

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO OESTE, UNICENTRO-PR**

**DINÂMICA DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE  
SUBMETIDA AO MANEJO MADEIREIRO E INCÊNDIO  
NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**DANIELE LIMA DA COSTA**

**IRATI-PR  
2020**

**DANIELE LIMA DA COSTA**

**DINÂMICA DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA SUBMETIDA AO MANEJO  
MADEIREIRO E INCÊNDIO NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Centro-Oeste, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, área de concentração Manejo Florestal, para a obtenção do título de Mestre.

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Andrea Nogueira Dias  
Orientadora

Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho  
Coorientador

Prof. Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama  
Coorientador

IRATI, PARANÁ

2020

Catálogo na Publicação  
Rede de Bibliotecas da Unicentro

C837d Costa, Daniele Lima da  
Dinâmica de floresta ombrófila densa submetida ao manejo madeireiro e incêndio na Amazônia oriental / Daniele Lima da Costa. -- Irati, 2020.  
xv, 108 f. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, área de concentração em Manejo Florestal, 2020.

Orientadora: Andrea Nogueira Dias  
Coorientador: Afonso Figueiredo Filho  
Coorientador: João Ricardo Vasconcellos Gama  
Banca examinadora: Marcio Leles Romarco de Oliveira, João Ricardo Vasconcellos Gama, Karina Henkel Proceke de Deus

Bibliografia

1. Ciências Florestais. 2. Fogo. 3. Fitossociologia. 4. Diversidade. 5. Mortalidade. 6. Ingresso. 7. Amazônia I. Título. II. Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais.

CDD 634.9


## TERMO DE APROVAÇÃO

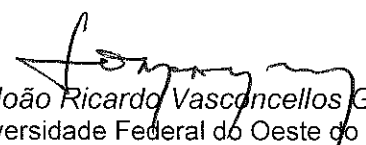
Defesa Nº 141


**Daniele Lima da Costa**

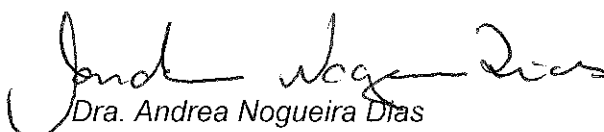
### “Dinâmica de floresta ombrófila densa submetida ao manejo madeireiro e incêndio na Amazônia Oriental”

Dissertação aprovada em 19/02/2020, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, área de concentração em Manejo Sustentável de Recursos Florestais, da Universidade Estadual do Centro-Oeste, pela seguinte Banca Examinadora:

  
Dr. Marcio Lélés Romarco de Oliveira  
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri  
Primeiro Examinador

  
Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama  
Universidade Federal do Oeste do Pará  
Segundo Examinador

  
Dra. Karina Henkel Proceke de Deus  
Universidade Estadual do Centro-Oeste  
Terceira Examinadora

  
Dra. Andrea Nogueira Dias  
Universidade Estadual do Centro-Oeste  
Orientadora e Presidente da Banca Examinadora

Irati - PR  
2020

*Aos meus pais  
João de Deus e Cleoneide Lima,  
Dedico*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me iluminar e manter forte, por todas as bênçãos a mim proporcionadas.

Aos meus pais João de Deus e Cleoneide Lima por serem minha base e os principais responsáveis pela minha caminhada acadêmica, por serem meus exemplos de vida, amor e dedicação.

Ao meus irmãos Andreza e Alex Johnatan, com os quais cresci e compartilho amor e respeito.

A minha sobrinha Isabela por ser luz e presente de Deus em nossas vidas, que nos trouxe força para ser melhor a cada dia e querer tornar o mundo um lugar melhor.

Ao Misael, por todo cuidado, por tornar meus dias mais leves, por ser exemplo de força e dedicação, agradeço por me incentivar a sempre querer ir mais longe.

A minha orientadora professora Dra. Andrea Nogueira Dias, pela amizade, confiança, liberdade e orientações a mim repassadas.

Ao professor Dr. Afonso Figueiredo Filho pela coorientação, por todo ensinamento e pelas valiosas contribuições e orientações.

Ao professor Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama, por ser um grande incentivador, por sempre estar disponível e pronto a ajudar, contribuindo valiosamente para o crescimento de seus orientados.

Ao Laboratório de Manejo em Ecossistemas Florestais- LAMEF da UFOPA, onde tive a oportunidade de ser integrante durante a graduação de Engenharia Florestal, pude conhecer pessoas incríveis, exemplos de profissionais.

Ao Diego Aguiar e a todos os responsáveis pelos dados do projeto COPAN, os quais foram disponibilizados a mim e toranaram possível a realização desse trabalho.

Ao Darlison Fernandes por estar disponível a ajudar e contribuir nesse estudo.

Aos amigos que fiz em Irati, Jessica Ritchele, Kauana Engel, Ramon Leite e Marcio Cordeiro, por serem grandes apoiadores, com os quais compartilhei bons momentos e as preocupações de uma pós graduação.

Aos colegas da pós, pelas conversas e o bom café que compartilhamos.

Ao programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da UNICENTRO pela oportunidade e a todos os professores pelos ensinamentos.

A Fundação Araucária e a Capes pela concessão da bolsa de estudos.

E a todos que de alguma forma contribuíram na realização desse trabalho e de meu crescimento acadêmico e pessoal até aqui, meus sinceros agradecimentos.

*“A persistência é o caminho do êxito”*

Charles Chaplin



## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	vii
LISTA DE TABELAS .....	ix
RESUMO .....	xi
ABSTRACT .....	xii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1. Objetivo geral .....	3
2.2. Objetivos específicos .....	3
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	4
3.1. Manejo Florestal na Amazônia .....	4
3.2. Incêndios florestais .....	6
3.3. Efeitos do incêndio na floresta.....	7
3.4. Inventário florestal contínuo .....	9
3.5. Dinâmica de florestas nativas .....	10
3.5.1. Ingresso e Mortalidade .....	11
3.5.1.1. Ingresso.....	11
3.5.1.2. Mortalidade.....	13
3.6. Crescimento e incremento de florestas nativas.....	14
3.7. Composição florística .....	15
3.8. Fitossociologia.....	16
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
4.1. Área de estudo .....	19
4.1.1. Caracterização do Manejo Florestal Comunitário.....	20
4.2. Amostragem e coleta de dados .....	21
4.3. Análise dos dados .....	24
4.3.1. Suficiência amostral .....	24
4.3.2. Dinâmica fitossociológica.....	25
4.3.2.1. Composição de famílias e de espécies.....	26
4.3.2.2. Índice de diversidade .....	26
4.3.2.3. Índice de similaridade.....	27
4.3.3. Dinâmica da estrutura dendrométrica .....	28
4.3.4. Mortalidade e ingresso .....	28

4.3.5. Incremento diamétrico.....	29
4.3.6. Dinâmica das espécies comerciais .....	29
4.3.7. Análises estatísticas.....	30
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	32
5.1. Suficiência amostral.....	32
5.2. Dinâmica de parâmetros florísticos e fitossociológicos.....	33
5.2.1. Composição e dinâmica de famílias.....	34
5.2.3. Composição e dinâmica de espécies .....	35
5.2.4. Índices de diversidade .....	45
5.2.5. Índices de similaridade.....	48
5.3. Dinâmica da estrutura dendrométrica da floresta .....	52
5.3.1. Número de árvores e área basal.....	52
5.3.2. Distribuição diamétrica .....	55
5.4. Dinâmica de mortalidade e ingresso .....	56
5.4.1. Taxas de mortalidade e ingresso .....	57
5.4.3. Mortalidade de árvores por classes diamétricas.....	61
5.5. Incremento em diâmetro .....	64
5.5.1. Incremento por classes diamétricas.....	65
5.6. Dinâmica da composição florística, fitossociológica, mortalidade e ingresso de espécies comerciais .....	67
5.6.1. Composição florística e estrutura dendrométrica das espécies comerciais.....	67
5.6.2. Agrupamento das espécies comerciais por valor de importância e crescimento ....	69
5.6.3. Taxas de mortalidade e ingresso das espécies comerciais .....	75
5.6.4. Mortalidade de árvores e área basal das espécies comerciais por classes diamétricas .....	76
6. CONCLUSÕES.....	79
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	80
8. ANEXOS .....	95

