns</sup>	0,016 <sup>ns</sup>	0,036 <sup>ns</sup>	0,021 <sup>ns</sup>	0,027 <sup>ns</sup>	0,026 <sup>ns</sup>	0,064 <sup>ns</sup>	0,070 <sup>ns</sup>	0,034 <sup>ns</sup>	0,031 <sup>ns</sup>
		Ranking	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°
2013	Weibull 3P	Dcal	0,045 <sup>ns</sup>	0,117 <sup>ns</sup>	0,089 <sup>ns</sup>	0,124 <sup>*</sup>	0,137 <sup>*</sup>	0,186 <sup>*</sup>	0,062 <sup>ns</sup>	0,098 <sup>ns</sup>	0,142 <sup>*</sup>	0,106 <sup>ns</sup>
		Ranking	2°	4°	3°	4°	4°	4°	2°	3°	4°	4°
	Log Pearson III	Dcal	0,057 <sup>ns</sup>	0,109 <sup>ns</sup>	0,093 <sup>ns</sup>	0,066 <sup>ns</sup>	0,105 <sup>ns</sup>	0,077 <sup>ns</sup>	0,077 <sup>ns</sup>	0,099 <sup>ns</sup>	0,104 <sup>ns</sup>	0,088 <sup>ns</sup>
		Ranking	3°	3°	4°	3°	3°	3°	3°	4°	3°	3°
	Frechet 3P	Dcal	0,079 <sup>ns</sup>	0,083 <sup>ns</sup>	0,083 <sup>ns</sup>	0,056 <sup>ns</sup>	0,070 <sup>ns</sup>	0,073 <sup>ns</sup>	0,097 <sup>ns</sup>	0,059 <sup>ns</sup>	0,058 <sup>ns</sup>	0,072 <sup>ns</sup>
		Ranking	4°	2°	2°	2°	2°	2°	4°	1°	2°	2°
	Exponencial	Dcal	0,029 <sup>ns</sup>	0,011 <sup>ns</sup>	0,027 <sup>ns</sup>	0,026 <sup>ns</sup>	0,012 <sup>ns</sup>	0,015 <sup>ns</sup>	0,073 <sup>ns</sup>	0,077 <sup>ns</sup>	0,019 <sup>ns</sup>	0,032 <sup>ns</sup>
		Ranking	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°	2°	1°	1°
2016	Weibull 3P	Dcal	0,069 <sup>ns</sup>	0,098 <sup>ns</sup>	0,114 <sup>ns</sup>	0,101 <sup>ns</sup>	0,093 <sup>ns</sup>	0,110 <sup>ns</sup>	0,082 <sup>ns</sup>	0,091 <sup>ns</sup>	0,094 <sup>ns</sup>	0,156 <sup>ns</sup>
		Ranking	3°	4°	4°	4°	3°	4°	3°	2°	3°	4°
	Log Pearson III	Dcal	0,055 <sup>ns</sup>	0,089 <sup>ns</sup>	0,073 <sup>ns</sup>	0,056 <sup>ns</sup>	0,082 <sup>ns</sup>	0,059 <sup>ns</sup>	0,080 <sup>ns</sup>	0,105 <sup>ns</sup>	0,117 <sup>ns</sup>	0,111 <sup>ns</sup>
		Ranking	2°	3°	2°	3°	2°	2°	2°	4°	4°	3°

Ano	Função	Estatística	Parcela									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Frechet 3P	Dcal	0,085 <sup>ns</sup>	0,068 <sup>ns</sup>	0,087 <sup>ns</sup>	0,054 <sup>ns</sup>	0,129 <sup>ns</sup>	0,062 <sup>ns</sup>	0,112 <sup>ns</sup>	0,064 <sup>ns</sup>	0,071 <sup>ns</sup>	0,089 <sup>ns</sup>
		Ranking	4°	2°	3°	2°	4°	3°	4°	1°	2°	2°
	Exponencial	Dcal	0,023 <sup>ns</sup>	0,037 <sup>ns</sup>	0,020 <sup>ns</sup>	0,036 <sup>ns</sup>	0,040 <sup>ns</sup>	0,026 <sup>ns</sup>	0,078 <sup>ns</sup>	0,103 <sup>ns</sup>	0,027 <sup>ns</sup>	0,069 <sup>ns</sup>
		Ranking	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°	3°	1°

<sup>ns</sup>= não significativo, a 5% de probabilidade; \* = significativo, a 5% de probabilidade.

Apesar das diferentes ações antrópicas na floresta, que geraram distintos impactos na estrutura e dinâmica, as funções demonstram a capacidade de descrever a distribuição de diâmetros da floresta após diferentes perturbações. A colheita florestal, mesmo realizada de forma planejada, provocou alterações, com redução e aumento no número de árvores, entre as classes de diâmetros. Já o incêndio florestal reduziu significativamente o número de árvores, principalmente das menores. Mesmo com essas alterações, as funções Exponencial e Weibull 3P, comumente utilizadas no setor florestal, e Frechet 3P e Log Pearson III, pouco utilizadas no meio florestal, estimaram adequadamente a distribuição de diâmetros antes e após a colheita e o incêndio florestal.

De acordo com o teste de K-S, a função Exponencial foi a que melhor descreveu a distribuição diamétrica, ocupando a primeira colocação em quase todas as parcelas (Tabela 3). A função é amplamente difundida para tal fim (CERQUEIRA et al., 2017; VIEIRA et al., 2021; TRAUTENMÜLLER et al., 2019; MARANGON et al., 2016). Apenas na parcela 3, em 2007, a função Weibull 3P foi melhor que a Exponencial, pois apresentou menor diferença entre a distribuição observada e estimada. A eficiência da função Exponencial em descrever a distribuição de diâmetros de florestas com histórico de distúrbios foi verificada em floresta ombrófila mista e estacional decidual submetida a manejo florestal sustentável, apresentando a melhor aderência para descrever toda a comunidade florestal (TRAUTENMÜLLER et al., 2019). Diferentemente dos resultados encontrados em floresta de Caatinga com histórico de perturbação por exploração madeireira e pastagem, em que a função Exponencial não apresentou aderência aos dados e a função Weibull 3P foi a que mais se destacou (MARANGON et al., 2016).

No ano de 2013 (5 anos após a colheita), por outro lado, a função Weibull 3P não foi flexível suficiente para descrever a distribuição do diâmetro em todas as parcelas. Nas parcelas 4, 5, 6 e 9 a hipótese de nulidade foi rejeitada, logo, os dados estimados diferiram dos observados. Apesar disso, o que se observa é a superioridade desta função em se ajustar a diferentes conjuntos de dados. De acordo com Amaral et al. (2015), a função Weibull é a mais flexível para descrever distribuições diamétricas de diferentes formas e conformações. Esta função permite o estabelecimento de uma relação entre seus parâmetros e os atributos da floresta, possibilitando a projeção da distribuição para anos futuros (CIARNOSCHI et al., 2019). A superioridade dessa fdp é amplamente citada na literatura (ORELLANA et al., 2017; MARANGON et al., 2016; CYSNEIROS et al., 2017; DOS SANTOS et al., 2016). A função

Weibull 3P no presente estudo apresentou aderência na maioria das estimativas, confirmando sua flexibilidade para descrever diferentes conjuntos de dados, porém sua superioridade não foi observada, tendo em vista a melhor acurácia das demais funções testadas, conforme verificado pelo teste de K-S.

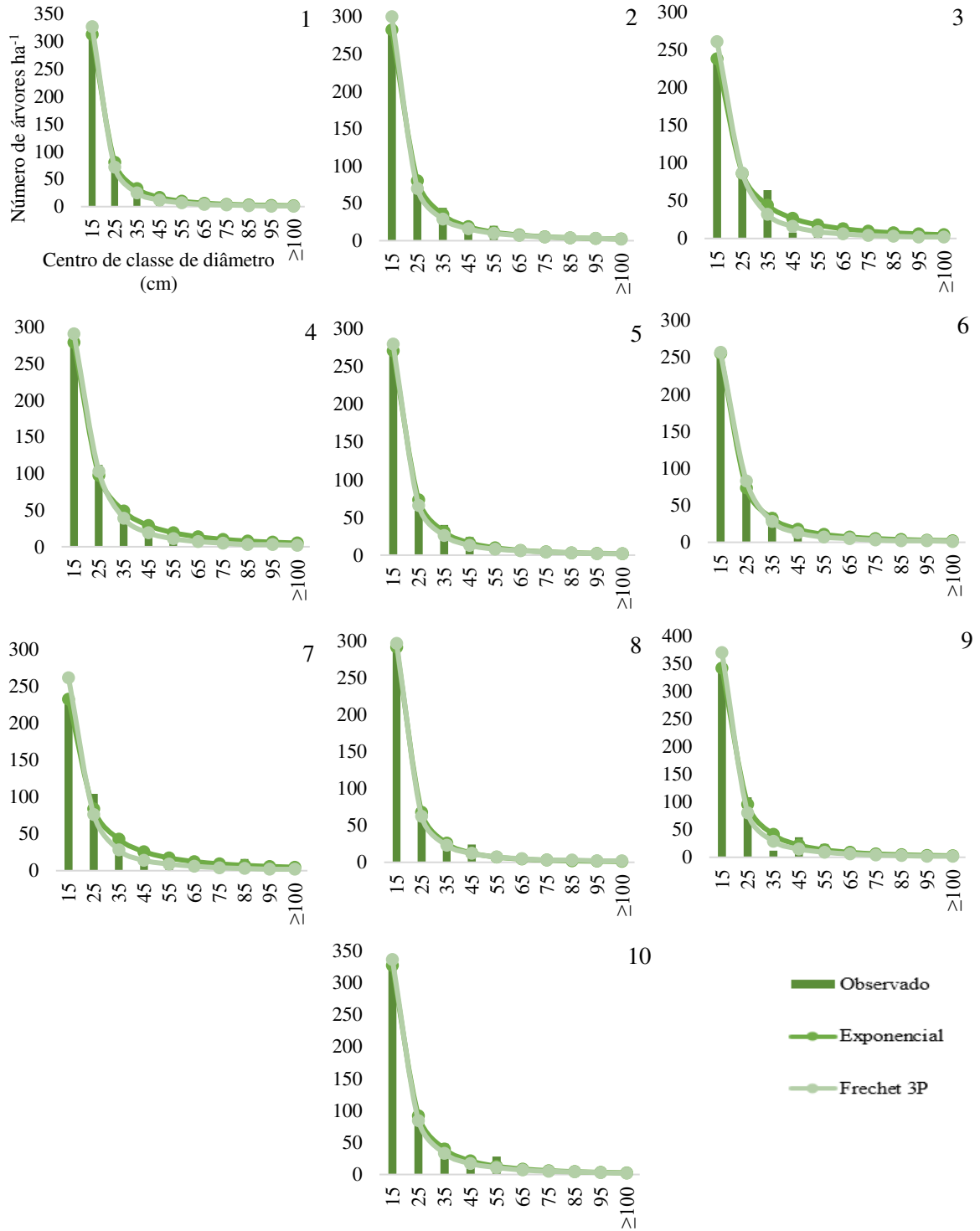
Destacou-se, também, a função Frechet 3P que ficou em segunda posição na maioria das parcelas. A possibilidade do uso da função Frechet 3P para a descrição da distribuição de diâmetros de povoamentos equiâneos foi comprovada e seu uso é recente (BINOTI et al., 2012a; BINOTI et al., 2012b). Binoti et al. (2014) encontraram valores próximos aos observados neste trabalho, no teste de K-S, ao descrever a distribuição diamétrica de plantios de *Acacia mangium* com a Função Frechet 3P. Contudo, não há na literatura trabalhos aplicado a florestas inequiâneas e com histórico de perturbações por colheita e incêndio florestal. Apesar disso, o uso da função Frechet 3P aplicado a florestas nativas sob regime de colheita e incêndio demonstra viabilidade.

Na figura 6 encontram-se as curvas de distribuição de diâmetros ajustadas pelas duas melhores funções (Exponencial e Frechet 3P) para cada parcela em relação à distribuição observada na floresta intacta. Observa-se que as funções representam bem os dados observados em todas as classes para todas as parcelas. Entretanto a função Frechet 3P possui tendência em superestimar na classe 15. Já na classe 35 a tendência foi de subestimar. A função Exponencial demonstra maior flexibilidade aos dados, sem apresentar tendências, confirmando o ranqueamento dado pelo teste de K-S. Ainda assim, em algumas parcelas houve subestimação, como na parcela 3, classes 25 e 35, que a Exponencial ficou na segunda posição, e superestimação nas classes 35 e 45 da parcela 7.

Na estrutura de floresta primária, caracterizada pela alta diversidade florística e sem alterações provocados por ação humana (SOUZA et al., 2006), a função Exponencial descreveu de maneira mais precisa a distribuição de diâmetros. Nesse estágio de sucessão, a floresta atingiu um desenvolvimento estrutural máximo (clímax), que é considerada como a vegetação de máxima expressão local, com distribuição de diâmetros exponencial negativa. A dinâmica florestal, no entanto, não cessa quando uma floresta atinge o clímax, já que os distúrbios localizados (endógenos) permanecem, como quedas de árvores ou raios (CHAZDON, 2012). Assim, a função Exponencial demonstrou a capacidade de descrever a distribuição de diâmetros de florestas tropicais primárias nesse estágio de sucessão. Em floresta inequiânea sem histórico de perturbações, com distribuição diamétrica em forma de

“J” invertido, a função exponencial também foi eficiente em descrever a distribuição da floresta (IMANA-ENCINAS et al., 2008).

Figura 6 - Distribuição de diâmetros observada e estimada pelas funções densidade de probabilidade por parcela em 2007.



De maneira geral, verifica-se que as funções descreveram de forma precisa as mudanças na estrutura diamétrica provocadas pela colheita (Figura 7). Na parcela 2 ambas as funções subestimaram a classe 15 a 75. Na função Frechet 3P também foi observada a tendência de superestimação na primeira classe na floresta manejada. Cinco anos após a colheita (2013) foi observado na floresta o aumento de indivíduos nas menores classes, as funções acompanharam essas mudanças, com estimativas condizentes ao cenário da floresta (Figura 8). Os maiores erros foram verificados nas primeiras classes da distribuição estimada pela função Frechet 3P. A função Exponencial descreve de forma mais precisa a distribuição em todas as classes de diâmetro, corroborando com a análise estatística. Entretanto, conforme verificado pelo teste de Kolmogorov, na parcela 8, houve maior diferença entre a distribuição observada e estimada pela função Exponencial do que pela Frechet 3P, principalmente nas classes 45 a 85.

Figura 7 - Distribuição de diâmetros observada e estimada pelas funções densidade de probabilidade por parcela em 2010.

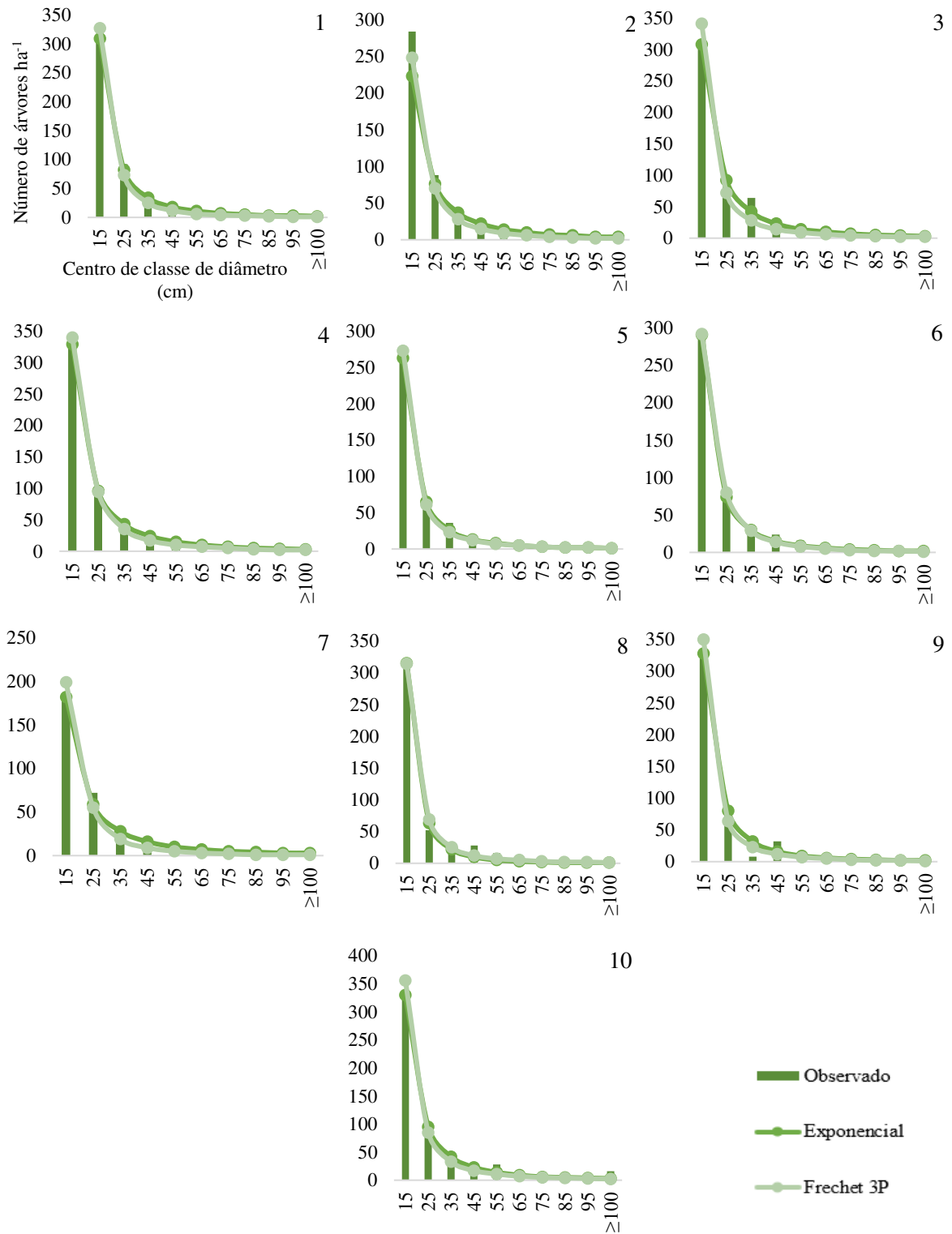
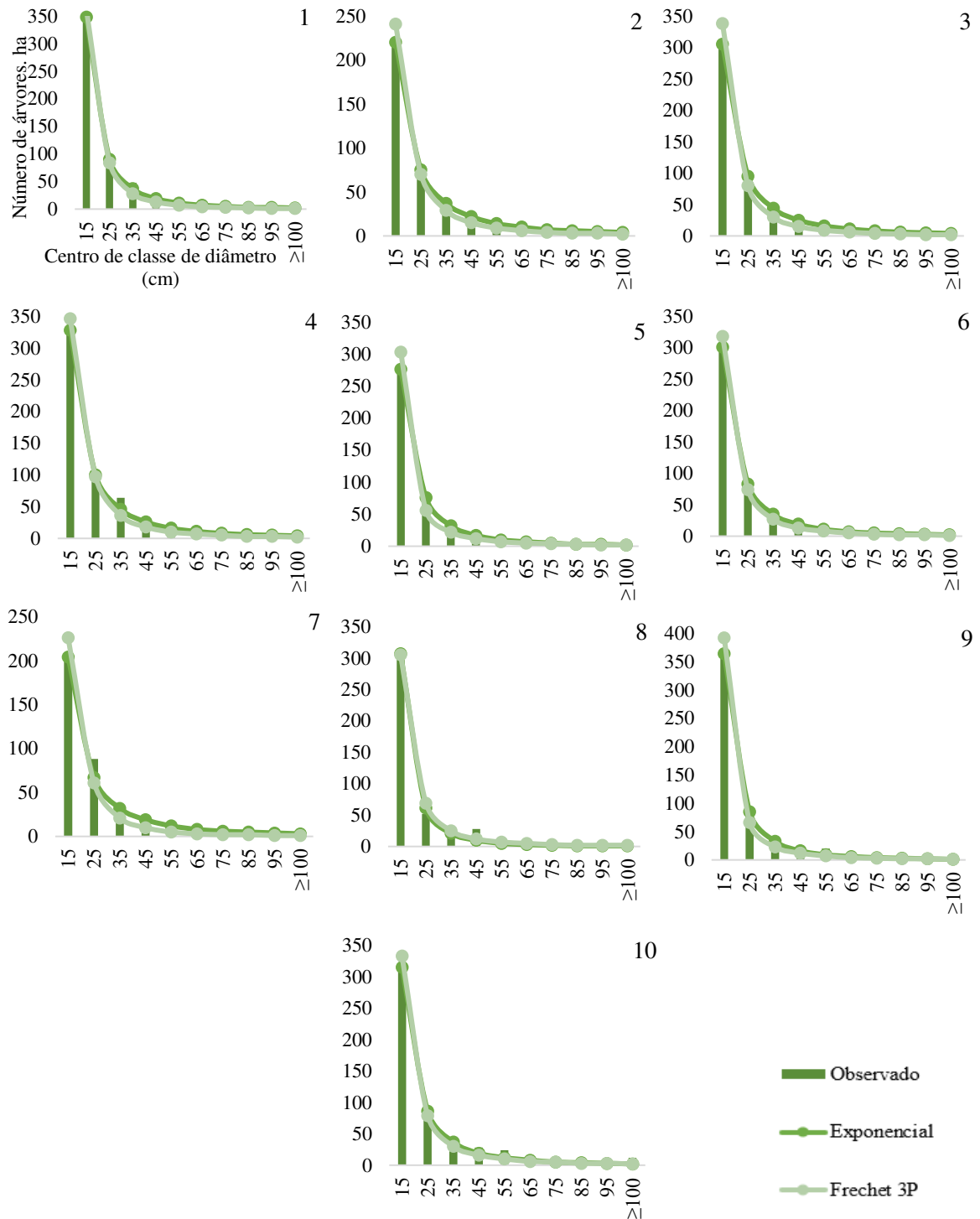


Figura 8 - Distribuição de diâmetros observada e estimada pelas funções densidade de probabilidade por parcela em 2013.

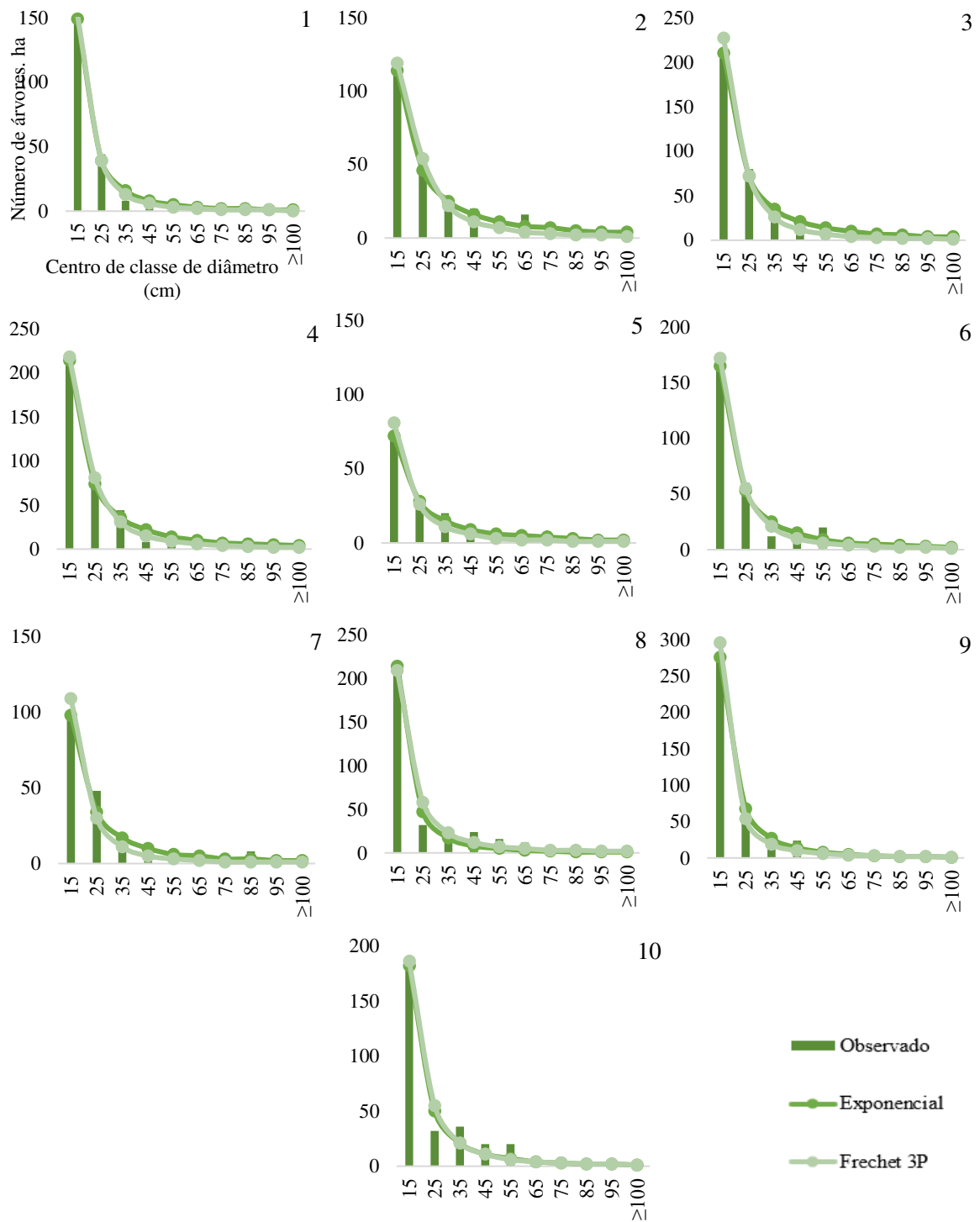


A colheita seletiva de madeira provocou alterações na distribuição de diâmetro da floresta. Houve uma redução nas classes  $> 50$  cm como consequência das árvores que foram colhidas, porém a maior diminuição de árvores foi verificada nas classes  $< 40$  cm como consequência indireta das operações de colheita. Apesar dessa perda e consequente alteração na distribuição diamétrica entre as classes, as funções Exponencial e Frechet 3P estimaram de maneira coerente a distribuição de diâmetros remanescentes. Em povoamentos florestais submetidos ao desbaste, a função Frechet 2P e 3P descreveram adequadamente a distribuição de diâmetros remanescentes após o primeiro e segundo desbaste, com parâmetros altamente correlacionados linearmente com características do povoamento, resultando em funções que permitem melhor estimativa da estrutura diamétrica futura (SOUZA et al., 2016).

Contudo, a função Exponencial é mais eficiente em estimar a distribuição de diâmetros remanescentes, pois é mais precisa, logo, apresenta menor diferença entre a distribuição observada e estimada, como é possível observar em dois e cinco anos após a colheita. Em floresta submetida ao manejo florestal, a função Exponencial também descreveu adequadamente toda a comunidade florestal (TRAUTENMÜLLER et al., 2019). Já em floresta remanescente de Cerrado, em fase de regeneração, após quinze anos de extração de madeira, a função Exponencial foi adequada para representar a distribuição diamétrica remanescente (CERQUEIRA et al., 2017). Desta forma, corroborando com os resultados encontrados neste trabalho, em que a Exponencial demonstra viabilidade para estimar a distribuição de florestas tropicais submetidas a colheita seletiva de madeira.

Em 2016, a mortalidade aumentou substancialmente devido ao incêndio florestal, e, mesmo com redução desbalanceada de árvores entre as classes de diâmetro, as funções ajustaram à estrutura da floresta alterada, principalmente pela função Exponencial (Figura 9). Em algumas parcelas houve subestimação e superestimação pelas duas funções (Exponencial e Frechet 3P), porém dentro do limite aceitável, levando em consideração que é difícil estimar o grau de mortalidade em cada parcela, principalmente após distúrbios. Na parcela 8, a função Exponencial foi menos eficiente que as funções Weibull 3P e Frechet 3P, com maiores diferenças nos valores estimados também entre as classes 45 a 85, conforme verificado antes do incêndio. Ainda assim, a função Exponencial foi mais flexível e sensível às mudanças ocorridas na floresta, com distribuições estimadas adequadas e coerentes com os diferentes cenários em que a floresta foi submetida.

Figura 9 - Distribuição de diâmetros observada e estimada pelas funções densidade de probabilidade por parcela em 2016.