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização da área de estudo na Floresta Nacional do Tapajós, estado do Pará, na Amazônia Oriental..... 19
- Figura 2.** Monitoramento da floresta por meio da identificação das árvores (A) e medição do diâmetro (B) das árvores inventariadas na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil..... 22
- Figura 3.** Estado da floresta em 2016 após o incêndio florestal (A e B), verificado durante a realização da remedição em 2016, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. .... 24
- Figura 4.** Curva de acumulação de espécies, representação da dispersão do número de espécies em cada parcela (box-plot) e intervalo de confiança de 95% de probabilidade de acerto, para área de floresta manejada (A) e área de floresta sem manejo (B), Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. .... 32
- Figura 5.** Número de árvores (ha) de espécies não pioneiras (A) e pioneiras (B) antes e após o manejo (2010 -2015) e após o fogo (2016 – 2017), Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. .... 42
- Figura 6.** Índice de diversidade Alpha de Fisher para área de floresta manejada e sem manejo ao longo do monitoramento, nos períodos antes (2010-2015) e após (2016-2017) o fogo..... 47
- Figura 7.** Similaridade da composição de espécies após o manejo antes do fogo (2011 e 2015) e após o fogo (2016 e 2017) em comparação a condição inicial da floresta (2010) e para floresta sem manejo entre as medições que antecederam o fogo e pós fogo..... 48
- Figura 8.** Ordenação da análise NMDS para composição das espécies, usando a dissimilaridade de Bray-Curtis. Pontos com preenchimento correspondem a floresta manejada e pontos sem preenchimento correspondem a floresta sem manejo, os símbolos em círculo, triângulo e quadrado correspondem, respectivamente, aos anos de 2010, 2015 e 2017. Análise individual da dissimilaridade na FSM (A) e FM (B), em que círculos, triângulos e quadrados correspondem respectivamente a 2010, 2015 e 2017..... 51
- Figura 9.** Comparações do número de árvores na floresta manejada (A) e floresta sem manejo (C) e área basal na floresta manejada (B) e na floresta sem manejo (D), com indicação de diferença significativa entre os períodos avaliados de 2010, 2015 e 2017 (antes do manejo, cinco anos após o manejo e dois anos após o manejo, respectivamente)..... 54
- Figura 10.** Redução do número de árvores (Eixo esquerdo) e área basal (Eixo direito) ao longo dos períodos de monitoramento, passando pela extração madeireira e fogo na floresta manejada

(A) e na floresta sem manejo (B), considerando o estado inicial das duas áreas (primeira medição em 2010). .....	55
<b>Figura 11.</b> Distribuição diamétrica ao longo de 7 anos sob efeito da extração madeireira (A) e ocorrência de fogo (B), nas áreas de floresta manejada e floresta sem manejo. ....	56
<b>Figura 12.</b> Comparações das taxas de mortalidade na floresta manejada (A) e floresta sem manejo (C) e taxas de recrutamento na floresta manejada (B) e na floresta sem manejo (D), com indicação de diferença significativa entre os anos. ....	59
<b>Figura 13.</b> Mortalidade de árvores por classes diamétricas ao longo do período de monitoramento na floresta manejada (A) e floresta sem manejo (B). ....	62
<b>Figura 14.</b> Incremento diamétrico anual para floresta manejada e sem manejo, antes (2015-2011) e após o fogo (2017-2015). ....	65
<b>Figura 15.</b> Incremento diamétrico anual antes e após o fogo em classes diamétricas para floresta manejada (A) e floresta sem manejo (B). ....	66
<b>Figura 16.</b> Agrupamento das espécies comerciais na floresta manejada antes (A) e após o fogo (B). ....	72
<b>Figura 17.</b> Mortalidade representadas por barras (Eixo esquerdo) (A), ingresso representado por linhas (Eixo direito) (A) e crescimento diamétrico (B), para os grupos de espécies comerciais formados pela análise de agrupamento multivariada na floresta manejada. ....	73
<b>Figura 18.</b> Agrupamento das espécies comerciais na floresta sem manejo antes (A) e após o fogo (B). ....	74
<b>Figura 19.</b> Mortalidade representadas por barras (Eixo esquerdo) (A), ingresso representado por linhas (Eixo direito) (A) e crescimento diamétrico (B), para os grupos de espécies comerciais formados pela análise de agrupamento multivariada na floresta sem manejo. ....	75
<b>Figura 20.</b> Taxas de mortalidade (A) e recrutamento (B) das espécies comerciais entre floresta manejada e sem manejo. ....	76
<b>Figura 21.</b> Perda de área basal das espécies comerciais por classes diamétricas (barras), nos períodos antes e após o fogo (eixo Y à esquerda) e perda de árvores por hectare (linhas) nas classes diamétricas (eixo Y à direita), em floresta manejada (A) e sem manejo (B). ....	77

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Espécies colhidas na Unidade de Trabalho (UT) 7 e 10 da Unidade de Produção Anual (UPA) 5, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil .....	23
<b>Tabela 2.</b> Totais de espécies, famílias e gêneros registrados em 2010, 2015 e 2017 para as áreas de floresta manejada e sem manejo, Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil .....	33
<b>Tabela 3.</b> Parâmetros fitossociológicos das 20 espécies de maior IVI nos anos de 2010, 2015 e 2017, ordenadas em ordem decrescente do IVI de 2010 para floresta manejada, Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil .....	39
<b>Tabela 4.</b> Parâmetros fitossociológicos das 20 espécies de maior IVI nos anos de 2010, 2015 e 2017, ordenadas em ordem decrescente do IVI de 2010 para floresta sem manejo, Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil .....	40
<b>Tabela 5.</b> Índices de diversidade obtidos para as áreas de floresta manejada e floresta sem manejo ao longo de sete de anos de monitoramento, períodos antes e após o fogo.....	45
<b>Tabela 6.</b> Análise de variância de medidas repetidas para o índice de diversidade Alpha de Fisher ao longo de 7 anos de monitoramento, para os períodos antes (2010-2015) e após (2016-2017) o fogo, na área de floresta manejada e floresta sem manejo .....	46
<b>Tabela 7.</b> Similaridade da composição de espécies (índice de Morisita-Horn) entre os diferentes anos de medição para floresta manejada (FM) e floresta sem manejo (FSM) .....	49
<b>Tabela 8.</b> Totais de árvores e área basal nos anos de 2010, 2015 e 2017, nas áreas de floresta manejada e sem manejo .....	52
<b>Tabela 9.</b> Análise de variância de medidas repetidas para número de árvores (arv. ha <sup>-1</sup> ) e área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ) para avaliação dessas variáveis ao longo de 7 anos de monitoramento (2010 a 2017) na área de floresta manejada e floresta sem manejo .....	53
<b>Tabela 10.</b> Taxas de mortalidade e ingresso relativas ao número de árvores para as áreas de floresta manejada e floresta sem manejo .....	57
<b>Tabela 11.</b> Análise de variância GLM de medidas repetidas das variáveis taxa de mortalidade e taxa de ingresso para as áreas de floresta manejada e floresta sem manejo ao longo dos anos .....	58
<b>Tabela 12.</b> Número de árvores (arv. ha <sup>-1</sup> ) ao longo dos anos de monitoramento e o percentual de mortalidade em cada ano, para floresta manejada e sem manejo .....	63

<b>Tabela 13.</b> Total de árvores (arv. ha <sup>-1</sup> ) e área basal das espécies comerciais a cada ano monitorado para floresta manejada e sem manejo.....	68
<b>Tabela 14.</b> Índice de valor de importância (IVI) e Incremento periódico anual diamétrico (IPAD) das espécies comerciais presentes nos períodos antes (2010-2015) e após (2016-2017) o fogo na floresta manejada, na Amazônia Oriental .....	70
<b>Tabela 15.</b> Índice de valor de importância (IVI) e Incremento periódico anual diamétrico (IPAD) das espécies comerciais na floresta sem manejo, nos períodos antes (2010-2015) e após (2016-2017) o fogo na floresta sem manejo, na Amazônia Oriental.....	71

## RESUMO

Daniele Lima da Costa. **Dinâmica de Floresta Ombrófila Densa submetida ao manejo madeireiro e incêndio na Amazônia Oriental**

Muitas áreas de florestas na região amazônica estão sob regime de manejo madeireiro, atualmente, com um ciclo de corte de 25 a 35 anos. As avaliações da recuperação da floresta manejada para um próximo ciclo de corte é alvo de muitos estudos e opiniões distintas sobre sua sustentabilidade. Além da dúvida sobre a recuperação dessas áreas para um próximo ciclo de corte, os incêndios florestais que frequentemente ocorrem na Floresta Amazônica, afetam áreas manejadas e podem inviabilizar a atividade dentro do atual ciclo de manejo. Há pouco conhecimento acerca da recuperação de florestas manejadas queimadas, e dentro dessa problemática o melhor caminho é o desenvolvimento de novos estudos que avaliem e monitorem sua recuperação. Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar a composição florística, estrutural e a dinâmica de uma Floresta Ombrófila Densa sob manejo madeireiro e que foi atingida por incêndio na Amazônia Oriental. Foram avaliadas áreas de floresta manejada (FM) e floresta sem manejo (FSM) na Floresta Nacional do Tapajós, estado do Pará, em uma unidade de produção anual (UPA), manejada em 2010. Um total de 93 e 58 parcelas permanentes, respectivamente, foram utilizadas para o monitoramento na FM e FSM. A primeira medição foi realizada em 2010, antes da extração de madeira, com sucessivas remedições em 2011, 2015, 2016 e 2017. Em 2015 após a remedição, ocorreu um incêndio acidental que atingiu todas as 151 parcelas permanentes, e assim, as remedições de 2016 e 2017 da FM e FSM foram realizadas sob o distúrbio causado pelo fogo. Foram avaliadas a dinâmica da estrutura florística e fitossociológica; a diversidade e a similaridade de espécies; taxas de mortalidade e ingresso; diâmetro das árvores mortas; incremento diamétrico; e a dinâmica somente das espécies comerciais, nos períodos antes (2010-2015) e após (2016-2017) o fogo, com a finalidade de identificar os principais efeitos do manejo e do fogo sob áreas de FM e FSM. O manejo e o fogo causaram alterações relevantes no número de árvores e área basal ao longo dos anos. Houve maior ingresso e mortalidade na floresta manejada no período antes do fogo. Após o fogo as reduções do número de árvores e área basal foram proporcionalmente semelhantes para FM e FSM, em ambas, a redução de árvores foi mais de 40% em relação a última medição anterior ao fogo. Famílias e espécies de maiores representatividades tiveram maiores mortalidades e ingressos, havendo mudanças no valor de importância das espécies ao longo dos anos. Houve aumento na diversidade de espécies cinco anos após o manejo e redução na similaridade de espécies em dois anos após o fogo na FM. As taxas de mortalidade e ingresso de todas as espécies e somente das espécies comerciais foram maiores na FM tanto antes quanto após o fogo. O crescimento diamétrico das árvores foram maiores após o fogo. Espécies comerciais demandantes de luz que apresentavam baixa densidade antes do fogo apresentaram maior ingresso após o distúrbio causado pelo fogo. Os distúrbios causados pelo manejo e pelo fogo contribuíram para alterações significativas na estrutura e florística na FM e FSM imediatamente após sua ocorrência. A menor similaridade de espécies após o fogo não esteve relacionada à perda de diversidade de espécies, mas possivelmente ao maior ingresso de pioneiras após o fogo. O fogo causou um desequilíbrio nas taxas de mortalidade e ingresso imediatamente após sua ocorrência, tanto para a comunidade, como apenas para as espécies comerciais. É necessária a continuação do monitoramento da recuperação da FM e da FSM sob o distúrbio provocado pelo fogo por um período maior, a fim de avaliar de forma mais definitiva o efeito dessa ocorrência natural.