O incêndio florestal atingiu principalmente as árvores com  $dap < 20$  cm, resultando na redução desbalanceada de árvores entre as classes de diâmetro. Apesar desta perda de cobertura vegetal e consequente alteração na distribuição diamétrica, as funções Exponencial e Frechet 3P descreveram corretamente a distribuição de diâmetros após o incêndio florestal. Entretanto, conforme verificado pelo teste de Kolmogorov e análise gráfica, a função Exponencial descreve de forma mais precisa a distribuição diamétrica após o incêndio, demonstrando a possibilidade de uso dessa função para predição da distribuição de diâmetros de árvores em florestas tropicais incendiadas. Em floresta remanescente de Cerrado com histórico de cultivo de culturas anuais e práticas de queimadas, as funções Exponencial e de Meyer tipo I e II apresentaram melhor acurácia, com estimativas consistentes. Dessa forma, podem ser indicadas para descrever a distribuição diamétrica e, assim, auxiliar na análise da regeneração e tomada de decisões para o manejo e conservação (CERQUEIRA et al., 2017).

Com base no resultado da aplicação do procedimento estatístico proposto por Leite e Oliveira (2002), pode-se inferir que as funções representaram a dinâmica da floresta com eficiência e exatidão, em que os valores estimados e observados foram estatisticamente iguais na maioria das parcelas (Tabela 4). De forma geral, verifica-se que o teste F (GRAYBILL, 1976) não foi significativo na maioria das estimativas, não rejeitando a hipótese de nulidade ( $H_0$ ). O erro médio foi próximo a zero e não significativo na maioria das parcelas a 5% de probabilidade. Em todas as estimativas foi observada forte correlação linear, satisfazendo a condição de  $R_{Y_j Y_1} \geq (1 - |\bar{e}|)$ .

Tabela 4 - Resultados da aplicação do procedimento estatístico proposto por Leite e Oliveira (2002) para comparar as distribuições de diâmetro observada ( $Y_j$ ) e estimada ( $Y_1$ ), por parcela.

Ano	Parcela	Frechet 3P				Exponencial			
		$FH_0$	$T_e$	$r_{Y_j Y_1} \geq  1 - \bar{e} $	Decisão	$FH_0$	$T_e$	$r_{Y_j Y_1} \geq  1 - \bar{e} $	Decisão
2007	1	1,76 <sup>ns</sup>	0,48 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$	0,31 <sup>ns</sup>	0,86 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$
	2	6,16 <sup>*</sup>	1,56 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j \neq Y_1$	0,50 <sup>ns</sup>	1,21 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$
	3	1,49 <sup>ns</sup>	0,37 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$	0,26 <sup>ns</sup>	1,84 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$
	4	2,37 <sup>ns</sup>	0,82 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$	0,54 <sup>ns</sup>	1,70 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$
	5	1,39 <sup>ns</sup>	0,86 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$	0,10 <sup>ns</sup>	0,48 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$
	6	0,31 <sup>ns</sup>	0,55 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$	0,03 <sup>ns</sup>	0,85 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$
	7	2,48 <sup>ns</sup>	0,68 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$	0,31 <sup>ns</sup>	1,24 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$
	8	0,95 <sup>ns</sup>	0,12 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$	0,31 <sup>ns</sup>	0,08 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$
	9	1,65 <sup>ns</sup>	0,57 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$	0,004 <sup>ns</sup>	0,56 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$
	10	1,09 <sup>ns</sup>	0,36 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$	0,04 <sup>ns</sup>	0,37 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$
2010	1	2,01 <sup>ns</sup>	0,39 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$	0,38 <sup>ns</sup>	1,23 <sup>ns</sup>	sim	$Y_j = Y_1$

Ano	Parcela	Frechet 3P				Exponencial			
		FH <sub>0</sub>	T <sub>e</sub>	$r_{Y_j Y_1} \geq$  1- $\bar{e}$	Decisão	FH <sub>0</sub>	T <sub>e</sub>	$r_{Y_j Y_1} \geq$  1- $\bar{e}$	Decisão
	2	52,37*	2,24 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> ≠Y <sub>1</sub>	130,00*	0,84 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> ≠Y <sub>1</sub>
	3	2,22 <sup>ns</sup>	0,37 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,09 <sup>ns</sup>	1,48 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	4	3,06 <sup>ns</sup>	0,89 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,21 <sup>ns</sup>	0,47 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	5	2,30 <sup>ns</sup>	1,50 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,30 <sup>ns</sup>	1,35 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	6	0,26 <sup>ns</sup>	0,77 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,16 <sup>ns</sup>	0,02 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	7	1,73 <sup>ns</sup>	0,39 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,50 <sup>ns</sup>	2,45*	sim	Y <sub>j</sub> ≠Y <sub>1</sub>
	8	0,14 <sup>ns</sup>	0,91 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,80 <sup>ns</sup>	1,69 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	9	1,32 <sup>ns</sup>	0,08 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,00 <sup>ns</sup>	0,95 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	10	4,61*	0,93 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> ≠Y <sub>1</sub>	0,14 <sup>ns</sup>	0,55 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	2013	1	1,55 <sup>ns</sup>	0,22 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,37 <sup>ns</sup>	1,32 <sup>ns</sup>	sim
2		11,60*	1,86 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> ≠Y <sub>1</sub>	0,01 <sup>ns</sup>	0,46 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
3		4,31 <sup>ns</sup>	0,70 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,60 <sup>ns</sup>	1,83 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
4		1,74 <sup>ns</sup>	0,73 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,09 <sup>ns</sup>	0,91 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
5		5,45*	1,70 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> ≠Y <sub>1</sub>	0,03 <sup>ns</sup>	0,41 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
6		2,88 <sup>ns</sup>	0,82 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,06 <sup>ns</sup>	0,59 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
7		1,67 <sup>ns</sup>	0,18 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,45 <sup>ns</sup>	3,22*	sim	Y <sub>j</sub> ≠Y <sub>1</sub>
8		0,11 <sup>ns</sup>	1,17 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	1,07 <sup>ns</sup>	1,92 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
9		3,66 <sup>ns</sup>	0,11 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,00 <sup>ns</sup>	0,87 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
10		3,64 <sup>ns</sup>	0,83 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,21 <sup>ns</sup>	0,61 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
2016	1	0,45 <sup>ns</sup>	0,17 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,13 <sup>ns</sup>	1,19 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	2	1,13 <sup>ns</sup>	0,71 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,11 <sup>ns</sup>	0,91 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	3	2,96 <sup>ns</sup>	0,23 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,74 <sup>ns</sup>	2,14 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	4	0,62 <sup>ns</sup>	0,87 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,16 <sup>ns</sup>	0,80 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	5	2,72 <sup>ns</sup>	0,63 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,45 <sup>ns</sup>	1,13 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	6	0,86 <sup>ns</sup>	0,80 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,01 <sup>ns</sup>	0,30 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	7	0,81 <sup>ns</sup>	0,43 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,24 <sup>ns</sup>	1,26 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	8	0,06 <sup>ns</sup>	1,07 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	1,05 <sup>ns</sup>	1,74 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	9	2,42 <sup>ns</sup>	0,22 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,00 <sup>ns</sup>	0,61 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>
	10	0,30 <sup>ns</sup>	0,77 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>	0,19 <sup>ns</sup>	0,72 <sup>ns</sup>	sim	Y <sub>j</sub> =Y <sub>1</sub>

Onde: <sup>ns</sup> = não significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro; \* = significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro; F (H<sub>0</sub>) = teste F conforme Graybill (1976);  $\bar{t}_e$  = teste t para erro-médio;  $r_{Y_j Y_1}$  = correlação linear; Y<sub>j</sub> = valores observados; Y<sub>1</sub> = valores estimados.

Para a função Frechet 3P as estimativas foram significativas na parcela 2 em 2007, 2010 e 2013, na parcela 10 em 2010 e na 5 em 2013, ou seja, os valores estimados e observados não foram iguais estatisticamente (Tabela 4). Somente em 2016, após o incêndio, esta função representou a estrutura da floresta de forma precisa em todas as parcelas. A função Exponencial diferiu dos valores observados apenas na parcela 2 e 7 em 2010 e parcela 7 em 2013. Na floresta primária (2007) e após incêndio (2016), as estimativas de todas as parcelas foram iguais estatisticamente.

Os resultados indicam que ambas as funções (Exponencial e Frechet 3P) demonstram a possibilidade de serem utilizadas para a predição da distribuição de diâmetros de florestas tropicais manejadas e incendiadas, visto que houve aderência a partir da análise do teste Leite e Oliveira (2002) na maioria das parcelas. Apesar disso, há necessidade de selecionar a função mais precisa para cada caso analisado, sendo esta uma importante etapa para a tomada de decisão no manejo florestal (MADI et al., 2017). Desta maneira, a função Frechet 3P apresentou maior número de parcelas com diferença entre a distribuição observada e estimada, ocupou a segunda posição pelo teste de K-S, além de superestimar na primeira classe em todas as parcelas. Assim, nesse caso, a seleção da função Exponencial em detrimento da Frechet 3P se deu pelo melhor ranqueamento no teste de Kolmogorov, menor diferença entre a distribuição observada e estimada de acordo com análise gráfica e menor número de parcelas com diferenças significativas pelo teste de Leite e Oliveira (2002).

Para avaliar escolha da função exponencial utilizou-se o teste F (GRAYBILL, 1976) para testar a hipótese de igualdade entre os parâmetros de antes e após a colheita e antes e após o incêndio (Apêndice B). Em todos os casos houve significância, logo, rejeita-se a hipótese que os parâmetros são iguais, a 5% de probabilidade (Tabela 5). Isto indica que os coeficientes estimados  $\beta_0$  e  $\beta_1$  são diferentes em todas as parcelas e ocasiões. Mesmo nas parcelas em que não houve colheita (1, 3, 6, 8 e 10) os parâmetros também diferiram, confirmando que a distribuição de diâmetros mudou independentemente da colheita. Assim, não existe similaridade entre a distribuição estimada dos diâmetros antes e após a colheita e o incêndio florestal. Os maiores valores do F foram observados no período entre 2013 a 2016, devido à mudança brusca na estrutura após o incêndio florestal. Portanto, confirmando os demais testes, a função Exponencial demonstrou flexibilidade aos dados, com estimativas precisas da distribuição ao longo dos anos e eventos perturbadores na floresta.

Tabela 5 - Resultados do teste F (GRAYBILL, 1976) entre a distribuição de diâmetros predita de antes e após a colheita e incêndio para cada parcela da função Exponencial.

Parcela	FH <sub>0</sub>	
	2007-2010	2013-2016
1	12,72*	206973,69*
2	103,81*	1257,58*
3	60,40*	1089,90*
4	31,44*	928,26*
5	17,28*	3306,63*
6	54,36*	1642,62*
7	374,84*	13575,26*
8	24,23*	2175,09*

Parcela	FH <sub>0</sub>	
	2007-2010	2013-2016
9	14,39*	2484,29*
10	23,15*	100930,68*

\* = significativo ao nível de 5% de probabilidade de erro.

Tendo em vista que, quanto maior a exatidão do ajuste da função à distribuição da floresta, maior a precisão das prescrições no manejo florestal, dentre as funções testadas, a função Exponencial, além de ser mais precisa e mais usual, é mais simples de ser ajustada, sendo, portanto, a função selecionada para descrever a distribuição diamétrica de floresta inequidiana sob manejo e incêndio florestal. Confirmado pelo teste F (GRAYBILL, 1976), a função Exponencial é a mais sensível para descrever as mudanças na distribuição de diâmetros ocasionadas por ações antrópicas. Em outra área de estudo na Floresta Nacional do Tapajós, a Exponencial foi uma das funções que melhor se ajustou a distribuição diamétrica da floresta, corroborando com o resultado encontrado no presente estudo (BARROS, 1980).

A melhor aderência e superioridade da função Exponencial já era esperada, isso porque em florestas naturais a distribuição de diâmetros é na forma exponencial negativa e essa função é indicada para descrever esse tipo de distribuição, já relatado por outros autores em florestas tropicais (SANTOS et al., 2016; CYSNEIROS et al., 2017; TÉO et al., 2015; MACHADO et al., 2017). Além disso, o modelo Exponencial utilizado neste trabalho também teve influência nestes resultados, por ser mais indicado para florestas com alta frequência de árvores com diâmetros pequenos e com a regeneração em fluxo contínuo, apresentando melhor ajuste aos dados, reduzindo as diferenças nas estimativas e aumentando a precisão do ajuste, em comparação aos outros modelos Exponencial que podem resultar em estimativas tendenciosas com subestimação nas primeiras classes (CAMPOS; LEITE, 2017).

Contudo, a principal limitação quanto a aplicação da função Exponencial para descrever a distribuição de diâmetros de florestas inequidiana se deve pelo fato de que, na floresta tropical, existe uma grande diversidade de espécies que apresentam características ecológicas distintas como: ciclo de vida; reprodução; propagação; ritmo de crescimento; capacidade fotossintética, e; regeneração (WHITMORE, 1989). Estes fatores podem influenciar diretamente a distribuição diamétrica de espécies tropicais, associados ao estágio sucessional predominante no mosaico florestal em que estão inseridas, que depende ainda do histórico de perturbações na área. Isto porque, quando se analisa a distribuição de espécies em particular, o número de árvores por classe de diâmetro varia muito de uma espécie para outra

ou de um grupo de espécies para outro e, conseqüentemente, apresentam diferentes formas de distribuição de diâmetros como a normal, unimodal, e multimodal (CYSNEIROS et al., 2017; VIEIRA et al., 2021).

Quando uma espécie é analisada individualmente, as fdp devem ser devidamente testadas e selecionadas, de forma a identificar qual proporciona maior consistência para descrever o comportamento da espécie de interesse, visto que a função Exponencial é indicada para descrever a distribuição exponencial negativa, comum ao avaliar o comportamento de toda população florestal, porém que pode diferir do comportamento das espécies quando analisadas da maneira individual (TRAUTENMÜLLE et al., 2019; CYSNEIROS et al., 2017). Na Floresta Nacional do Tapajós, as espécies *Handroanthus serratifolius*, *Manilkara huberi*, *Hymenaea courbaril* e *Mezilaurus itauba*, analisadas individualmente, apresentaram distribuição tendendo à normalidade e a função Weibull 3P foi a melhor para descrever o comportamento destas espécies (VIEIRA et al., 2021). Em outro estudo, no qual avaliou-se a distribuição de diâmetros de *Carapa guianensis* e *Bertholletia excelsa* na mesma área, também registraram tendências à normalidade e atribuíram esse comportamento às características heliófila, longeva e dominante das espécies, às elevadas taxas de mortalidade associada às variações temporais na precipitação, ocasionando oscilações na distribuição de diâmetros a longo prazo (VIEIRA et al., 2017; 2018).

Apesar dessa limitação da aplicação da função Exponencial, confirmamos e validamos através da metodologia utilizada que o emprego desta fdp é indicado para o ajuste da distribuição diamétrica de florestas inequidâneas em estado de floresta primária, floresta após colheita e floresta após incêndio. A função Exponencial tem o potencial de ser utilizada para prever a descrição da distribuição de diâmetros remanescente em áreas com histórico de perturbação por colheita e/ou incêndio na região Amazônica. Isso sugere que a fdp pode ser utilizada para modelagem do crescimento e produção, a partir da recuperação dos parâmetros em função das características do local, para projetar a distribuição de diâmetros em diferentes cenários de intervenção na floresta (colheita e incêndio), permitindo obter estimativas de densidade, área basal e volume, além de projetar o estoque disponível da colheita e da regeneração, viabilizando o planejamento da produtividade e da recuperação da floresta, fornecendo subsídios para a tomada de decisão antecipada quanto ao uso dos recursos florestais.

Além do seu uso no apoio ao manejador, no setor produtivo, o ajuste de funções densidade de probabilidade em áreas submetidas ao manejo florestal, sob a ótica do poder público, pode ser utilizada em ações de fiscalização. A tarefa de fiscalizar as atividades em uma área manejada passa por desafios técnicos e operacionais, incluindo a obtenção de informações da atividade madeireira e sua análise a partir de metodologia específica, que permita ao órgão de fiscalização ambiental produzir elementos fáticos contra o infrator e assessorar na decisão da melhor estratégia para atuação da fiscalização ambiental (SCHMITT, 2015). Além disso, quando pautadas em evidências técnicas e científicas, podem conferir celeridade e transparência ao processo de fiscalização, evitando que os empreendimentos que operam de maneira regular não sejam prejudicados por processo de embargo, apreensão ou outras punições aplicadas aos que estão operando na ilegalidade (SOBRAL; ARMELIN, 2021).

O uso de ferramentas de avaliação prévia da estrutura da floresta alvo, pode aumentar a efetividade das operações de fiscalização, permitindo desde a seleção de áreas para visitação, diminuindo a demanda pela mobilização de equipes a campo para fiscalização, reduzindo custo e tempo de deslocamento, além de auxiliar o fiscalizador a identificar indícios de intervenções irregulares. Por meio do ajuste da função Exponencial, por exemplo,   possível avaliar os efeitos dos distúrbios na distribuição de diâmetro, auxiliando a compreensão da dinâmica e estrutura, viabilizando a tomada de decisões quanto às estratégias de fiscalização e provendo subsídios para a caracterização dos processos que ocorreram na floresta, como, por exemplo, o efeito dos distúrbios anteriores na dinâmica de sucessão (CASTRO, 2021).

Outra aplicação prática dessa metodologia, considerando áreas com histórico de colheita e/ou incêndio e utilizando os dados de inventário florestal,   a possibilidade de avaliar a intensidade e qualidade da colheita realizada, assim como fazer inferências sobre possível descontinuidade das classes diamétricas, de modo a discriminar as áreas exploradas de maneira ilegal e legal. A análise pode ser realizada por meio da metodologia estatística aplicada neste estudo, para avaliar a distribuição de diâmetros predita pela função Exponencial e comparar com as características da distribuição de diâmetros observada, ou seja, das árvores remanescentes em cada classe, e avaliar se a intensidade de retirada de madeira está no limite permitido na área de manejo florestal. Além de permitir inferir se o manejo florestal praticado foi de baixo impacto, como é preconizado para garantir a produção

sustentável, auxiliar a criação de estratégias de manutenção, recuperação e conservação (COSTA et al., 2019), viabilizando assim o estabelecimento de práticas de manejo florestal mais eficazes (DOS SANTOS et al., 2016).

Ademais, sabendo que a mortalidade devido ao incêndio florestal ocorre, principalmente, nas árvores com  $dap < 20$  cm, e a mortalidade ocasionada pelo impacto da colheita, praticada nas árvores com  $dap > 50$  cm, atinge, sobretudo, os indivíduos com  $dap < 40$  cm, não é esperado que esses distúrbios descaracterizem a distribuição de diâmetros  $j$ -invertido, predita pela função Exponencial. Em áreas acometidas por incêndio florestal, se a distribuição de diâmetros encontrada não seguir a proposta pela fdp, pode ser indicativo que a estrutura foi modificada antes do fogo, como, por exemplo, pela exploração ilegal de madeira. Isso porque essa prática pode ser facilmente encoberta de forma criminoso com o uso de queimada, resultando em grandes incêndios florestais que visam dificultar o monitoramento ambiental (CONDÉ; HIGUCHI; LIMA, 2019).

Deste modo, conhecendo os impactos dos distúrbios em cada classe de diâmetro, pode-se caracterizar a distribuição das árvores remanescentes, avaliar e comparar com a distribuição de diâmetro estimada. Essa estratégia possibilita que os órgãos de fiscalização ambiental avaliem áreas atingidas por incêndios na mesma região, para verificar se o fogo pode ter sido utilizado para disfarçar rastros de exploração ilegal, visto que esta prática pode descaracterizar a distribuição de diâmetros exponencial negativa, diferindo do comportamento da função. A análise desses dados pode ser extrapolada para regiões com ambientes semelhantes, contribuindo para preencher a lacuna de conhecimento sobre a distribuição de diâmetros de florestas tropicais manejadas e incendiadas, dando suporte não apenas à implementação dos planos de manejo, mas à fiscalização e legislação ambientais (CANETTI, 2019).

Assim, a representação da distribuição diamétrica, com baixos níveis de erro de estimativa, possui grande valor no planejamento e manejo florestal, tendo em vista que, quanto mais se conhece sobre a floresta, melhor pode-se planejar as atividades, bem como otimizar os investimentos e lucratividade da floresta (TÉO et al., 2012). Portanto, nosso estudo verificou, por meio do ajuste das funções densidade de probabilidade, que a Exponencial pode prever com eficiência a distribuição dos diâmetros em floresta submetida à colheita florestal e ao incêndio florestal, auxiliando a compreensão da dinâmica e estrutura da floresta e dos efeitos dos distúrbios (colheita e incêndio) nas classes de diâmetros,

possibilitando prever tais características de distribuição diamétrica de árvores em florestas na mesma região e com histórico semelhante. Dessa forma, viabiliza-se a avaliação indireta dos efeitos da colheita e incêndio na floresta por meio da prognose, fornecendo base para identificar a intensidade da regeneração natural, auxiliando o planejamento da produção da floresta e a tomada de decisões em horizontes de planejamento de médio e longo prazo, e, assim, facilitando a realização e implementação de estratégias de conservação e manejo.

Como proposta de estudos futuros, deve-se verificar a eficiência da função Exponencial para projeção da distribuição de diâmetros de floresta inequiâneas sob regime de colheita e incêndio florestal. Como foi comprovado a eficiência da função Exponencial para predição da distribuição diamétrica, deve-se partir da etapa de recuperação dos parâmetros em função das características do local, para proceder o ajuste do mdd e realizar a prognose da produção e recuperação da floresta após colheita e incêndio.

## **5 CONCLUSÕES**

A estrutura e dinâmica da floresta foram alteradas pela colheita e pelo incêndio florestal. Como esperado, após cinco anos, a floresta não se recuperou, no entanto, o manejo florestal garantiu sua manutenção, pois o estoque da regeneração superou o observado antes da colheita. O mesmo foi observado com o estoque da regeneração das espécies comerciais, porém a área basal e volume tenderam a reduzir. A interação entre incêndio e colheita florestal afetou os indivíduos em todas as classes de diâmetros, principalmente nas menores, resultando em mortalidade generalizada de árvores, perda de área basal e de volume. Ainda assim, a floresta manteve sua estrutura de J-invertido, o que garante a sua regeneração a longo prazo.

A função exponencial descreveu de forma consistente e eficiente as mudanças ocorridas na floresta com distribuição de diâmetros estimada compatível e coerente com a distribuição de diâmetros observada. Recomenda-se seu uso para descrever a distribuição de diâmetros de florestas tropicais primárias, manejadas e incendiadas.

## REFERÊNCIAS

- ALESSIO, G. A.; PEÑUELAS, J.; LLUSIÀ, J.; OGAYA, R.; ESTIARTE, M.; DE LILLIS, M. Influence of water and terpenes on flammability in some dominant Mediterranean species. **International Journal of Wildland Fire**, v. 17, n. 2, p. 274-286, 2008.
- AMARAL, M. K.; NETTO, S. P.; LINGNAU, C.; PESK, V. A.; MARTINS NETO, R. P. Estrutura espacial de três espécies arbóreas relacionadas ao setor alimentício. **Floresta**, v. 45, n. 1, p. 75-84, 2015.
- AMARAL, M. R. M.; LIMA A. J. N.; HIGUCHI, F. G.; DOS SANTOS, J.; HIGUCHI, N. Dynamics of tropical forest twenty-five years after experimental logging in Central Amazon mature forest. **Forests**, v. 10, n. 89, 2019. <https://doi.org/10.3390/f10020089>
- ANDRADE, D. F. C. **Efeito do fogo na dinâmica da vegetação arbórea de floresta manejada e não manejada na Flona do Tapajós, Pará, Brasil**. 2020. 148 p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, 2020.
- ANDRADE, D. F. C.; GAMA, J. R. V.; RUSCHEL, A. R.; MELO, L. O.; AVILA, A. L.; CARVALHO, J. O. P. Post-fire recovery of a dense ombrophylous forest in Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 91, n. 2, p. 1-11, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201920170840>.
- ANDRADE, D. F. C.; RUSCHEL, A. R.; AVILA, A. L. D.; GAMA, J. R. V. Composição e estrutura de uma floresta primária atingida por incêndio florestal na Amazônia Oriental. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 145-160. 2020b.
- ANDRADE, D. F. C.; RUSCHEL, A. R.; SHCWARTZ, G.; CARVALHO, J. O. P.; HUMPHRIES, S.; GAMA, J. R. V. Forest resilience to fire in eastern Amazon depends on the intensity of prefire disturbance. **Forest Ecology and Management**, v. 472, p. 118-158, 2020a. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118258>.
- AVILA, A. L.; RUSCHEL, A. R.; DE CARVALHO, J. O. P.; MAZZEI, L.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. D. C.; BAUHUS, J. Medium-term dynamics of tree species composition in response to silvicultural intervention intensities in a tropical rain forest. **Biological Conservation**, v. 191, p. 577-586, 2015.
- AVILA, A. L.; SCHWARTZ, G.; RUSCHEL, A. R.; LOPES, J. C.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; DORMANN, C. F.; MAZZEI, L.; SOARES, M. H. M.; BAUHUS, J. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 225-235, 2017.
- AVILA, A. L.; VAN DER SANDE, M. T.; DORMANN, C. F.; PENA-CLAROS, M.; POOTER, L.; MAZZEI, L.; RUSCHEL, A. R.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; BAUHUS, J. Disturbance intensity is a stronger driver of biomass recovery than remaining tree-community attributes in a managed Amazonian forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 4, p. 1647-1657, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13134>.

AZEVEDO, C. P.; SANQUETTA, C. R.; SILVA, J. N. M.; MACHADO, A. S. Efeito da exploração de madeira e dos tratamentos silviculturais no agrupamento ecológico de espécies. **Floresta**, v. 38, n. 1, 2008a.

AZEVEDO, C. P.; SANQUETTA, C. R.; SILVA, J. N. M.; MACHADO, A. S. Efeito de diferentes níveis de exploração e de tratamentos silviculturais sobre a dinâmica da floresta remanescente **Floresta**, v. 38, n. 2, 2008b.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; GARDNER, T. A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144-147, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature18326>.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, 363, p. 1787-1794. 2008.

BARROS, P. L. C. **Estudo das Distribuições Diamétricas da Floresta do Planalto Tapajós – Pará**. 1980. 123 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1980.

BERENGUER, E.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; *et al.* Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 30, 2021.

BETTS, R. A.; MALHI, Y.; ROBERTS, J. The future of the Amazon: new perspectives from climate, ecosystem and social sciences. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1729-1735, 2016. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0011>

BETTS, R. A.; MALHI, Y.; ROBERTS, J. The future of the Amazon: new perspectives from climate, ecosystem and social sciences. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1729-1735, 2008. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0011>

BEZERRA, T. G.; DE SOUSA LIMA, A. O.; DE ARAÚJO, J. T. R.; DOS SANTOS, M. G. S.; NEVES, R. L. P.; MORAES, G. C.; MELO, L DE O. Estrutura e dinâmica de uma área manejada na Floresta Nacional do Tapajós. **Agroecossistemas**, v. 10, n. 2, p. 94-112, 2018.

BINOTI, D. H. B.; BINOTI, M. L. M. D. S.; LEITE, H. G. Modelagem da distribuição diamétrica de povoamentos equiâneos de eucalipto utilizando a função logística generalizada. **Árvore**, v. 39, p. 707-711, 2015.

BINOTI, D. H. B.; BINOTI, M. L. M. D. S.; LEITE, H. G.; FARDIN, L.; OLIVEIRA, J. D. C. Probability density functions for description of diameter distribution in thinned stands of *Tectona grandis*. **Cerne**, v. 18, p. 185-196, 2012a.

BINOTI, D. H. B.; BINOTI, M. L. M. D. S.; LEITE, H. G.; MATOS, L. M. S.; SILVA, A. A. L. D. Ajuste da função log-Pearson tipo III a dados de povoamentos equiâneos de eucalipto. **Cerne**, v. 20, p. 581-585, 2014a.

BINOTI, D. H. B.; BINOTI, M. L. M. D. S.; LEITE, H. G.; SILVA, A.; SANTOS, A. C. D. A. Modelagem da distribuição diamétrica em povoamentos de eucalipto submetidos a desbaste utilizando autômatos celulares. **Árvore**, v. 36, n. 5, p. 931-940, 2012b.

BINOTI, D. H. B.; DA SILVA BINOTI, M. L. M.; LEITE, H. G. Emprego da função frechet para modelagem da distribuição diamétrica de povoamentos de eucalipto. **Revista Ciência da Madeira**, v. 3, n. 2, p. 10-12, 2012c.