**Palavras-Chave:** Fogo; fitossociologia; diversidade; mortalidade; ingresso; Amazônia

## ABSTRACT

Daniele Lima da Costa. **Dynamics of Dense Ombrophilous Forest under timber and fire management in the Eastern Amazon**

Many areas of the Amazon rainforest are currently under timber management, with a cutting cycle of 25 to 35 years. The estimates of the forest recovery generated for the next cutting cycle is the subject of many studies and opinions about its sustainability. In addition to the doubt about the recovery of these areas for the next cutting cycle, forest fires that occur frequently in the Amazon Forest, affect managed areas and can render the activity unfeasible within the current management cycle. There is little knowledge about the recovery of managed forests, and within this problem or the best path is the development of new studies that are available and monitor their recovery. Thus, the objective of this study was to evaluate a floristic, structural composition and an Ombrophilous Dense forest under wood management and affected by accidental fire in the Eastern Amazon. Areas of managed forest (FM) and unmanaged forest (WSF) in the Tapajós National Forest, state of Pará, were evaluated in an annual production unit (UPA), managed in 2010. A total of 93 and 58 permanent plots, respectively, were used to monitor FM and WSF. The first measurement was carried out in 2010, before logging, with successive remeasurement in 2011, 2015, 2016 and 2017. In 2015 after the remeasurement, there was an accidental fire that reached all 151 permanent plots and, therefore, the remeasurement of 2016 and 2017 from FM and FSM were executed under the disturbance caused by the fire. The capacity of floristic and phytosociological structure was evaluated; species diversity and similarity; mortality and ingrowth rates; diametric classes of dead trees: diametric increment; and use only commercial species, in the previous periods (2010-2015) and (2016-2017) post fire, with the use of identifying the main effects of management and fire under FM and FSM areas. Management and fire have caused significant changes in number of trees and basal area over the years. There was greater ingrowth and mortality in the forest managed in the period before the fire. After the fire, the reductions in the number of trees and the basal area were proportionally similar to the FM and FSM, in both, the reduction in trees was greater than 40% in relation to the last measurement before the fire. Larger representative families and species had higher mortality and ingrowth, with no change in the importance value of species over the years. There was an increase in species diversity five years after management and a reduction in species similarity in two years after the FM fire. As mortality and ingrowth rates of all species and only commercial animals were higher in FM both before and after the fire. The diametric growth of the trees was greater after the fire. Commercial species that demand light that have a low density before the fire, showed higher ingrowth after the disturbance caused by the fire. The disturbances caused by the management and the fire contributed to alterations in the structure and floristics of the FM and FSM immediately after its occurrence. The smallest species similarity after the fire did not suffer loss of species diversity, but possibly the largest ingrowth of pioneers after the fire. The fire caused an imbalance in mortality and ingrowth rates after its occurrence, both for the community and only for commercial species. It is necessary to continue monitoring the recovery of the FM and the FSM under the disturbance caused by fire for a longer period in order to more definitively assess the effect of this natural occurrence.

Keywords: Fire; phytosociology; diversity; mortality; Ingrowth; Amazon



## 1. INTRODUÇÃO

O manejo florestal é um conjunto de técnicas que visam manter a floresta em pé com sua estrutura e funções, enquanto os impactos adversos causados por essa atividade são reduzidos na floresta remanescente (ZARIM et al., 2007). O manejo é utilizado na Amazônia para a extração madeireira, devido ao entendimento de que é uma importante ferramenta para conservar a biodiversidade das florestas (SCHWARTZ et al., 2012).

O sucesso do manejo florestal está condicionado a recuperação dos estoques passíveis de colheita para os futuros ciclos de cortes (ÁVILA et al., 2017; ZARIM et al., 2007), que atualmente na Amazônia brasileira são de 25 a 35 anos (Ministério do Meio Ambiente, 2006). Para o acompanhamento da recuperação da floresta após a extração de madeira, são necessários estudos técnicos e científicos de sua dinâmica em intervalos de tempo.

Estudos já demonstraram que os distúrbios causados pela extração madeireira podem afetar a estrutura e regeneração da floresta e de espécies-alvos do manejo madeireiro de diferentes formas (SCHWARTZ et al., 2012; DIONÍSIO et al., 2017), devido a mortalidade de árvores pós corte e a abertura do dossel que aumenta a densidade e crescimento de espécies que exigem luz (ÁVILA et al., 2015).

As investigações da recuperação da floresta para manter níveis adequados de estoque crescente e de regeneração de espécies comerciais após as atividades da colheita (EIR), além de ser uma necessidade é um desafio. E não tão recente, mas cada vez mais frequente, outra preocupação comum entre os pesquisadores da área (FERNANDES et al., 2019; BARLOW et al., 2016; BETTS et al., 2016; HAUGAASEN et al., 2003) diz respeito aos incêndios que ocorrem na Amazônia e atingem tanto áreas de florestas sob regime de manejo quanto áreas de florestas sem manejo.

O fogo é um importante agente de perturbação em muitas florestas em todo o mundo, moldando padrões e processos de ecossistema (BARLOW e PERES et al., 2008). Além disso, alguns estudos apontam a probabilidade de que ainda neste século, a região amazônica sofra um aumento na temperatura, frequência e extensão dos eventos de seca (BETTS et al., 2016), e com isso, um consequente aumento na frequência dos incêndios florestais na região (XAUD et al., 2013).

Considerando que pouco conhecimento sobre a recuperação e resiliência das florestas sob efeito da EIR após a queima está disponível, o monitoramento dessas áreas é a melhor

forma para acompanhar sua recuperação e descrever os caminhos de sua recuperação (FERNANDES et al., 2019). As abordagens existentes sobre os efeitos dos incêndios demonstraram que suas consequências são percebidas na densidade de árvores, dominância e mudanças na composição florística (BARLOW e PERES, 2008; COCHRANE, 2003), as quais estão diretamente relacionadas a sua intensidade.

Áreas de florestas que passaram recentemente por distúrbios podem sofrer impactos mais graves após a ocorrência do fogo (BARLOW e PERES, 2004). Para quantificar e abordar os efeitos de um incêndio é necessário o estudo da dinâmica da floresta quanto a mortalidade e recrutamento de árvores, sucessões e permanência de espécies. Portanto, são importantes os estudos que busquem avaliar os níveis de recuperação das florestas com histórico de EIR e com a ocorrência de incêndios. Tais avaliações podem orientar a destinação ou não dessas áreas para novos ciclos de corte que poderão ocorrer.

Sabendo-se da necessidade por novos detalhamentos sobre a recuperação de áreas de florestas sob efeito da EIR na Amazônia e que posteriormente sofreu com a ocorrência de incêndios, esse estudo propôs avaliar a dinâmica em área de floresta manejada e de floresta sem manejo, em ambas, em períodos antes e após o fogo, totalizando sete anos de monitoramento, na Amazônia Oriental.

Com base em estudos disponíveis sobre o tema (BARLOW e PERES, 2004; FERNANDES et al., 2019; DIONÍSIO et al., 2017; ÁVILA et al., 2017) foram consideradas as seguintes hipóteses: I) Há alteração significativa no número de árvores e área basal após o manejo e o fogo; II) em dois anos após o incêndio há ligeira evidência de alteração na composição de espécies na floresta manejada; III) após o fogo, as taxas de mortalidade e ingresso são maiores na área de floresta manejada; IV) as árvores de menores tamanhos são mais afetadas pelo fogo; V) após o fogo, as espécies com valor comercial apresentam maior ingresso e crescimento na área de floresta manejada.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

Avaliação fitossociológica e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Densa sob efeito do manejo florestal e após incêndio na Amazônia Oriental.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Avaliar a fitossociologia nas áreas de floresta com e sem manejo madeireiro, antes e após o incêndio;
- Quantificar o efeito do manejo florestal e do incêndio florestal na estrutura da floresta com e sem manejo madeireiro;
- Quantificar o efeito do manejo florestal e do incêndio florestal na dinâmica da floresta;
- Avaliar a dinâmica da estrutura, mortalidade, recrutamento e crescimento somente das espécies comerciais sob efeito do manejo e do incêndio florestal.