BINOTI, D. H.; BINOTI, M. L. D. S.; LEITE, H. G.; CORDEIRO, M. A.; SANTOS, S. C. Funções densidade de probabilidade para descrição da distribuição diamétrica de povoamentos de *Acacia mangium*. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 9, n. 4, p. 583-589, 2014b.

BINOTI, M. L. M. D. S.; BINOTI, D. H. B.; LEITE, H. G.; GARCIA, S. L. R.; FERREIRA, M. Z.; RODE, R.; SILVA, A. A. L. D. Redes neurais artificiais para estimação do volume de árvores. **Árvore**, v. 38, p. 283-288, 2014c.

BRAGA, S. R.; DE OLIVEIRA, M. L. R.; GORGENS, E. B. **Forestmangr: Forest Mensuration and Management. R package version 0.9.3**. 2021. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=forestmangr>.

BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; BALCH, J. K.; BOLKER, B.; CHRISTMAN, M. C.; COE, M. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. **Glob. Chang. Biol**, v. 18, p. 630–641, 2012.

BRANDO, P. M.; PAOLUCCI, L.; UMMENHOFER, C. C.; ORDWAY, E. M.; HARTMANN, H.; CATTANU, M. E.; BALCH, J. Droughts, wildfires, and forest carbon cycling: A pantropical synthesis. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 47, p. 555-581, 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Instrução Normativa MMA nº 5 de 11/12/2006**. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável - PMFSs nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=76720>. Acesso em: 23 nov. 2020.

BRUZINGA, J. S.; OLIVEIRA, M.L.R. DE; NOGUEIRA, G. S.; PEREIRA, I. M.; LEITE, H. G.; MACHADO, E. L. M. Métodos de amostragem para quantificar indivíduos adultos do pequi *Caryocar brasiliense* Cambess. **Revista Ciência Rural**, v.44, n.8, p. 1341-1347, 2014.

BUCHMANN, H. M. **Exploração florestal e seus impactos em áreas de primeiro e segundo ciclo de corte do manejo florestal na Amazônia oriental, Brasil**. 2016. 121 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

BURIVALOVA, Z.; SEKERCIOGLU, Ç. H.; KOH, L. P. Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. **Current biology**, v. 24, n. 16, p. 1893-1898, 2014.

CALLEGARO, R. M.; LONGHI, S. J.; ARAUJO, A. C. B.; KANIESKI, M. R.; FLOSS, P. A.; GRACIOLI, C. R. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional decidual ripária em Jaguari, RS. **Ciência Rural**, v. 42, p. 305-311, 2012.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**, 5. ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2017. 123 p.

CANETTI, A. **Estrutura, dinâmica e manejo sustentável em ecótono de floresta amazônica**. 156p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

CASTRO, A. R. L. **Dinâmica da distribuição diamétrica de três espécies arbóreas em uma área manejada na Flona do Tapajós**. 38p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2021.

CASTRO, R. V. O.; JÚNIOR, C. A. A.; LEITE, H. G.; CASTRO, A. F. N. M.; NOGUEIRA, G. S.; COSTA, L. S. Função gama generalizada para descrever a distribuição diamétrica de um povoamento de eucalipto. **Revista Floresta**, v. 46, n. 1, p. 67-73, 2016.

CASTRO, R. V. O.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, F. B.; LEITE, H. G. Crescimento e produção de plantios comerciais de eucalipto estimados por duas categorias de modelos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, p. 287-295, 2013.

CASTRO, T. C.; CARVALHO, J. O. P. Dinâmica da população de *Manilkara huberi* (Ducke) A. Chev. durante 26 anos após a exploração florestal em uma área de terra firme na Amazônia brasileira. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 1, p. 161-169, 2014.

CASTRO, T. DA. C.; DE CARVALHO, J. O. P.; SCHWARTZ, G.; SILVA, J. N. M.; RUSCHEL, A. R.; DE FREITAS, L. J. M.; PINTO, R. DE S. The continuous timber production over cutting cycles in the Brazilian Amazon depends on volumes of species not harvested in previous cuts. **Forest Ecology and Management**, v. 490, p. 119124, 2021.

CERQUEIRA, C. L.; LISBOA, G. D. S.; STEPKA, T.; FRANÇA, L. D. J.; FONSECA, N. C.; ABREU, Y. K. L.; SANTOS, J. D. Florística, fitossociologia e distribuição diamétrica em um remanescente de Cerrado sensu stricto, Brasil. **Espacios**, v. 38, n. 23, p. 13, 2017.

CHAGAS, R. S.; GOMES, J. M. G.; CARVALHO, J. O. P. de; FERREIRA, J. E. R. Sobrevivência e crescimento de plântulas de *Manilkara huberi* Chevalier durante cinco anos em clareiras causadas pela exploração de impacto reduzido na Amazônia brasileira. **Scientia Forestalis**, v.40, n.95, p.417-424, 2012

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. **Tropical forest community ecology**, v. 10, n. 32, p. 384-408, 2008.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, **Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHAZDON, R. L. Renascimento de florestas. **Regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 430 p. 2016.

CHICHORRO, J. F.; RESENDE, J. L. P.; LEITE, H. G. Equações de volume e de taper para quantificar multiprodutos da madeira em floresta atlântica. **Árvore**, v. 27, p. 799-809, 2003.

CIARNOSCHI, L. D.; ORSO, G. A.; CERQUEIRA, C. L.; PELISSARI, A. L.; PÉLLICO NETTO, S.; OLIVEIRA, M. V. N. Modelagem da distribuição diamétrica de três espécies da região amazônica. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v.6, n.3, p.731-736, 2019.

- CICCIOLI, P.; CENTRITTO, M.; LORETO, F. Biogenic volatile organic compound emissions from vegetation fires. **Plant, Cell & Environment**, v. 37, n. 8, p. 1810-1825, 2014.
- COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2-16, 1999.
- COLPINI, C.; TRAVAGIN, D. P.; SOARES, T. S.; MORAES E SILVA, V. S. Determinação do volume, do fator de forma e da porcentagem de casca de árvores individuais em uma Floresta Ombrófila Aberta na região noroeste de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, v. 39, p. 97-104, 2009
- CONDÉ, T. M.; HIGUCHI, N.; LIMA, A. J. N. Illegal selective logging and forest fires in the northern Brazilian Amazon. **Forests**, v. 10, n. 1, p. 61, 2019.
- COSTA, D. H. M.; CARVALHO, J. O. P.; BERG, E. V. D. Crescimento diamétrico de maçaranduba (*Manilkara huberi* Chevalier) após a colheita da madeira. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, v. 3, n.5, p.65-76, 2007.
- COSTA, J. M. F. N.; CASTRO, R. V. O.; SOARES, T. S.; CRUZ, E. S. Prognose por classe diamétrica para um povoamento de teca a partir de um modelo do tipo povoamento total. **Tecnia**, v. 5, n. 1, p. 269-280, 2020.
- COSTA, M. S. S. **Efeito da extração de madeira sobre a estrutura e a dinâmica da vegetação em área manejada na floresta nacional do tapajós**. 2017. 56 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, 2017.
- COSTA, M. S. S.; MELO, L. DE O. Dinâmica da regeneração natural após manejo e incêndio em área da Floresta Nacional do Tapajós. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 6, p. 37-45, 2018.
- COSTA, S. N.; RABELO, F. G.; DE LIMA, R. B.; DA SILVA, D. A. S.; DE LIMA, C. W. P.; DOS SANTOS, S. M. Estrutura populacional de *Manilkara huberi* (Ducke) A. Chev. e *Dinizia excelsa* Ducke em floresta de terra firme no Amapá. **Nativa**, v. 7, n. 4, p. 445-451, 2019.
- CURTO, R. D. A.; LOUREIRO, G. H.; MÔRA, R.; DE MIRANDA, R. O. V.; NETTO, S. P.; DA SILVA, G. F. Relações hipsométricas em floresta estacional semidecidual. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 57, n. 1, p. 57-66, 2014.
- CYSNEIROS, V. C.; DE AZEVEDO AMORIM, T.; JÚNIOR, J. D. O. M.; GAUI, T. D.; DE MORAES, J. C. R.; BRAZ, D. M.; DO AMARAL MACHADO, S. Distribuição diamétrica de espécies da Floresta Ombrófila Densa no Sul do Estado do Rio de Janeiro. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 89, p. 1-10, 2017.
- DA SILVA, M. L. M. D.; BINOTI, D. H. B.; GLERIANI, J. M.; LEITE, H. G. Ajuste do modelo de Schumacher e Hall e aplicação de redes neurais artificiais para estimar volume de árvores de eucalipto. **Árvore**, v. 33, n. 6, p. 1133-1139, 2009.
- DA SILVA, S. M. A.; SILVA, J. N. M.; BAIMA, A. M. V.; LOBATO, N. M.; THOMPSON, I. S.; COSTA FILHO, P. P. Impacto da exploração madeireira em floresta de terra firme no

município de Moju, Estado do Pará. In: SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; YARED, J. A. G. **A silvicultura na Amazônia Oriental**: Contribuições do projeto Embrapa-DFID. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. p.309-323.

DARRIGO, M. R.; VENTICINQUE, E. M.; DOS SANTOS, F. A. M. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1-7, 2017.

DATTARAJA, H. S.; PULLA, S.; SURESH, H. S.; NAGARAJA, M. S.; MURTHY, C. A. S.; AND SUKUMAR, R. Woody plant diversity in relation to environmental factors in a seasonally dry tropical forest landscape. **Journal of vegetation science**, v. 29, n. 4, p. 704-714, 2018.

DAUBER, E.; FREDERICKSEN, T. S.; PENA, M. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 214, p. 294–304, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.04.019>

DAVID, H. C.; CARVALHO, J. O. P.; PIRES, I. P.; SANTOS, L. S.; BARBOSA, E. S.; BRAGA, N. S. A 20-year tree liberation experiment in the Amazon: Highlights for diameter growth rates and species-specific management. **Forest Ecology and Management**, v. 453, p. 117-584., 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117584>.

DE ALCÂNTARA, L. R. P.; MARTINS, L. A.; COSTA, I. R. DE A.; BARROS, V. H. DE O, DOS SANTOS NETO, S. M.; COUTINHO, A. P.; ANTONINO, A. C. D. Avaliação de modelos probabilísticos para chuvas intensas nas mesorregiões do estado de Pernambuco. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, p. 090-103, 2019.

DE ARAUJO, H.J.B.; OLIVEIRA, L.C.; VASCONCELOS, S.S.; CORREIA, M.F. Danos provocados pelo fogo sobre a vegetação natural em uma floresta primária no estado do Acre, Amazônia Brasileira. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 2, p. 297-308. 2013.

DIONISIO, L. F. S.; SCHWART, G.; LOPES, J. DO C.; OLIVEIRA, F. DE A. Growth, mortality, and recruitment of tree species in an Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. **Forest Ecology and Management**. v. 430, p. 150-156, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.024>

DIONISIO, L. F. S.; SCHWARTZ, G.; MAZZEI, L.; LOPES, J. DO C.; SANTOS, G.G.A. DOS.; OLIVEIRA, F. DE A. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1–7, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.060>

DOS SANTOS, M. A.; MADI, J. P. S.; DRESCHER, R.; MÔRA, R.; BIAZATTI, S. C. Modelagem da distribuição diamétrica para Eucalipto seminal na região Centro Oeste de Mato Grosso. **Advances in Forestry Science**, n. 6, v. 2, p. 631-638, 2019.

DOS SANTOS, M. G. S.; MELO, L. DE O.; COSTA, M. S. S. Efeitos do incêndio florestal sobre a vegetação na Floresta Nacional do Tapajós. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, p. 211-223, 2018.

- DOS SANTOS, R. O.; DE ABREU, J. C.; DE LIMA, R. B.; DA SILVA APARÍCIO, P.; SOTTA, E. D.; LIMA, R. C. Distribuição diamétrica de uma comunidade arbórea na Floresta Estadual do Amapá, Brasil. **Biota Amazônia** v. 6, n. 2, p. 24-31, 2016.
- ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; SHIMABUKURO, Y. E.; ARAGÃO, L. E. O. C.; MACHADO, E. L. M. Análise da composição florística e fitossociológica da floresta nacional do Tapajós com o apoio geográfico de imagens de satélites. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 155-173, 2005.
- FARIAS, C. A. D.; SOARES, C. P. B.; SOUZA, A. L. D.; LEITE, H. G. Comparação de métodos de amostragem para análise estrutural de florestas inequidâneas. **Revista Árvore**, n. 2, v. 6, p. 541-548, 2002.
- FAUSET, S.; JOHNSON, M. O.; GLOOR, M.; BAKER, T. R.; MONTEAGUDO, A.; BRIENEN, R. J.; PHILLIPS, O. L. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. **Nature communications**, v. 6, n. 1, p. 1-9, 2015.
- FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequência. **Megadiversidade**. v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.
- FERREIRA, J. C. S. **Análise da estrutura diamétrica em povoamentos de florestas plantadas a partir de funções de densidade de probabilidade**. 2011. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2011.
- GAMA, J. R. V.; BENTES-GAMA, M. M.; SCOLFORO, J. R. S. Manejo sustentado para floresta de várzea na Amazônia Oriental. **Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 719-729, 2005.
- GAUI, T. D.; COSTA, F. R. C.; DE SOUZA, F. C.; AMARAL, M. R. M.; DE CARVALHO, D. C.; REIS, F. Q.; HIGUCHI, N. Long-term effect of selective logging on floristic composition: A 25-year experiment in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 440, p. 258-266, 2019.
- GIBBONS, J. D.; SUBHABRATA, C. **Nonparametric statistical inference**. 3 ed. New York: Marcel Dekker, 1992, p. 544 (Statistics: textbook and monograph, v.31). 1992.
- GONÇALVES, F. G.; DOS SANTOS, J. R. Composição florística e estrutura de uma unidade de manejo florestal sustentável na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 38, n. 2, p. 229-244, 2008.
- GRAYBILL, F. A. **Theory and application of the linear model**. Belmont: Duxbury Press, p. 704, 1976.
- GUERA, O. G. M.; DA SILVA, J. A. A.; FERREIRA, R. L. C.; LAZO, D. Á.; MEDEL, H. B.; DA SILVA, D. A. S. Evolução da distribuição diamétrica em plantios de *Pinus caribaea* Morelet var. *caribaea* Barrett & Golfari. **BIOFIX Scientific Journal**, n. 3, v. 1, p. 161-171, 2018.
- GUILHERME, S. D. S.; ATAÍDE, D. D. S.; SILVA, L. C.; ROCHA, P. D.; CURTO, R. D. A.; ARAÚJO, E. D. Aderência de funções de distribuição diamétrica em diferentes amplitudes de classes de um fragmento de floresta inequidânea. **Biofix Scientific Journal**, n. 5, v. 2, p. 239-245, 2020.