### **3. REFERENCIAL TEÓRICO**

#### **3.1. Manejo Florestal na Amazônia**

A Floresta Amazônica apresenta um alto potencial produtivo, principalmente em produção madeireira, com cerca de 56% de cobertura florestal em seu território, possuindo a segunda maior cobertura florestal do planeta, com representatividade de 12% da cobertura florestal mundial (FAO, 2010). Portanto, está entre as principais produtoras de madeira do mundo (OIMT, 2013).

O manejo florestal para extração de madeira na floresta Amazônica é previsto por Lei desde 1965, por meio do Código Florestal Brasileiro (Lei 4.771/1965), contudo, somente em 1995, o decreto 1.282 foi expedido para a regulamentação da atividade. Para que se possa realizar a extração de madeira na Amazônia é necessário um Plano de Manejo Florestal e autorizações expedidas por órgão ambientais (IMAZON, 2010).

Para planejar a produção florestal, como política de governo, a Lei de Gestão de Florestas Públicas (Lei 11.284/2006) instituiu o Plano de Outorga Florestal (PAOF) que relaciona florestas públicas passíveis de concessão. Com base nessa lei o governo federal concede às comunidades e licita as empresas florestas públicas para manejo madeireiro e de produtos não madeireiros, bem como a realização de atividades ligadas ao turismo (IMAZON, 2010).

Na Amazônia brasileira há cerca de 286.174.651 ha de florestas públicas, sendo que deste total, 271.898.790 ha estão localizados na região Norte (SFB, 2019). Em 2019 a área de floresta pública passível de concessão foi de 5.070.066 ha, para 2020 a previsão é de 4.245.336 ha, com 4.247.328 ha localizadas na região Norte, dos quais, 1.555.825 ha está no estado do Pará (SFB, 2019).

É evidente que o manejo de florestas tropicais é promissor e muitos avanços já foram feitos no sentido de fortalecer a sua prática, no entanto, devido à grande dimensão e heterogeneidade das florestas tropicais, especialmente a floresta Amazônica, há desafios enfrentados por manejadores para aplicação de práticas sustentáveis.

A aplicação de técnicas de produção nas florestas nativas prevê que as funções florestais sejam mantidas e que o estoque de espécies comerciais seja recuperado a cada ciclo de corte,

de modo a permitir uma provisão contínua de serviços ecossistêmicos, bem como, um rendimento sustentável de espécies caracterizadas como espécies-alvo (ÁVILA et al., 2017).

O conceito de manejo florestal é amplamente aceito, o qual define o objetivo de manejar florestas de acordo com os princípios do desenvolvimento sustentável, mais especificamente o MFS tem como premissa o equilíbrio entre valores sociais, econômicos e ambientais em associação com os recursos florestais, de modo que esses valores atendam as gerações futuras (HICKEY, 2008).

As técnicas de manejo florestal, em busca de reduzir os impactos das atividades de extração madeireira, baseiam-se nos princípios de distúrbios naturais, que estão ligados à dinâmica de mosaicos de florestas secundárias, de modo que as florestas manejadas devem seguir uma evolução na sua estrutura e funções. Outro aspecto, é a importância de colher poucas árvores por unidade de área, contribuindo de forma geral para a manutenção da fitossociologia e a biodiversidade local, bem como as condições pré-existentes no ecossistema e número de árvores das populações remanescentes (IFT, 2012).

Numerosos estudos nas três principais florestas tropicais (América Latina, África Central, Sudeste Asiático) demonstraram que, sob intensidade moderada de colheita, pode-se reduzir os danos à vegetação remanescente e no solo em 50% (DYKSTRA e HEINRICH, 1996, SIST, 2000).

Amaral, (1998) relatou alguns motivos para intensificação das técnicas de manejo florestal, quais sejam:

- Continuidade da produção: a realização do manejo florestal garante a produção de madeira na área de forma sustentável, e possibilita a otimização do tempo necessário, diferentemente do que ocorre na colheita não manejada;
- Rentabilidade: os benefícios econômicos do manejo superam os custos. Tal efeito é decorrente dos benefícios alcançados com o aumento da produtividade do trabalho e da redução do desperdício de madeira;
- Segurança de trabalho: as aplicações das técnicas de manejo contribuem para uma diminuição drástica dos riscos de acidentes de trabalho;
- Respeito à Lei: manejo florestal é obrigatório por lei. As empresas que não fazem manejo estão sujeitas às diversas penalidades da lei;
- Oportunidades de mercado: as empresas que adotam um “bom manejo” são fortes candidatas a obter um “selo verde”;

- Conservação florestal: o manejo da floresta garante a cobertura florestal da área, retém a maior parte da diversidade vegetal original e pode ter pequeno impacto sobre a fauna, se comparado à exploração não manejada;

- Serviços ambientais: as florestas manejadas prestam serviços para o equilíbrio do clima regional e global, especialmente pela manutenção do ciclo hidrológico e retenção de carbono.

Para Schwartz et al. (2012), a realização do manejo florestal sustentável na região amazônica é importante para minimizar o desmatamento na região, bem como é uma ferramenta fundamental para o reconhecimento da necessidade de manutenção das florestas tropicais, fazendo com que o manejo florestal torne-se competitivo economicamente, podendo então inverter a relação de valor entre as florestas e a agricultura e pecuária.

Em acordo com Angelo et al. (2014) outro importante benefício do manejo florestal é a possibilidade de geração de renda para as populações da floresta, como as comunidades tradicionais, indígenas e ribeirinhas. Nesse sentido, diversos produtos podem ser obtidos por meio do manejo florestal, sendo a madeira o principal produto gerador de renda, podendo acrescentar valor significativo para estas populações.

Apesar de as atividades do manejo florestal ser pautadas na sustentabilidade, é necessário que o monitoramento da floresta após essas atividades seja realizado para avaliar seus impactos, bem como a recuperação da floresta remanescente. Muitos estudos, especialmente na região Amazônica, têm relatado o comportamento da floresta após intervenções de manejo, principalmente o madeireiro, com a preocupação de verificar e investigar se as funções ecológicas estão sendo mantidas e se o estoque de espécies comerciais se mantem crescente para os próximos ciclos de cortes (ÁVILA et al., 2017).

### **3.2. Incêndios florestais**

A ocorrência de incêndios florestais tem sido principalmente associada à proximidade das fronteiras agrícolas de desmatamento, uma vez que os acontecimentos e reincidência dos incêndios florestais são vinculados frequentemente aos fatores antrópicos (UHL e KAUFFMAN, 1990). Apesar de a ação humana ter forte contribuição para os acontecimentos de incêndios florestais, esta por si só é insuficiente para explicar as ocorrências generalizadas de incêndios (MORTON et al., 2013).

Alguns estudos (ARAGÃO et al., 2007; LEWIS et al., 2011; FEARNSIDE et al., 2013) relataram a associação dos incêndios e os riscos de sua ocorrência com as mudanças climáticas globais, principalmente aos eventos que causam secas severas, devido ao aumento das incidências de incêndios nos períodos destes eventos. As anomalias climáticas podem causar mudanças locais, regionais e globais de temperatura e precipitação, o que poderão influenciar a ocorrência de incêndios florestais, o tempo e frequência, duração, extensão e intensidade dos distúrbios (DALE et al., 2001).

Os incêndios florestais podem ser conceituados por um regime de incêndio que inclui os padrões de frequência, estação, tipo, severidade e extensão dos incêndios em uma paisagem (BOND e KEELEY, 2005), ainda, é importante o argumento de que a vegetação consumida e as formas e padrões de propagação do fogo variam entre as paisagens, e diferentes regimes de incêndio produzem diferentes padrões de paisagem.

O fogo desempenha um papel significativo nos ecossistemas tropicais e é uma das principais forças evolutivas que moldam a estrutura e a composição das florestas em todo o mundo (BOND e KEELEY, 2005), sendo que a extensão geográfica de muitas florestas tropicais é limitada pelo fogo, além de fatores edáficos e climáticos. Muitas das mudanças em andamento e previstas no clima amazônico aumentam o risco de incêndios se espalharem pelas florestas (BARLOW e PERES, 2008). Sabe-se que as severas secas que ocorrem na região Amazônica aumentam ainda mais a carga de combustível disponível, forçando a inflamabilidade das florestas, levando a consequências desastrosas. A seca ocorrida em 2005 levou a uma proliferação rápida de incêndios na Amazônia ocidental (ARAGÃO et al., 2008).

O fogo é um dos principais agentes de mudanças em muitos ecossistemas florestais, considerado um distúrbio natural, que interage com mudanças climáticas, tem causado grandes preocupações, dentre elas a busca pelo manejo florestal sustentável (VEBLEN et al., 2003), que pode sofrer fortes interferências com a intensificação de sua ocorrência. Os impactos causados pelo fogo são determinados por sua intensidade, a qual afetará de forma mais ou menos severa o ecossistema florestal (NITSCHKE e INNES, 2012).

### **3.3. Efeitos do incêndio na floresta**

Os incêndios florestais fazem parte das perturbações que sofrem as florestas naturais. O fogo é um importante agente de perturbação em muitas florestas em todo o mundo, ocasionando

mudanças nos processos ecológicos, moldando os padrões de curso da dinâmica natural das florestas, afeta os ecossistemas naturais alterando padrões sucessionais e os recursos vegetativos, com a intensidade de alterações dependendo da intensidade do incêndio (COCHRANE, 2003).