HAWTHORNE, W. D.; SHEIL, D.; AGYEMAN, V.K.; ABU JUAM, M.; MARSHALL, C. A. M. Logging scars in Ghanaian high forest: towards improved models for sustainable production. **Forest Ecology and Management**, v. 271, p. 27–36, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.036>.

HU, J.; HERBOHN, J.; CHAZDON, R. L.; BAYNES, J.; WILLS, J.; MEADOWS, J.; SOHEL, M. D. S. I. Recovery of species composition over 46 years in a logged Australian tropical forest following different intensity silvicultural treatments. **Forest ecology and management**, v. 409, p. 660-666, 2018.

IMAÑA-ENCINAS, J.; SANTANA, O. A.; DE MACEDO, L. A.; DE PAULA, J. E. Distribuição diamétrica de um trecho da Floresta Estacional Semidecidual na área do Ecomuseu do Cerrado. **Cerne**, n. 14, v.1, p. 33-45, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **IBGE atualiza Mapa da Amazônia Legal**. Rio de Janeiro: IBGE, 2020. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/28089-ibge-atualiza-mapa-da-amazonia-legal>. Acesso em: 08 fev. 2022

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Plano de Manejo - Floresta Nacional do Tapajós. Belterra**. 580p, 2004. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/flona\\_tapajoss.pdf](https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/flona_tapajoss.pdf). Acesso em: 07 dez. 2020

JACOBSEN, R. H. F.; SCCOTI, M. S. V.; FAGUNDES, S. T. S.; DE BRITO JUNIOR, J. F.; BIAZATTI, S. C. Impacts on vegetation after selective cutting in forest concession area in the southwestern Brazilian Amazon. **Floresta**, v. 50, p 1778-1787, 2020.

JARDIM, F. C. S.; SERRÃO, D. R.; NEMER, T. C. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA. **Acta Amazonica**, v.37, n.1, p.37-48, 2007.

JARDIM, F. C. DA S. Natural regeneration in tropical forests. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 58, p. 105–113, 2015. <https://doi.org/10.4322/rca.1676>.

JARDIM, F. C. DA S.; SOARES, M. DA S. Comportamento de *Sterculia pruriens* (Aubl.) Schum. em floresta tropical manejada em Moju-PA. **Acta Amazonica**, v. 40, n. 3, p. 535-542, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672010000300012>.

KANE, V. R.; BARTL-GELLER, B. N.; NORTH, M. P.; KANE, J. T.; LYDERSEN, J. M.; JERONIMO, S. M. A.; COLLINS, B. M.; MOSKAL, L. M. First-entry wildfires can create opening and tree clump patterns characteristic of resilient forests. **Forest Ecology and Management**, v. 454, p. 117-659, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117659>

KENNARD, D. K.; GOULD, K.; PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S.; MORALES, F. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 162, p. 197–208, 2002.

LEITE, H. G.; OLIVEIRA, F. H. T. Statistical procedure to test the identity of analytical methods. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.33, n.7/8, p.1105-1118, 2002.

- LEITE, H.G.; BINOTI, D.H.B.; GUIMARÃES, D.P.; SILVA, M.L.M.; GARCIA, S.L.R. Avaliação do ajuste das funções Weibull e hiperbólica a dados de povoamentos de eucalipto submetidos a desbaste. **Revista Árvore**, v.34, n.2, p.331-335, 2010.
- LIMA, B. DE A.; DE ALMEIDA, B. R. S.; DE SOUSA, E. A. B.; CRUZ, G. DA S.; MELO, M. B.; MELO, L DE O.; DOS SANTOS, M. F. Estrutura e dinâmica florestal sob efeito do manejo madeireiro na FLONA Tapajós. **Advances in Forestry Science**, v. 5, p. 437-443, 2018.
- LIMA, B. DE A.; NICOLETTI, M. F.; STEPKA, T. F. Efeitos da exploração de impacto reduzido (EIR) na composição florística e estrutura de uma floresta ombrófila densa na Amazônia Brasileira. **Scientia Forestalis**, v. 49, p. 1-14, 2021
- LOPES W. DE P.; SILVA, A. F. DA; SOUZA, A. L. DE; NETO J. A. A. M. Estrutura fitossociológica de um trecho de vegetação arbórea no Parque Estadual do Rio Doce - Minas Gerais, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**. v. 16, n. 4, p. 443-456, 2002.
- MACHADO, S.; CYSNEIROS, V.; NASCIMENTO, R. G.; MARTINS, A.; SCHMIDT, L. Projeção da estrutura diamétrica de grupos ecológicos em uma Floresta Ombrófila Mista. **Floresta e Ambiente**, v.24, e20160012, 2017.
- MACHADO, S.; DO AMARAL, A. A. P. DOS S.; DO NASCIMENTO, R. G. M.; AUGUSTYNCZIK, A. L. D.; ZAMIN, N. T. Modelagem da distribuição diamétrica de quatro espécies de Lauraceae em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 12, p. 91-105, 2010.
- MADI, J. P. S.; VENDRUSCOLO, D. G. S.; SILVA, C. A.; CHAVES, E.; CARVALHO, M. P. L.; CARVALHO, S. P. Univariate models to represent the diametric distribution of thinned stand of *Tectona grandis* Linn.F. **Advances in Forestry Science**, v. 4, n.1 , p. 119–123, 2017.
- MARANGON, G. P.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A. D.; SCHNEIDER, P. R.; LOUREIRO, G. H. Modelagem da distribuição diamétrica de espécies lenhosas da caatinga, semiárido pernambucano. **Ciência Florestal**, v.26, n.3, p.863-874, 2016.
- MARTINS, F. DA S. R.V.; XAUD, H. A. M.; Dos SANTOS, J. R.; GALVÃO, L. N. Effects of fire on above-ground forest biomass in the northern Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 28, n. 6, p. 591-601, 2012. <https://doi.org/10.1017/S0266467412000636>
- MAZZEI, L., SIST, P., RUSCHEL, A., PUTZ, F.E., MARCO, P., PENA, W., FERREIRA, J. E. R. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 367-373, 2010.
- MAZZEI, L.; RUSCHEL, A. Estoque comercial para o segundo ciclo de corte na Floresta Nacional do Tapajós - Área Experimental km 67 - Embrapa. Seminário de Pesquisa Científica da Floresta Nacional do Tapajós. **Anais do II Seminário de Pesquisa Científica da Floresta Nacional do Tapajós**. Santarém-PA: Floresta Nacional do Tapajós/ICMBio, 2014. 304 p.
- MEDEIROS, M. B. D.; MIRANDA, H. S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasílica**, v. 19, p. 493-500, 2005.

- MEWS, A. M.; MARIMON, B. S.; PINTO, J. R. R.; SILVÉRIO, D. V. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 845-857, 2011.
- MONTEIRO, A. L. S.; SOUZA JÚNIOR, C. M.; BARRETO, P. G.; PANTOJA, F. L. S.; GERWING, J. J. Impactos da exploração madeireira e do fogo em florestas de transição da Amazônia Legal. **Scientia Forestalis**, n. 65, p. 11-21, 2004.
- NASCIMENTO, R. G. M.; MACHADO, S. DO A.; FIGUEIREDO FILHO, A.; HIGUCHI, N. A growth and yield projection system for a tropical rainforest in the Central Amazon, Brazil. **Forest ecology and management**, v. 327, p. 201-208, 2014.
- NATIVIDADE, M. D. M.; SAMPAIO, J. D. S.; PEREIRA, W. D. S.; DE SOUSA, I. R. L.; CARDOSO JÚNIOR, C. D.; CARVALHO, C. D. S. DE S.; MELO, L. DE O. Estrutura e dinâmica florestal, antes e após extração de madeira, em área de manejo florestal na FLONA do Tapajós. **Agroecossistemas**, v. 10, n. 2, p. 113-124, 2018.
- NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; HESS, L. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, p. 1118-1123, 2014.
- NOGUEIRA, D. S., MARIMON, B. S., MARIMON-JUNIOR, B. H., OLIVEIRA, E. A., MORANDI, P., REIS, S. M. Impacts of fire on forest biomass dynamics at the southern amazon edge. **Environ. Conserv.** v. 48, p. 285–292, 2019.
- OLIVEIRA, L. C. L. Q.; JARDIM, F. C. DA S.; GOMES, J. M. Predição do ciclo de corte de espécies arbóreas comerciais por grupos ecológicos em uma floresta na Amazônia brasileira. **Revista brasileira de biometria**, v. 38, n. 1, p. 18-34, 2020.
- OLIVEIRA, L. C.; COUTO, H. T. Z.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. Efeito da exploração madeireira e tratamentos silviculturais na composição florística e diversidade de espécies em uma área de 136 ha na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará. **Scientia Forestalis**, v.69, p. 62-75, 2005.
- ORELLANA, E.; FIGUEIREDO FILHO, A.; PÉLLICO NETTO, S. DIAS, A. N. Métodos de ajuste e procedimentos de seleção de funções probabilísticas para modelar a distribuição diamétrica em floresta nativa de araucária. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 969-980, 2017.
- ORELLANA, E.; FIGUEIREDO FILHO, A.; PÉLLICO NETTO, S. DIAS, A. N. Modelagem da distribuição diamétrica de espécies florestais em um fragmento de floresta ombrófila mista. **Árvore**, v. 38, p. 297-308, 2014.
- PARK, A.; JUSTINIANO, M. J.; FREDERICKSEN, T. S. Natural regeneration and environmental relationships of tree species in logging gaps in a Bolivian tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 217, p. 147–157, 2005. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2005.05.056>.
- PEIXOTO, K. D. S.; SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; RIBEIRO, M. N.; FACURE, K. G.; GOMES-KLEIN, V. L.; GUILHERME, F. A. G. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 697-708, 2012.

- PENA-CLAROS, M.; PETERS, E. M.; JUSTINIANO, M. J.; BONGERS, F.; BLATE, G. M.; FREDERICKSEN, T. S.; PUTZ, F. E. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 1283–1293, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.033>.
- PRESTES, N. C. C. S.; MASSI, K. G.; SILVA, E. A.; NOGUEIRA, D. S.; OLIVEIRA, E. A.; FREITAG, R.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; KELLER, M.; FELDPAUSCH, T. R. Fire Effects on Understory Forest Regeneration in Southern Amazonia. **Front. For. Glob. Change**, v. 3, p. 1493, 2020. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00010>.
- PUIG, H. **Floresta tropical úmida**: São Paulo: UNESP, 2008.
- REIS, L. P.; RUSCHEL, A. R.; COELHO, A. A.; DA LUZ, A. S.; MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. Avaliação do potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós após 28 anos da exploração florestal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 265, 2010.
- REIS, L. P.; SOUZA, A. L. ; REIS, P. C. M. R. ; MAZZEI, L. ; TORRES, C. M. M. E. ; LEITE, H. G.; SOARES, C. P. B. ; SILVA, L. F. ; RUSCHEL, A. R. ; RÊGO, L. J. S. Modeling of tree recruitment by artificial neural networks after wood harvesting in a forest in eastern Amazon rain forest. **Ciência florestal**, v. 29, p. 583, 2019.
- REIS, L. P.; RUSCHEL, A. R.; SILVA, J.N.M. REIS, P.C.M.; CARVALHO, J.O.P.; SOARES, M.H.M. Dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na Amazônia Oriental. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 57, p. 234-243, 2014.
- RETSLAFF, F. A. D. S.; FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; BERNETT, L. G.; FIGURA, M. A. Prognose do crescimento e da produção em classes de diâmetro para povoamentos desbastados de *Eucalyptus grandis* no Sul do Brasil. **Árvore**, v. 36, n. 4, p. 719-732, 2012.
- ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. ZJESUS, R. M.; FRANÇA, J T. Modelos volumétricos para a Floresta Nacional do Tapirapé-Aquirí, Serra dos Carajás (PA). **Acta amazônica**, v.36, n.1, p.107-114, 2006.
- RStudio Team (2020). **RStudio: Integrated Development for R**. RStudio, PBC, Boston, MA URL. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>.
- RUTISHAUSER, E.; HÉRAULT, B.; BARALOTO, C.; BLANC, L.; DESCROIX, L.; SOTTA, E. D.; SIST, P. Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. **Current Biology**, v. 25, p. R787–R788, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.07.034>
- SALES, G. M.; PEREIRA, J. L. G.; THALÊS, M. C.; POCCARD-CHAPUIS, R.; ALMEIDA, A. S. Emprego dos focos de calor na avaliação das áreas queimadas e em incêndios florestais em Paragominas, Pará, Brasil. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Ciências Naturais**, v. 14, n. 1, p. 55-77, 2019
- SATO, L. Y.; GOMES, V. C. F.; SHIMABUKURO, Y. E.; KELLER, M.; ARAI, E.; DOS-SANTOS, M. N.; BROWN, I. F. Post-fire changes in forest biomass retrieved by airborne LiDAR in Amazonia. **Remote sensing**, v. 8, n. 10, p. 839, 2016.

SCHMITT, J. **Crime sem castigo: a efetividade da fiscalização ambiental para o controle do desmatamento ilegal na Amazônia**. 2015. 188 p. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

SCHWARTZ, G.; BAIS, A. L. S.; PEÑA-CLAROS, M.; HOOGSTRA-KLEIN, M. A.; MOHREN, G. M. J.; ARTS, B. J. M. Profitability of silvicultural treatments in logging gaps in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Forest Science**, v.3, p. 68-78, 2016.

SCHWARTZ, G.; FALKOWSKI, V.; PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: short-term responses after reduced-impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 97–103, 2017a. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2016.11.036>.

SCHWARTZ, G.; LOPES, J. C. A.; MOHREN, G. M. J.; PEÑA-CLAROS, M. Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: a comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 293, p. 57–64, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.040>.

SCHWARTZ, G.; PEREIRA, P. C. G.; SIVIERO, M. A.; PEREIRA, J. F.; RUSCHEL, A. R.; YARED, J. A. G. Enrichment planting in logging gaps with *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby: A financially profitable alternative for degraded tropical forests in the Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 390, p. 166–172, 2017b. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.031>.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO - SFB. **Florestas do Brasil em resumo - 2013: dados de 2007-2012**. 188p. Brasília: SFB, 2013. Disponível em: <https://www.florestal.gov.br/publicacoes/572-florestas-do-brasil-em-resumo-2013>. Acesso em: 07 dez. 2020.

SILVA, J. N. M.; DE CARVALHO, J. O. P.; LOPES, J. DO C. A. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, v. 71, n. 3, p. 267–274, 1995.

SILVA, J. N. M.; LOPES, J. C. A.; OLIVEIRA, L. C.; SILVA, S. M. A.; CARVALHO, J. O. P.; COSTA, D. H. M.; MELO, M. S.; TAVARES, M. J. M. **Diretrizes para instalação e medição de parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia Brasileira**. 1. ed. Belém: Pará, 2005.

SILVA, J. N. N.; CARVALHO, J. O. P.; BARROS, P. L. C.; LOPES, J. C. A.; SILVA, U. S. DA. C.; OLIVEIRA, L. C. DE.; RUSCHEL, A. R.; TAVARES, M. J. M.; LELIS, E. A. **Monitoramento de florestas tropicais** – MFT. Embrapa Amazônia Oriental-Fôlder/Folheto/Cartilha (INFOTECA-E), 156p. 2008.

SILVA, S. M. A DA.; SILVA, J. N. M.; BAIMA, A. M. V.; LOBATO, N. M.; THOMPSON, I. S.; COSTA FILHO, P. P. Impacto da exploração madeireira em floresta de terra firme no município de Moju, estado do Pará. In: SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; YARED, J. A. G. (Eds.). **A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID**. Belém-PA, 2001.

SILVA, G. O.; SOUZA, P. B. Fitossociologia e estrutura diamétrica de um fragmento de Cerrado *Sensu Stricto*, Gurupi-To. **Desafios**, v. 3, n. Especial, p. 22-29, 2016.

- SILVÉRIO, D. V.; BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; PUTZ, F. E.; NEPSTAD, D. C.; OLIVEIRA-SANTOS, C. Testing the amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. **Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.** v. 368, p. 1–8, 2013. doi: 10.1098/rstb.2012.0427
- SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 243, n. 2-3, p. 199–209, 2007.
- SOAMANDAUGH, S. An analysis of collateral damage resulting from selective logging in a large forest concession in Guyana. **Imperial Journal of Interdisciplinary Research**, v.3, p. 2454-1362, 2017.
- SOARES, G. M.; SILVA, L. D.; HIGA, A. R.; SIMON, A. A.; DE SÃO JOSÉ, J. F. B.; MONTENEGRO, T. S. Crescimento de *Acacia mearnsii* De Wild e *Eucalyptus globulus* Labill em monocultivos e consórcios com linhas simples e duplas de plantio. **Sci For**, v. 46, p. 571-581, 2018.
- SOBRAL, L.; ARMELIN, M. Fiscalização, transparência e fomento são fundamentais para combater o desmatamento e desenvolvimento do setor florestal da Amazônia. **Nexo Políticas Públicas**. 10 de mai. de 2021. Disponível em: <https://pp.nexojournal.com.br/ponto-de-vista/2021/Fiscaliza%C3%A7%C3%A3o-transpar%C3%Aancia-e-fomento-s%C3%A3o-fundamentais-para-combater-o-desmatamento-e-desenvolvimento-do-setor-florestal-da-Amaz%C3%B4nia> Acesso em: 16 de out. de 2021.
- SOUZA, D. R. D.; SOUZA, A. L. D.; LEITE, H. G.; YARED, J. A. G. Análise estrutural em floresta ombrófila densa de terra firme não explorada, Amazônia Oriental. **Árvore**, v. 30, n. 1, p. 75-87, 2006.
- SOUZA, M. A. S.; DE AZEVEDO, C. P.; DE SOUZA, C. R.; FRANÇA, M.; VASCONCELOS NETO, E. L. Dinâmica e produção de uma floresta sob regime de manejo sustentável na Amazônia central. **Floresta**, v. 47, n. 1, p. 55 – 63, 2017.
- TEIXEIRA, L. M.; CHAMBERS, J. Q.; SILVA, A. R.; LIMA, A. J. N.; CARNEIRO, V. M. C.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N. Projeção da dinâmica da floresta natural de Terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 3, p. 377-384, 2007.
- TÉO, S. J.; BIANCHI, J. C.; PELOSO, A.; NAVA, P. R.; MARCON, A.; EHLRS, T.; COSTA, R. H. Desempenho de funções de densidade probabilísticas para descrever a distribuição diamétrica de *Pinus taeda*, na região de Caçador, SC. **Floresta**, v. 42, p. 741–754, 2012.
- TÉO, S. J.; MARCON, F.; SCHNEIDER, C. R.; DOS SANTOS, F. B.; CHIARELLO, K. M. A.; FIORENTIN, L. D. Modelagem da distribuição diamétrica de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lebon Régis, SC. **Floresta**, v. 45, p. 337-348, 2015.
- TER STEEGE, H.; PITMAN, N. C.; SABATIER, D.; BARALOTO, C.; SALOMÃO, R. P.; GUEVARA, J. E.; SILMAN, M. R. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**, v.342, n.6156, p.325-342, 2013.

- TER STEEGE, H.; VAESSEN, R. W.; CÁRDENAS-LÓPEZ, D.; SABATIER, D.; ANTONELLI, A.; DE OLIVEIRA, S. M.; SALOMÃO, R. P. The discovery of the Amazonian tree flora with an updated checklist of all known tree taxa. **Scientific reports**, v. 6, n. 1, p. 1-15, 2016.
- TRAUTENMÜLLER, J. W.; NETTO, S. P.; BALBINOT, R.; DALLA CORTE, A. P.; VENDRUSCOLO, R. Modelagem da estrutura diamétrica em ecótono de Floresta Ombrófila Mista e Estacional Decidual submetida a manejo florestal sustentado. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 4, p. 26-34, 2019.
- TRUMBORE, S.; BRANDO, P. HARTMANN, H. Forest health and global change. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 814-818, 2015. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aac6759>.
- VALLE, D.; PHILLIPS, P.; VIDAL, E.; SCHULZE, M.; GROGAN, J.; SALES, M.; VAN GARDIGEN, P. Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 243, p. 187–198, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.023>.
- VAN RHEENEN, H. M. P. J. B.; BOOT, R. G. A.; WERGER, M. J. A.; ULLOA, M. Regeneration of timber trees in a logged tropical forest in North Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 200, p. 39–48, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.06.024>.
- VATRAZ, S.; CARVALHO, J. O. P.; SILVA, J. N. M.; DA CASTRO, T.C. Efeito da exploração de impacto reduzido na dinâmica do crescimento de uma floresta natural. **Sci. For.** 44, 261–271, 2016. <https://doi.org/10.18671/scifor.v44n109.25>
- VIEIRA, D. DOS S.; GOMES, K. M. A.; DOS SANTOS, L. E.; DE OLIVEIRA, M. L. R.; GAMA, J. R. V.; MENDONÇA, E. L. M.; FIGUEIREDO, A. E. S. Estrutura diamétrica e espacial de espécies madeireiras de importância econômica na Amazônia. **Scientia Forestalis**, v. 49, p. 34-38, 2021. | <https://doi.org/10.18671/scifor.v49n129.21>
- VIEIRA, D. S. V.; OLIVEIRA, M. L. R.; GAMA, J. R. V.; MACHADO, E. L. M.; GORGENS, E. B. Patrón espacial y métodos de muestreo para *Bertholletia excelsa* (castaña de Pará) en la Mesorregión del Bajo Amazonas, estado de Pará, Brasil. **Bosque**, v. 38, p. 97-107, 2017. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002017000100011>.
- VIEIRA, D. S.; OLIVEIRA, M. L. R.; GAMA, J. R. V.; OLIVEIRA, B. O.; REGO, A. K. C.; BEZERRA, T. G. Sampling processes for *Carapa guianensis* Aubl. in the Amazon. **Cerne**, v. 24, p. 169-179, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201824032514>.
- VILLEGAS, Z.; PEÑA-CLAROS, M.; MOSTACEDO, B.; ALARCÓN, A.; LICONA, J.C.; LEAÑO, C.; PARIONA, W.; CHOQUE, U. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 971–977, 2009. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2008.10.031>.
- WALDHOFF, P.; VIDAL, E. Community loggers attempting to legalize traditional timber harvesting in the Brazilian Amazon: an endless path. **Forest Policy and Economics**, v. 50, p. 311-318, 2015.

WATSON, J. E.; EVANS, T.; VENTER, O.; WILLIAMS, B.; TULLOCH, A.; STEWART, C.; LINDENMAYER, D. The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature ecology & evolution**, v. 2, n. 4, p. 599-610, 2018.

WESTPHAL, C.; TREMER, N.; VON OHEIMB, G.; HANSEN, J.; VON GADOW, K.; HÄRDTLE, W. Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests?. **Forest Ecology and Management**, v. 223, p. 75-83, 2006.

WHITMORE, T. C. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. **Ecology**, v. 70, p. 536-538, 1989.

XAUD, H. A. M.; MARTINS, F. DA S. R. V.; SANTOS, J. R. DOS. Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 294, p. 97-106, 2013.

## APÊNDICES

### Apêndice A - Lista das espécies.

Nome Vulgar	Nome Científico	Família
Abacabeira	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	Arecaceae
Abiu Camurim	<i>Chrysophyllum oppositum</i> Ducke	Sapotaceae
Abiu Cutite	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	Sapotaceae
Abiurana	<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	Sapotaceae
Abiu Rosadinha	<i>Pouteria anomala</i> (Pires) T.D.	Sapotaceae
Abiu Vermelho	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	Sapotaceae
Açacu	<i>Hura crepitans</i> L.	Euphorbiaceae
Acariquara <sup>c</sup>	<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae
Acariquarana	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae
Açoita Cavalo	<i>Luehea speciosa</i> Wild.	Tiliaceae
Amapá Doce	<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke	Moraceae
Amarelinho	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr	Fabaceae
Anani	<i>Symphonia globulifera</i> L. F.	Clusiaceae
Andiroba	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae
Andirobarana	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Meliaceae
Angelim da Mata	<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke.	Fabaceae
Angelim Pedra <sup>c</sup>	<i>Hymenolobium modestum</i> Ducke	Fabaceae
Angelim Rajado <sup>c</sup>	<i>Pithecelobium racemosum</i> Ducke	Mimosaceae
Araçá	<i>Eugenia flavescens</i> DC.	Myrtaceae
Araracanga <sup>c</sup>	<i>Aspidosperma desmanthum</i> (Benth) ex. Muell. Arg	Apocynaceae
Axixá	<i>Sterculia priuriens</i> (Aubl.) K.Schum	Sterculiaceae
Bacuri Pari	<i>Rheedia macrophylla</i> (Mart.) Planch. & Triana	Clusiaceae
Barbatimão	<i>Stryphnodendron pulcherimum</i> (Willd.) Hochr.	Fabaceae
Breu Amarelo	<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae
Breu Amescla <sup>c</sup>	<i>Trattinickia burseraefolia</i> Mart	Burseraceae

<b>Nome Vulgar</b>	<b>Nome Científico</b>	<b>Família</b>
Breu Branco	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) March	Burseraceae
Breu Manga <sup>c</sup>	<i>Protium guacayanum</i> Cuatric	Burseraceae
Breu Sucuruba	<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Wild.	Burseraceae
Breu Vermelho <sup>c</sup>	<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae
Burra Leiteira	<i>Sapium marmieri</i> Huber	Euphorbiaceae
Cacau da Mata	<i>Theobroma speciosa</i> Willd. ex Mart.	Malvaceae
Caferana	<i>Coussarea racemosa</i> A. Rich.	Rubiaceae
Cajuaçu	<i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl.	Anacardiaceae
Canela de Velho	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Melastomataceae
-	<i>Casearia juvertence</i>	Flacourtiaceae
Canela de Vó	<i>Heisteria</i> sp	Olacaceae
Caneleira	<i>Miconia</i> sp	Melastomataceae
Caqui	<i>Diospyros vestita</i> Benoist.	Ebenaceae
Caraipé	<i>Licania canescens</i> Benoist.	Chrysobalanacea e
Carapanaúba	<i>Aspidosperma discolor</i> A.DC.	Apocynaceae
Castanha de Arara	<i>Joannesia heveoides</i> Ducke	Euphorbiaceae
Castanheira	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Lecythidaceae
Caxinguba	<i>Ficus maxima</i> Mill.	Moraceae
Cedrorana <sup>c</sup>	<i>Cedrelinga catenaeformis</i> Ducke	Fabaceae
Cocão	<i>Crudia glaberrima</i> (Steud.) J.F.Macbr.	Fabaceae
Copaibarana	<i>Copaifera martii</i> Hayne	Fabaceae
Cuiarana <sup>c</sup>	<i>Terminalia guianensis</i> Eichl.	Combretaceae
Cupiúba <sup>c</sup>	<i>Goupia glabra</i> Aublet	Celastraceae
Cupurana	<i>Theobroma subincanum</i> Mart	Malvaceae
Currupixá	<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre	Sapotaceae
Embaúba	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	Urticaceae
Embaubarana	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Cecropiaceae
Embaúba Branca	<i>Cecropia distachya</i> Huber	Urticaceae
Embaúba Vermelha	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Urticaceae
Envira Cana	<i>Xylopia nitida</i> Dunal	Annonaceae
Envira Preta	<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	Annonaceae
Envira Surucucu	<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E. Fr.	Annonaceae
Farinha Seca	<i>Lindackeria paraensis</i> Kuhlm.	Achariaceae
Fava Amargosa <sup>c</sup>	<i>Vatairea paraensis</i> Ducke	Fabaceae
Fava Paricá <sup>c</sup>	<i>Parkia nítida</i> Miq.	Fabaceae
Fava Rosca <sup>c</sup>	<i>Enterolobium schomburgkii</i> Benth.	Mimosaceae
Fava Timborana <sup>c</sup>	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> Miq.	Mimosaceae
Fava Tucupi <sup>c</sup>	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Fabaceae
Garapeira <sup>c</sup>	<i>Apuleia moralis</i> Spruce ex Benth.	Fabaceae
Ginja	<i>Eugenia patrisii</i> Vahl.	Myrtaceae