Nas florestas tropicais, um único incêndio pode reduzir a riqueza das plantas lenhosas em um a dois terços, dependendo da gravidade do incêndio e pode ter impactos negativos em uma variedade diversificada de componentes da fauna (COCHRANE, 2003). Mudanças na distribuição de combustível e no microclima após um incêndio na floresta tropical aumentam a probabilidade de mais incêndios e a conversão da floresta em área de savana ou floresta secundária com uma vegetação pobre (BARLOW e PERES, 2004).

Sabendo que a ocorrência dos incêndios florestais causa impactos para o meio ambiente, muitos esforços já foram realizados no sentido de conhecer, quantificar e avaliar os danos às florestas no mundo. Dentre os impactos e distúrbios ocasionados pelo fogo estão as alterações na estrutura da floresta, composição florística e sua dinâmica (ANDRADE et al., 2019). Modificações importantes podem acontecer após a ocorrência de incêndios, de modo que as espécies arbóreas comuns apresentem as maiores taxas de mortalidade, mas é mais provável que espécies raras sejam extintas localmente e haja a substituição por espécies pioneiras e de vida curta (COCHRANE et al., 1999)

De acordo com Silva et al. (2005) as florestas apresentam respostas diferentes frente ao impacto do fogo, uma vez que as alterações provocadas pelo fogo sofrem variações conforme a intensidade de sua ocorrência, a frequência e a duração dos incêndios e também com a tipo de vegetação atingida.

As consequências de um incêndio na estrutura da floresta são percebidas na densidade de árvores, dominância e mudanças na composição florística (COCHRANE, 2003; FERNANDES et al., 2019), sendo os indivíduos de menor porte os mais atingidos por não terem uma proteção suficiente para resistirem a um incêndio florestal. Outros principais impactos causados por incêndios florestais afetam a fauna, emissão de gases do efeito estufa, desestruturação dos solos, bem como ocasiona impactos sociais e econômicos (BARBOSA e FEARNSSIDE, 2000; ARNO e FIEDLER, 2005).

Fernandes et al. (2019) estudaram uma área de floresta afetada pelo fogo após 15 anos de sua ocorrência na Amazônia Oriental, e constataram que houve recuperação das taxas de mortalidade, apresentando ainda altas taxas de recrutamento, com as maiores mortalidade em



árvores com diâmetros (DAP) menores do que 30 cm, sem grandes efeitos na estrutura da área basal da floresta. O estudo de Slik et al. (2002) demonstrou que mesmo 15 anos após a ocorrência do fogo na Indonésia, as florestas não mostravam evidências de recuperação das espécies que foram perdidas pela ação do incêndio.

Estudos apontam que a supressão de fogo levou à perda de até 50% das espécies vegetais, grande preocupação relacionada a ocorrência de incêndios, refere-se à sua ocorrência consecutiva, podendo acarretar perdas de espécies ainda maiores onde ocorrem a supressão por incêndios havendo trocas completas de biomas (UYS et al., 2004).

Sabendo-se que os incêndios florestais podem causar mudanças significativas na estrutura e função da floresta, os esforços para investigar tais mudanças e a recuperação frente ao distúrbio devem ser incentivados, com o intuito de conhecer detalhadamente impactos desses incêndios e avaliar o potencial de regeneração das florestas exploradas e as possíveis mudanças que possam interferir em um manejo sustentável, assim como os impactos sobre a biodiversidade e sobre as funções ecológicas (GERWING, 2002).

De acordo com Cochrane (2003) milhões de hectares de florestas apresentam-se danificadas pelo fogo nos trópicos e, portanto, são necessários estudos que quantifiquem a recuperação natural de ecossistemas, particularmente a determinação de taxas de recuperação de seu estado inicial, bem como a elaboração de estratégias potenciais de manejo que aprimorem os processos de recuperação.

### **3.4. Inventário florestal contínuo**

A possibilidade de quantificar as mudanças na estrutura, arquitetura e composição florística, assim como a avaliação dos impactos da extração de madeira, pode ser conseguida com a realização de um inventário florestal contínuo, que deve ser implantado, antes da extração madeireira.

O inventário florestal contínuo (IFC) consiste de amostragem realizada por meio de parcelas permanentes, onde todas as unidades de amostra instaladas e medidas na primeira ocasião são remedidas nas ocasiões sucessivas (SOUZA e SOARES, 2013). As parcelas permanentes, no que se refere ao manejo florestal, são áreas demarcadas permanentemente na floresta, com remedições periódicas cujo o objetivo é obter informações a respeito do crescimento e a dinâmica da floresta, isto é, sobre as alterações relativas ao número, composição

e dimensões dos indivíduos arbóreos em determinado período de tempo (ALDER e SYNNOTT, 1992).

De acordo com Souza e Soares, (2013) o IFC fornece dados básicos para as investigações e monitoramento da floresta remanescente após a realização das atividades do manejo florestal, isso possibilita avaliar os processos de dinâmica de sucessão natural, crescimento e produção florestal por espécie, classe diamétrica e por regime de manejo, definir intensidade e ocasião de aplicação de tratamentos silviculturais, e, um fator importantíssimo, determinação do ciclo de corte.

A ideia de realização de inventários contínuos por meio de parcelas permanentes, surgiu da necessidade de avaliar o desenvolvimento de um povoamento, desde o seu estabelecimento até a idade adulta, e assim poderia prever o comportamento das futuras colheitas dos povoamentos com características semelhantes (VANCLAY, 1991). As instalações de parcelas permanentes para o monitoramento das florestas já propiciou muitas descobertas, dentre as quais destacam-se: a dinâmica, ou seja, as taxas e mudanças ocorridas na estrutura, composição, crescimento, mortalidade e regeneração; os fatores ecológicos que afetam essa dinâmica e a complexidade das interações entre os fatores envolvidos no processo (HIGUCHI, 1987; SILVA, 1989; CARVALHO, 1992; SILVA et al., 1995; SHEIL e MAY, 1996).

Muitas instituições instalaram parcelas permanentes na região Amazônia, e têm feito o monitoramento de diversas áreas, são exemplos disto: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Universidade Federal do Amazonas - UFAM, Embrapa Acre, Embrapa Amazônia Ocidental, Embrapa Amazônia Oriental, Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia - IMAZON e Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA.

Estudos mais recentes com monitoramento da floresta com parcelas permanentes por mais de 30 anos, monitoradas pela Embrapa Oriental, tem mostrado importantes resultados quanto a recuperação da floresta após diferentes intensidades de corte, diferentes tratamentos silviculturais, com relação ao efeito do fogo e capacidade de recuperação e resiliência da floresta (AVILA et al., 2015; AVILA et al., 2017; SILVA et al., 2017; ANDRADE et al., 2019). Fica evidente a importância dos inventários florestais contínuos para o manejo florestal quanto às tomadas de decisões para produção, exploração e manutenção dos recursos florestais.

### **3.5. Dinâmica de florestas nativas**

As florestas estão em constantes ciclos de sucessões que ocorrem devido aos processos de perturbação seja natural ou antrópico, ocasionando diversas mudanças na composição florística e estrutural da floresta, até que esta possa atingir um ponto de equilíbrio dinâmico (CARVALHO, 1999). Vatrax et al. (2012) relataram que a dinâmica da floresta pode ser compreendida pelas mudanças que ocorrem na composição florística, fitossociologia e estrutura diamétrica, baseados no crescimento, no ingresso, na mortalidade e na regeneração.

Reis et al. (2018) mencionaram que os estudos sobre a dinâmica das florestas tropicais são de grande importância para entender a evolução do ecossistema florestal após distúrbios antrópicos, por exemplo, o manejo florestal para a produção de madeira, desse modo, esses estudos fornecem informações para modelar o crescimento e a produção, além de prognósticos na estrutura da floresta ao longo do ciclo de corte. Uma vez que as florestas tropicais são utilizadas para gerar bens e produtos por meio do manejo florestal sustentável, é essencial que a busca pelo conhecimento de como esses ecossistemas funcionam e respondem as intervenções de manejo, seja constantemente alvo de pesquisas e novas descobertas (NEBEL et al., 2001), com vista a proporcionar a melhor utilização dos recursos e a conservação da floresta. Muitos são os avanços e as contribuições neste ramo da pesquisa florestal como em Lamprecht (1993); Silva, (1989); Bawa e Hadley (1990); Vanclay (1994); Whitmore (1995).

Estudos ecológicos sobre a dinâmica de florestas examinam as mudanças nas populações usando informações de parcelas permanentes, com a contagem e posterior recontagem das árvores sobreviventes, perdas e ganhos, as informações obtidas são comumente sumarizadas na forma de taxas de mortalidade e recrutamento (SHEIL e MAY, 1996), bem como são computadas as espécies que entraram ou saíram do sistema, grupos ecológicos, mudanças na estrutura horizontal, vertical e no crescimento das árvores.

### **3.5.1. Ingresso e Mortalidade**

#### **3.5.1.1. Ingresso**

É consenso, e como observado nos diversos trabalhos científicos, que o ingresso é o número de árvores que atinge o diâmetro mínimo de inclusão, considerado na primeira medição e nas medições subsequentes. O ingresso de uma floresta é obtido por meio das parcelas permanentes, onde as árvores que atingem o diâmetro de inclusão entram na contagem e passam

a ser monitoradas nas próximas medições. Para Rezende et al. (2002) também pode-se definir o ingresso como o número de novas árvores que atingiram e ultrapassaram um tamanho mínimo mensurável no inventário.