Nome Vulgar	Nome Científico	Família
Glícia	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Chrysobalanaceae
Goiabão <sup>c</sup>	<i>Pouteria bilocularis</i> (H.J.P. Winkl.) Baehni	Sapotaceae
Goiabarana	<i>Eugenia leitonii</i> Legr.	Myrtaceae
Goiabinha	<i>Calycolpus goetheanus</i> (Mart. ex DC.) O.Berg.	Myrtaceae
Guajará Bolacha <sup>c</sup>	<i>Syzygiopsis oppositifolia</i> Ducke	Sapotaceae
Guariúba <sup>c</sup>	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav	Moraceae
Inajá	<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	Arecaceae
Ingá	<i>Inga sp</i>	Fabaceae
Ingá Branco	<i>Inga capitata</i> Desv.	Fabaceae
Ingarana	<i>Zygia ramiflora</i> (Benth) Barn & Grimes	Fabaceae
Ingá Vermelho	<i>Inga alba</i> (Sw.) Wild.	Fabaceae
Ingá Xixica	<i>Inga heterophylla</i> Wild.	Fabaceae
Itaúba <sup>c</sup>	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meissn.) Taubert ex Mez.	Lauraceae
Jacamim	<i>Aspidosperma inundatum</i> Ducke	Apocynaceae
Janitá	<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg	Moraceae
Janitá Amarelo	<i>Maquira guianensis</i> Aubl.	Moraceae
Jarana <sup>c</sup>	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) Mori	Lecythidaceae
Jataúba	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	Meliaceae
João Mole	<i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav.	Nyctaginaceae
Jutaí Cica	<i>Hymenaea sp</i>	Fabaceae
Jutairana	<i>Cynometra bauhiniifolia</i> Benth.	Fabaceae
Limorana	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Rubiaceae
Louro	<i>Ocotea sp</i>	Lauraceae
Louro Penéia	<i>Nectandra sp</i>	Lauraceae
Louro Amarelo <sup>c</sup>	<i>Licaria rigida</i> Kosterm.	Lauraceae
Louro Branco <sup>c</sup>	<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.	Lauraceae
Louro Itaúba	<i>Ocotea sp. 1</i>	Lauraceae
Louro Manga	<i>Ocotea sp. 2</i>	Lauraceae
Louro Preto <sup>c</sup>	<i>Ocotea baturitensis</i> Vattimo	Lauraceae
Louro Rosa <sup>c</sup>	<i>Aniba parviflora</i> Mez.	Lauraceae
Louro Tamaquaré <sup>c</sup>	<i>Caraipa grandiflora</i> Mart.	Lauraceae
Louro Vermelho <sup>c</sup>	<i>Ocotea rubra</i> Mez	Lauraceae
Maçaranduba c	<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach.	Sapotaceae
Mamuí	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	Caricaceae
Mandioqueira <sup>c</sup>	<i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marc.-Berti	Vochysiaceae
Mandioqueira Rosa	<i>Qualea dinizii</i> Ducke	Vochysiaceae
Maparajuba <sup>c</sup>	<i>Manilkara amazonica</i> (Huber) Standley	Sapotaceae
Marmeleiro	<i>Swartzia flamingii</i> Raddi.	Fabaceae
Marupá	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae

Nome Vulgar	Nome Científico	Família
Mataci	<i>Mouriri brachyanthera</i> Ducke	Melastomataceae
Matamatá Branco	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	Lecythidaceae
Matamatá Preto	<i>Eschweilera blanchetiana</i> (O.Berg) Miers	Lecythidaceae
Matamatá Vermelho	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	Lecythidaceae
Melancieira <sup>c</sup>	<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	Fabaceae
Mirindiba <sup>c</sup>	<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	Lythraceae
Muiracatiara <sup>c</sup>	<i>Astronium lecointei</i> Ducke	Anacardiaceae
Muirapiranga	<i>Eperua schomburgkiana</i> Benth.	Caesalpinaceae
Muiratinga	<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C.C. Berg	Moraceae
Murtinha	<i>Myrcia clusiifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae
Muruci	<i>Byrsonima aerugo</i> Sagot.	Malpighiaceae
Mururé <sup>c</sup>	<i>Brosimum acutifolium</i> Huber	Moraceae
Mututi	<i>Pterocarpus officinalis</i> Jacq.	Fabaceae
Muuba Branca	<i>Bellucia</i> sp	Melastomataceae
Papo de Mutum	<i>Lacunaria jenmanii</i> (Oliv.) Ducke	Quiinaceae
-	<i>Touroulia guianensis</i> Aubl.	Quiinaceae
Parapará	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Bignoniaceae
Pau de Remo	<i>Chimarrhis turbinata</i> DC. Prodr.	Rubiaceae
Pau Jacaré	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler.	Flacourtiaceae
Pau Sandra	<i>Pausandra martini</i> Baill.	Euphorbiaceae
Pente de Macaco	<i>Apeiba tibourboa</i> Aubl.	Malvaceae
Peruana	<i>Pogonophora</i> sp	Euphorbiaceae
Pitaíca	<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	Fabaceae
Pitomba	<i>Talisia esculenta</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	Sapindaceae
Puruí	<i>Duroia fusifera</i> Spruce ex K.Schum.	Rubiaceae
Quaruba <sup>c</sup>	<i>Vochysia maxima</i> Ducke	Vochysiaceae
Quaruba cedro <sup>c</sup>	<i>Vochysia inundata</i> Ducke	Vochysiaceae
Quinarana	<i>Geissospermum sericeum</i> (Sagot) Benth. & Hook.f.	Apocynaceae
Sapucaia <sup>c</sup>	<i>Lecythis paraensis</i> Ducke	Lecythidaceae
Seringueira	<i>Hevea brasiliensis</i> Muell. Arg.	Euphorbiaceae
Sucupira Amarela <sup>c</sup>	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth	Fabaceae
Tabocão	<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	Polygonaceae
Taquari	<i>Mabea caudata</i> Pax & K.Hoffm.	Euphorbiaceae
Tatajuba <sup>c</sup>	<i>Bagassa guianensis</i> Aublet	Moraceae
Tata Piririca	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae
Tauari <sup>c</sup>	<i>Couratari stellata</i> A.C.Smith	Lecythidaceae
Taxi	<i>Sclerolobium</i> sp	Fabaceae
Taxi Branco	<i>Tachigali vulgaris</i> L.G. Silva & H.C.Lima	Fabaceae
Taxi Vermelho	<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Fabaceae

<b>Nome Vulgar</b>	<b>Nome Científico</b>	<b>Família</b>
Taxi Preto	<i>Tachigali myrmecophila</i> Ducke	Fabaceae
Tento Mulato	<i>Ormosia flava</i> (Ducke) Rudd.	Fabaceae
Tento Preto	<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	Fabaceae
Ucuubarana	<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.	Myristicaceae
Ucuúba Vermelha	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Myristicaceae
Uruá	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Cham.	Boraginaceae
Uruazeiro	<i>Cordia</i> sp	Boraginaceae
Urucu	<i>Bixa orellana</i> L.	Bixaceae
Urucú da Mata	<i>Bixa arborea</i> Huber	Bixaceae
Urucurana	<i>Sloanea</i> sp	Elaeocarpaceae
Uxi	<i>Endopleura uchi</i> Huber	Humiriaceae
Virola <sup>c</sup>	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	Myristicaceae
Visgo	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. Ex Walp.	Fabaceae
Xixuá	<i>Maytenus guyanensis</i> Klotzsch ex Reissek	Fabaceae

<sup>c</sup>= Espécies comerciais.

Apêndice B - Parâmetros estimados das funções densidade de probabilidade para cada parcela antes e após colheita florestal.

Ano	Função	Parâmetros	Parcela									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2007	Weibull 3P	$\alpha$	0,8044	0,6442	0,8240	0,9300	0,7011	0,7762	0,7418	0,7578	0,7800	0,6908
		$\beta$	8,9676	9,1187	11,8072	12,1244	9,6773	9,9517	9,5655	9,1565	9,0674	9,6075
		$\gamma$	10,0000	10,0000	10,9000	10,9000	10,8000	10,9000	11,0000	10,9000	10,8000	10,8000
	Log Pearson III	$\alpha$	2,7158	4,4588	4,7928	4,2438	2,4529	3,2825	3,6536	3,0883	3,0704	2,7837
		$\beta$	0,2845	0,2926	0,2325	0,2574	0,3772	0,2639	0,2802	0,2930	0,2939	0,3494
		$\gamma$	2,0926	1,7040	1,9057	1,9565	2,0811	2,1330	2,0045	2,0344	2,0402	2,0434
	Frechet 3P	$\alpha$	1,5010	0,9957	1,4129	1,3962	1,0171	1,4473	1,1553	1,0582	1,1066	1,0330
		$\beta$	6,1577	4,9845	7,4663	7,6700	4,4023	6,6022	5,5567	3,9342	4,2415	4,7582
		$\gamma$	7,3672	8,7601	7,8550	7,9703	9,7821	8,7617	9,4040	9,8584	9,6647	9,5540
	Exponencial	$\beta_0$	909,7441	477,2111	121,212	148,3549	640,7148	459,8351	124,4007	1573,6354	539,0607	516,0403
		$\beta_1$	-2,6582	-2,4644	-1,9911	-2,0586	-2,5554	-2,4369	-2,0004	-2,8606	-2,4896	-2,4813
	2010	Weibull 3P	$\alpha$	0,8557	0,6691	0,7348	0,8680	0,8101	0,7767	0,8416	0,7953	0,7861
$\beta$			9,2166	10,7564	9,3398	10,4013	9,3393	9,0091	9,5823	9,4465	8,8807	10,1694
$\gamma$			10,0000	10,0000	10,0000	10,0000	10,0000	10,0000	10,2000	10,1000	10,0000	10,3000
Log Pearson III		$\alpha$	2,7350	4,2614	4,2360	4,3501	2,3939	3,6760	3,7350	3,0153	3,0423	2,7479
		$\beta$	0,2755	0,2948	0,2557	0,2586	0,3796	0,2627	0,2792	0,2954	0,2984	0,3496
		$\gamma$	2,1208	1,7590	1,8379	1,8702	2,0566	1,9657	1,9582	2,0318	1,9810	2,0302
Frechet 3P		$\alpha$	1,5068	1,1563	1,1343	1,3500	1,1917	1,5185	1,5687	1,2289	1,2097	1,0832
		$\beta$	6,1278	5,3459	4,8199	7,7013	5,1532	7,3824	7,2786	4,8746	4,4045	5,9487
		$\gamma$	7,5081	8,1765	8,5298	7,7037	8,4777	6,9143	7,1339	8,8892	8,6161	8,0474
Exponencial		$\beta_0$	749,2230	171,9605	369,7425	413,5680	1044,5971	910,1730	234,2025	3646,8598	1198,0436	454,1379
		$\beta_1$	-2,5909	-2,1194	-2,3592	-2,3999	-2,7218	-2,6719	-2,1986	-3,1621	-2,7576	-2,4434

Apêndice C - Parâmetros estimados das funções densidade de probabilidade para cada parcela antes e após incêndio florestal.

Ano	Função	Parâmetros	Parcela									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2013	Weibull 3P	$\alpha$	0,8691	0,7037	0,8186	0,7443	0,5188	0,5063	0,8982	0,7283	0,5997	0,8103
		$\beta$	9,1888	10,4242	9,2494	9,8938	8,8320	8,4698	10,3175	8,6256	9,5733	11,8713
		$\gamma$	10,1000	10,0000	10,0000	10,1000	10,1000	10,1000	10,1000	10,1000	10,5000	10,1000
	Log Pearson III	$\alpha$	2,9915	5,8654	4,4744	3,8610	2,3567	3,5475	3,2567	2,7749	2,7577	2,6682
		$\beta$	0,2692	0,2417	0,2483	0,2707	0,3547	0,2686	0,2603	0,3137	0,2910	0,3530
		$\gamma$	2,0807	1,6229	1,8278	1,9382	2,0489	1,9610	2,0631	2,0516	2,0407	2,0417
	Frechet 3P	$\alpha$	1,6192	1,1527	1,2148	1,3445	1,0021	1,3438	1,5704	1,2079	1,1897	1,1259
		$\beta$	6,6678	6,5918	5,4792	6,5909	3,8723	5,8470	7,0220	4,9127	3,8550	5,0663
		$\gamma$	7,1491	8,1044	8,3485	7,9850	9,1470	7,9189	7,3435	8,9474	9,0846	8,9367
	Exponencial	$\beta_0$	897,1193	161,0745	290,4912	325,0841	607,9161	613,223	214,8312	3619,671	1529,03	605,119
		$\beta_1$	-2,6532	-2,0981	-2,2797	-2,3200	-2,5330	-2,5306	-2,1679	-3,1622	-2,8421	-2,5394
	2016	Weibull 3P	$\alpha$	0,9396	0,7968	0,8919	0,7954	0,7569	0,7789	0,7434	0,7660	0,7685
$\beta$			9,1425	15,9109	9,3553	11,8010	12,9231	10,6903	10,2594	12,6285	8,3693	10,1210
$\gamma$			10,0000	10,3000	10,0000	10,1000	10,6000	10,4000	10,2000	10,1000	10,5000	10,3000
Log Pearson III		$\alpha$	2,8407	5,5909	4,1477	3,6671	2,8924	3,3484	2,0890	3,0374	2,5875	4,8329
		$\beta$	0,2669	0,2535	0,2419	0,2720	0,3267	0,2727	0,3714	0,3091	0,2990	0,2614
		$\gamma$	2,1314	1,6410	1,9320	2,0029	1,9934	2,0261	2,1620	2,0138	2,0944	1,7746
Frechet 3P		$\alpha$	1,7624	1,5284	1,5415	1,4963	1,1247	1,2755	1,3725	1,1764	1,0702	1,3041
		$\beta$	7,6491	10,8728	7,9670	8,8990	6,5473	6,6849	6,7623	6,1665	3,5323	6,7660
		$\gamma$	6,5353	5,8655	7,0024	6,8145	8,7234	8,4960	7,5743	8,4042	9,7886	8,0424
Exponencial		$\beta_0$	847,2230	59,4683	169,8263	159,5846	83,6491	230,0463	169,7785	1953,1566	1140,5737	560,7576
		$\beta_1$	-2,6346	-1,7724	-2,0993	-2,0859	-1,8777	-2,2094	-2,0935	-2,9642	-2,7435	-2,5224