O ingresso está intimamente relacionado com a dispersão e predação de sementes, e à quantidade de radiação solar necessária para a germinação de cada espécie e o estabelecimento de mudas (SWAINE e WHITMORE, 1988). Após uma extração madeireira, a dinâmica de uma determinada espécie depende de sua regeneração e de fatores que contribuam para seu estabelecimento na área (BRIENEN e ZUIDEMA, 2006), após o ingresso, várias condições contribuem para que as árvores de determinada espécie cresça e se mantenha na floresta.

O estudo do ingresso de árvores é importante para o manejo florestal sustentável, pois a partir das informações obtidas por meio da quantidade e qualidade de ingresso é possível verificar se está havendo sustentabilidade na floresta, ou seja, é necessário que uma quantidade considerável de regeneração de espécies comerciais ingresse na floresta e que um número mínimo dessas árvores sobreviva e cresça até o tamanho de corte a cada ciclo de corte (SILVA, 1989).

A quantidade de ingressos em determinada área pode sofrer variações considerando o grau de perturbação e a composição de espécies, sendo que após a extração madeireira grandes clareiras são criadas pela retirada das árvores, o que pode desencadear o ingresso de espécies que demandam pouca luz (CARREÑO-ROCABADO et al., 2012; HAWTHORNE et al., 2012), enquanto pequenas aberturas podem favorecer as espécies tolerantes à sombra (PEÑA-CLAROS et al., 2008).

O ingresso de novas árvores deve ser intensificado nos primeiros anos após o manejo florestal, fato este atribuído ao rápido fechamento do dossel que reduz a disponibilidade de luz e aumenta a competição de recursos limitados (AVILA et al., 2018). Estudos já relataram que o aumento do ingresso não dura mais que uma década após a ocorrência de intervenções silviculturais (SCHWARTZ et al., 2012; VATRAZ et al., 2016).

Alguns estudos constataram que perturbações na floresta com ocorrência de incêndio florestal tem efeito maior no ingresso comparado a floresta após as atividades de manejo florestal (FERNANDES et al., 2019; OGDEN et al., 1998). Esse tipo de distúrbio na comunidade florestal pode ter efeitos significativos na dinâmica temporal das florestas (SHEIL, 1995).

### 3.5.1.2. Mortalidade

A mortalidade é compreendida como a saída da árvore/planta da floresta em estudo, podendo estar relacionada a diversas causas produzindo diferentes efeitos e consequências. No estudo da mortalidade de árvores, é preciso que as diferentes causas ou formas que contribuem para a mortalidade sejam primeiramente separadas e categorizadas (LARSON e FRANKLIN, 2010). Em florestas não perturbadas pode haver diversas causas para a mortalidade com diferentes fatores, como: ventos, queda de galhos, perda de copa, quebra de tronco, queda de outras árvores, dentre outros, ou até mesmo a mortalidade em pé, ocasionada por velhice, doenças e pragas, (SANQUETTA, 1996).

Para Larson e Franklin (2010) podem-se citar como as principais causas de mortalidade as quedas de árvores causadas pelo vento ocasionando também a queda de árvores vizinhas, bem como a mortalidade causada por incêndios (DUNN e BAILEY, 2016). Alguns estudos relataram a relação da mortalidade com os efeitos das mudanças climáticas como os períodos de seca (ALLEN et al., 2015; MCDOWELL e ALLEN, 2015).

Em geral, a mortalidade das árvores não é bem compreendida como o crescimento. Muitos estudos já se propuseram a investigar as causas da mortalidade de árvores, contudo não é tão simples identificar os possíveis fatores que estão por trás (LUO e CHEN, 2011). Wu et al. (2017) suscitaram as seguintes questões sobre a mortalidade das árvores: i) a mortalidade das árvores ocorre aleatoriamente nas florestas? ii) que fatores influenciam fortemente a mortalidade das árvores? Esses autores acrescentaram: não há respostas consistentes e claras para responder a essas perguntas básicas.

Wu et al. (2017) relataram ainda que a mortalidade de árvores varia entre diferentes espécies, além disso seu diâmetro, altura e a forma da árvore podem influenciar sua sobrevivência. Além de causas naturais, a mortalidade em situações pós extração madeireira também é pouco conhecida. Em geral, a mortalidade das árvores apresenta um aumento após o final das operações de corte (BLADON et al., 2008).

Em áreas de manejo florestal onde ocorreram as atividades de cortes, a localização residual das árvores também é um determinante da mortalidade (DIONISIO et al., 2017). As árvores localizadas próximas as áreas de extração de madeira, na borda da floresta circundante e nas clareiras de infraestrutura (estradas, trilhas de derrapagem e plataformas de toras) correm maior risco de morte (GRAY et al., 2012).

Considerando que na Amazônia há muitas áreas sob manejo florestal, é de grande importância o desenvolvimento de estudos à cerca da mortalidade das árvores, havendo a necessidade de informações detalhadas sobre como a extração florestal de impacto reduzido afeta o processo de mortalidade (DIONISIO et al., 2017), bem como as outras perturbações na floresta podem ocasionar diferentes mudanças em sua dinâmica.

### **3.6. Crescimento e incremento de florestas nativas**

Como é sabido, o uso do manejo florestal sustentável para a produção de madeira exige que as florestas mantenham suas funções e o estoque crescente de espécies, principalmente das espécies comerciais, sendo necessário que essas espécies se recuperem durante cada ciclo de corte (AVILA, 2018). O crescimento das espécies florestais, ou de espécies alvos é uma boa forma de avaliar se o estoque da floresta está conseguindo se recuperar.

Em florestas nativas o crescimento das árvores é obtido comumente por meio de duas medições, realizadas em dois períodos, o qual é denominado de incremento. O incremento é determinante de rendimento, o qual pode ser considerado como a “taxa de acumulação” de um determinado produto, conferindo no âmbito das ciências florestais, a taxa de acumulação de rendimento (SYNNOTT, 1978). Silva et al. (1995) investigaram o crescimento em diâmetro das árvores com diâmetro  $\geq 5$  cm, sendo este determinado por meio da diferença entre os valores diamétricos no período inicial e final. De acordo com Campos e Leite (2006) o crescimento é um processo caracterizado por mudanças na forma e no tamanho do tronco, com adição contínua de novas camadas de lenho ao longo de todo o material lenhoso existente.

O diâmetro das árvores é a variável de crescimento mais fácil de ser obtida e, portanto, as mais utilizadas nas pesquisas sobre o crescimento de florestas. A partir dela podem ser feitas estimativas de área basal por hectare, volume e altura, podendo ser usada em várias funções de estimativas. De acordo com Machado e Figueiredo Filho (2006) o diâmetro das árvores por si só define padrões de uso das árvores. Em florestas tropicais, o crescimento ao longo de um período de anos tem três componentes básicos: incremento individual da árvore; ingresso ou aparecimento de novas árvores em tamanho mensurável das classes de DAP em função da regeneração e mortalidade (ALDER e SYNNOTT, 1992).

Após distúrbios ocasionados às florestas, é essencial que seja investigado o crescimento. Muitos estudos já foram desenvolvidos para conhecer o crescimento das árvores após os efeitos

do manejo (AVILA et al., 2018; BONNELL et al., 2011 ). Esses autores puderam constatar que a recuperação da floresta quanto ao seu crescimento pode demorar mais que 30 anos, havendo uma grande preocupação para as espécies madeireiras que podem recuperar menos que o esperado entre a primeira e a segunda colheita.

### **3.7. Composição florística**

O conhecimento da composição florística é base para o conhecimento da flora regional e nacional, sendo que estudos que façam esta análise em locais específicos são de grande importância para o conhecimento das espécies de ocorrência de um determinado local, que podem direcionar para conservação, entendimento da diversidade, distribuição geográfica, aplicação de possível manejo madeireiro e não madeireiro. Este conhecimento também permite identificar as condições do meio ambiente e o estado de conservação dos ecossistemas envolvidos (DIAS, 2005).

Nas florestas tropicais, a composição florística é muito dependente da regeneração natural, sendo esta, fortemente afetada e dependente de fatores externos (YARED et al., 1989). Para a região amazônica, as análises de composição florística é tarefa imensa, com grandes desafios devido a sua extensão territorial e enorme diversidade de espécies, dificultando muitas das vezes a obtenção de representatividade de amostragem (LEITÃO FILHO, 1987).

Segundo Jankauskis (1978) os estudos de composição florística na Amazônia começaram com os trabalhos descritivos de Huber e Le Cointe em 1909 e 1911, respectivamente, no entanto, um enfoque mais quantitativo foi realizado por Raunkiaer em 1934, com o estudo “*Life of plants and statistical geography*”. É importante destacar que o conhecimento da composição florística é o primeiro passo para a análise da vegetação, sendo que o estudo de florística pode ser descrito por meio dos indivíduos em espécies, gêneros e famílias botânicas em determinada área (SOUZA e SOARES, 2013).

Os estudos de composição florística dizem respeito a diversidade da floresta de um determinado local, pois de acordo com Magurran (1988), a diversidade poderia ser medida pelo número de espécies, pela descrição das distribuições e abundância relativa das espécies, ou combinação dos dois. Assim, este conhecimento pode conduzir o aproveitamento da biodiversidade, de modo a atender as necessidades humanas e reduzir os efeitos da degradação (DIAS, 2005).

O índice de diversidade está formado por dois componentes: riqueza de espécies e equilíbrio de espécies (KREBS, 1999). A riqueza de espécies refere-se ao número de espécies na flora e, ou na fauna, em determinada área, já o equilíbrio ou uniformidade de espécies, está relacionado ao grau de dominância de cada espécie em uma área (SOUZA e SOARES, 2013).

Atrelado ao estudo da composição florística, estão os estudos de diversidade de uma determinada área de floresta, com grande relevância nas pesquisas florestais, que são bases para o planejamento da utilização racional das florestas (OLIVEIRA et al., 2005). O processo de regeneração de florestas tropicais está bastante relacionado a diversidade das espécies. Diversos fatores podem influenciar o processo de regeneração e a composição florística, sendo que a escala de tempo entre a perturbação do ecossistema e as fases de reconstrução também é um fator importante, que pode influenciar a riqueza e a diversidade de espécies (BRUENIG, 1986).

Dentre muitas discussões sobre diversidade e extensas literaturas, muitos índices quantitativos têm sido propostos e usados em diversos estudos. Brower e Zar (1977) propuseram índices de diversidade e justificaram que estes incorporam o número de espécies e o total de indivíduos em todas as espécies; Magurran (1988) examinou detalhadamente 18 índices. Contudo, entre a maioria dos autores é consenso que dois elementos são fundamentais para a definição de diversidade, sendo: a riqueza de espécie de uma comunidade e a uniformidade de indivíduos entre as espécies (OLIVEIRA et al., 2005).

### **3.8. Fitossociologia**

Por meio da fitossociologia é possível fazer análises estruturais da floresta, com o uso da estrutura horizontal, estrutura vertical e distribuição espacial, e com base nessas análises fazer deduções sobre origem, características ecológicas, dinamismo e tendências do futuro desenvolvimento da floresta (HOSOKAWA et al., 1998). Os estudos fitossociológicos são importantíssimos para compreender o comportamento das florestas, e como a floresta amazônica sofre diversos impactos do uso da terra, como a exploração madeireira, as informações sobre mudanças na estrutura das espécies ao longo do tempo são imprescindíveis para entender como as árvores estão reagindo às ações antrópicas (AGUIAR, 2017)

Sendo assim, as análises fitossociológicas, além de fornecerem informações sobre a estrutura da comunidade de uma determinada área, fornece também as possíveis interações



entre espécies ou grupos de espécies, acrescentando dados quantitativos a respeito do comportamento da vegetação (OLIVEIRA-SILVA et al., 2002).

Dentre as análises estruturais da floresta, a estrutura horizontal é bastante utilizada em diversos trabalhos que abordem os aspectos estruturais da floresta, sendo que a realização da análise da estrutura horizontal das comunidades vegetais, utilizam-se dos parâmetros de frequência, densidade, dominância, valor de importância e valor de cobertura, que revelam informações sobre a distribuição espacial das populações e sua participação no contexto do ecossistema (FREITAS e MAGALHÃES, 2012).

A *Densidade* é o número de indivíduos de uma espécie por unidade de área em uma dada comunidade florestal (SOUZA e SOARES, 2013). Autores como Pinto-Coelho (2000) e Cullen-Junior et al. (2004) ressaltaram ainda que a densidade é um parâmetro ecológico que revela a ocupação do espaço pelo indivíduo, podendo ser obtida na sua forma absoluta ou relativa.

A *Frequência* está relacionada com a uniformidade de distribuição horizontal de cada espécie no terreno por ela ocupado, caracterizando assim sua ocorrência dentro das unidades amostrais (MARTINS, 1993).

*Dominância* é o espaço ocupado por determinada espécie, por unidade de área. Matteucci e Colma (1982) destacaram que entre as relações existentes para caracterizar a dominância de uma espécie vegetal, estão a projeção de sua copa sobre o solo e a soma da área seccional de seu fuste, sendo a segunda considerada de caráter mais prático e preciso, portanto, a mais utilizada.

Outro índice utilizado como medida na análise estrutural de povoamentos é o *Índice de valor de importância (IVI)*-, que consiste na soma aritmética dos valores relativos de densidade, dominância e frequência, dando uma boa indicação da importância da espécie dentro do povoamento.

O estudo em conjunto dos parâmetros fitossociológicos possibilitam a caracterização de formações (e suas subdivisões) da vegetação, assim como fornecem informações sobre estágios de desenvolvimento de comunidades e de populações, distribuição de recursos ambientais entre populações e possibilidades de utilização dos recursos vegetais (FREITAS e MAGALHÃES, 2012).

Atualmente, os estudos ecológicos têm utilizados técnicas de análises multivariadas, que correspondem ao uso simultâneo de variáveis. Com a aplicação dessas análises em estudos

de vegetação, é possível o pesquisador explorar e interpretar, de forma objetiva, os resultados dos seus estudos (GOTELLI e ELLISON, 2011).

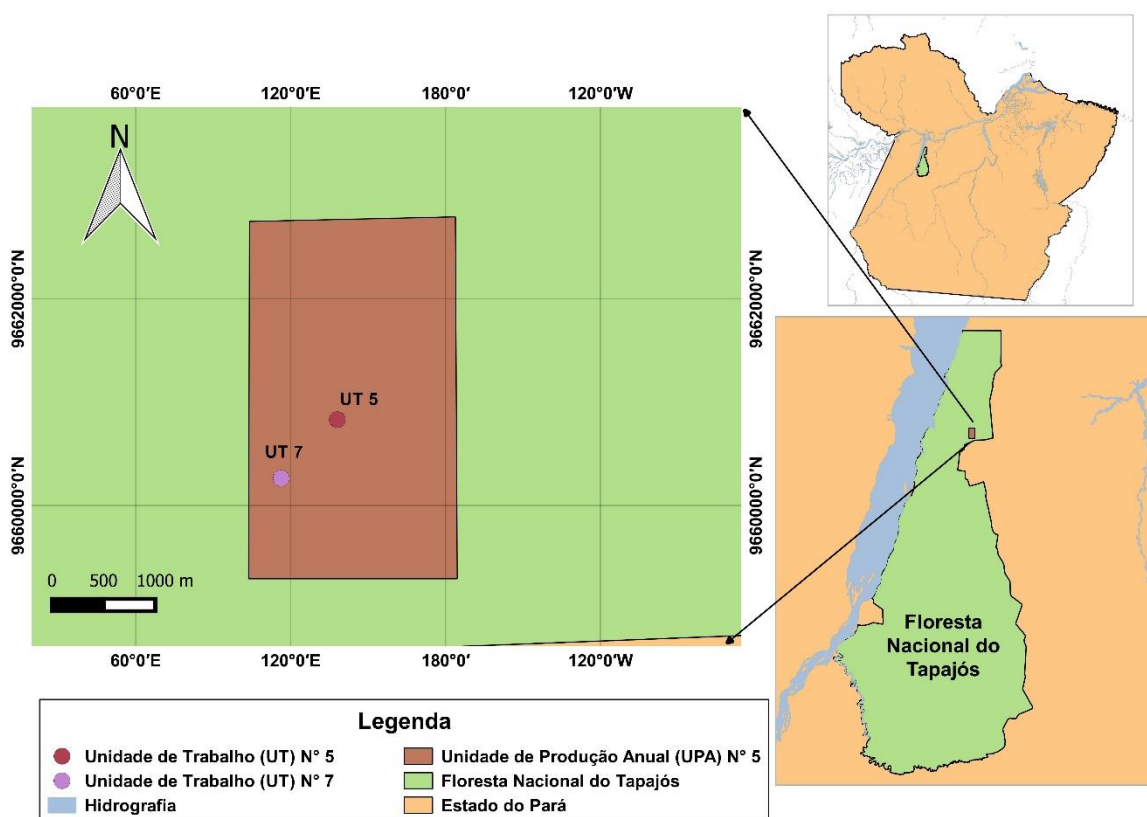
Conforme Prado et al. (2002) as técnicas de análise multivariada possibilitam a utilização de um conjunto de variáveis que fornecem a explicação de um fenômeno, no qual a análise univariada não seria capaz de explicar na totalidade, e assim promove estudos robustos e com respostas à confirmação ou não de hipóteses de forma clara e objetiva.

Esses mesmos autores ainda relataram que a análise multivariada objetiva também proporcionar a redução de um grande número de variáveis a poucas dimensões, com o mínimo de perda de informação, e assim, permitindo a detecção dos principais padrões de similaridade, associação e de correlação entre as variáveis. Portanto, seu uso para análises em ecologia e estudos fitossociológicos, os quais compreendem uma gama de variáveis e diferentes fatores influenciadores e associáveis, é fortemente recomendado.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na Unidade de Produção Anual - UPA 5 que abrange uma área de aproximadamente 1.000 ha, especificamente nas Unidades de Trabalho (UT) 7 e 10, as quais possuem 100 ha cada. A UPA está localizada na Floresta Nacional do Tapajós, às margens da rodovia BR 163, no Km 83, na região Oeste do estado do Pará, sob domínio da Amazônia Oriental (Figura 1).



**Figura 1.** Localização da área de estudo na Floresta Nacional do Tapajós, estado do Pará, na Amazônia Oriental.

A vegetação predominante na região é do tipo Ombrófila Densa com árvores de grande porte, variando de 25 a 50 m de altura (PINHO et al., 2009). Caracteriza-se principalmente pela dominância de indivíduos arbóreos de grande porte, palmeiras e epífitas, com dossel uniforme

ou com árvores emergentes (GONÇALVES e SANTOS, 2008), em sua maioria com fisionomia típica de floresta primária da região.

Nessa região, há predominância de Latossolo Amarelo Distrófico, caracterizados por diferentes texturas, geralmente profundos, ácidos, friáveis, muito argilosos e revestidos por florestas densas (ESPÍRITO-SANTO et al., 2005; OLIVEIRA JUNIOR et al., 2015).

O clima é chuvoso do tipo Am (ALVARES et al., 2013), com índice pluviométrico superior a 2.300 mm por ano e temperatura média de 22 e 25 °C, sendo que nos meses de dezembro a maio há uma maior ocorrência de chuvas e de setembro a novembro uma queda pluviométrica brusca, caracterizando-se um período seco onde a precipitação mensal é inferior a 60 mm (INMET, 2017).

A Floresta Nacional do Tapajós (FNT) está localizada entre as coordenadas geográficas 2°45' a 4°10'S e 54°45' a 55°30'W com uma área de 544.927 ha, abrangendo os municípios de Aveiro, Placas e Rurópolis. A FNT é uma unidade de conservação (UC) da categoria de uso sustentável, que tem como objetivo, o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a realização de pesquisas científicas, as quais têm enfoque principal no desenvolvimento de métodos para exploração sustentável de florestas nativas (BRASIL, 2000).

A Floresta Nacional do Tapajós é o lar de uma população com cerca de 3.000 pessoas (SILVA, 2018). Essa população vive principalmente de atividades como a pesca, agricultura, coleta de frutos, venda de produção de artefatos (biojóias, manta de látex) produzidos com matéria prima da floresta, auxílios governamentais como, bolsa verde e bolsa floresta e atuação na Cooperativa Mista da Floresta Nacional do Tapajós (COOMFLONA) que atua nessa Unidade de Conservação (SILVA, 2018).

A COOMFLONA desenvolve o Manejo Florestal Comunitário, no qual os moradores da FNT podem ser associados e trabalhar nos diversos seguimentos desse manejo. Humphries et al. (2020) demonstraram a essencialidade dessa cooperativa na vida dos moradores e a importância do manejo comunitário para o incentivo à conservação da floresta.

#### **4.1.1. Caracterização do Manejo Florestal Comunitário**

Com a criação, em 2000, da Lei Federal nº. 9.985 que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação foi promovida a criação de unidades de conservação de uso sustentável, nas quais as comunidades que viviam em florestas públicas tinham direito a residir

no local enquanto utilizavam os recursos naturais locais. Nesse contexto, uma alternativa para o uso sustentável em unidades de conservação é o Manejo Florestal Comunitário, que pode ser liderado por uma associação ou cooperativa comunitária.

Na Floresta Nacional do Tapajós foi delineada para Manejo Florestal Comunitário no ano de 2005, uma área de aproximadamente 33.691 ha, a qual é administrada pela empresa Cooperativa Mista da Floresta Nacional do Tapajós (COOMFLONA), composta por membros das comunidades da FNT (HUMPHRIES et al., 2020).

Para a execução do manejo comunitário, as áreas são delimitadas em Unidades de Produção Anual (UPA), que por sua vez, são divididas em Unidades de Trabalho (UT). O sistema silvicultural adotado para a obtenção do recurso madeireiro é o policíclico, que compreende múltiplos ciclos de corte, respeitando a legislação em vigência, que determina um ciclo de corte entre 25 a 35 anos.

Desse modo, as árvores são selecionadas para a colheita, de acordo com uma lista de espécies comerciais, respeitando as recomendações dos órgãos ambientais federais e estaduais que constam da Instrução Normativa nº. 05 de 11/12/2006 do Ministério do Meio Ambiente, Instrução Normativa nº. 07 de 27/09/2006 da Secretaria do Estado de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente do estado do Pará e da Norma de Execução nº 01. de 24/04/2007 do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

As árvores selecionadas para colheita devem apresentar diâmetro medido à 1,30 m do solo (DAP)  $\geq 50$  cm, com qualidade de fuste (QF) do tipo 1 ou 2, que correspondem respectivamente ao fuste sem tortuosidade e leve tortuosidade. Do total de árvores selecionadas para colheita são mantidas 10% por espécie, respeitando-se a ocorrência mínima de 3 árvores por espécie por 100 ha, podendo ser retirada uma intensidade máxima de corte (IMC) de 30 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.

#### **4.2. Amostragem e coleta de dados**

Foram instaladas sistematicamente 151 parcelas com tamanho de 5 X 50 m na UPA 5 (UTs 7 e 10) no ano de 2010, antes da realização das atividades do manejo florestal madeireiro que ocorreria no mesmo ano, com o intuito de avaliar e acompanhar os efeitos do manejo no crescimento e estrutura da floresta. Após a realização do manejo, 93 parcelas tiveram interferência do manejo madeireiro e 58 parcelas ficaram sem interferência do manejo. Assim,

foi determinado que as parcelas atingidas pelo manejo representam a área de floresta manejada (FM) e as parcelas não afetadas pelo manejo à área de floresta sem manejo (FSM).

Todas as árvores com  $DAP \geq 5$  cm foram mensuradas e identificadas com plaquetas e numeradas (parcela e número da árvore) para permitir o acompanhamento de seu crescimento e estado de sobrevivência ao longo dos anos (Figura 2 A e B). As espécies foram identificadas na floresta por seu nome vernacular por parataxonomistas. Aquelas árvores que não puderam ser identificadas em campo, tiveram material botânico coletado e levado para identificação no herbário da Embrapa Amazônia Oriental.



**Figura 2.** Monitoramento da floresta por meio da identificação das árvores (A) e medição do diâmetro (B) das árvores inventariadas na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.

Após a instalação e medição das parcelas em 2010, foi aplicado no mesmo ano, o manejo florestal nas Uts, 7 e 10. O total de árvores e o volume retirado por espécie, além dessas informações expandidas por hectare estão na Tabela 1.

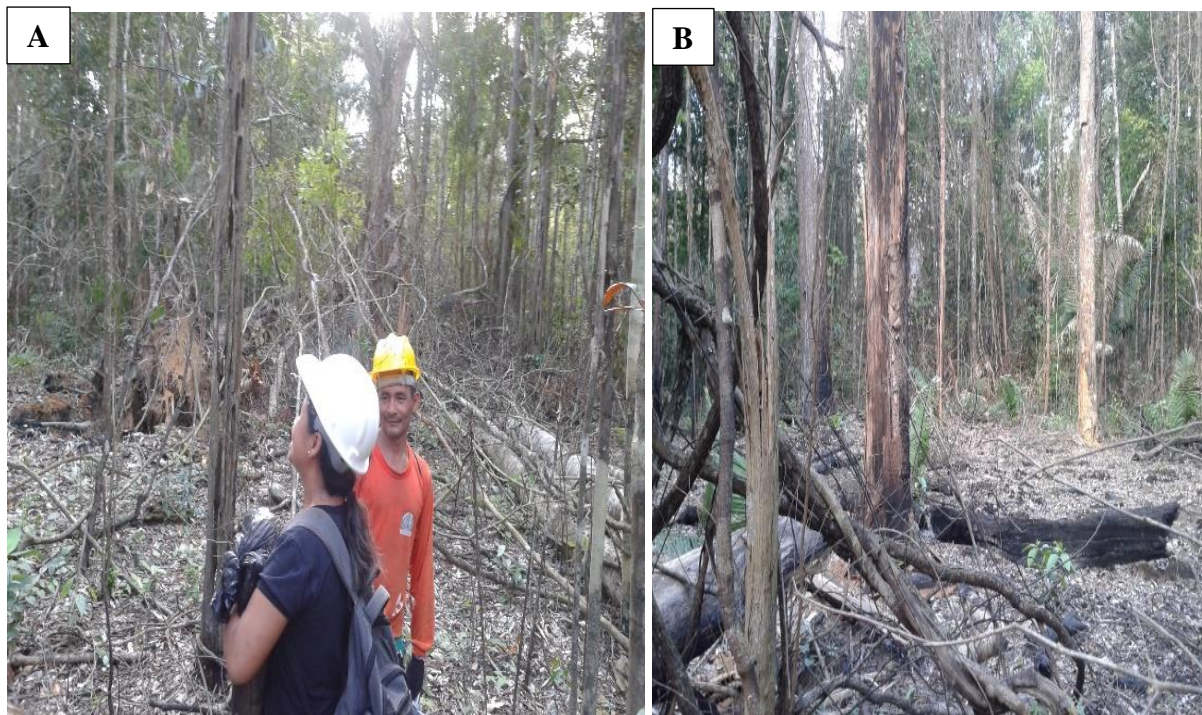
Após a colheita em 2010, realizaram-se remedições em 2011, 2014, 2015, 2016 e 2017, nas parcelas em FM e FSM. No ano de 2015, após a medição, um incêndio atingiu parte da Floresta Nacional do Tapajós, o qual afetou as áreas onde estavam instaladas as parcelas permanentes para monitoramento da UPA 5. Todas as parcelas nas áreas de FM e FSM foram atingidas pelo fogo.

**Tabela 1.** Espécies colhidas na Unidade de Trabalho (UT) 7 e 10 da Unidade de Produção Anual (UPA) 5, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil

Espécies	Total de árvores	Volume (m <sup>3</sup> )	arv. ha <sup>-1</sup>	Volume (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )
<i>Hymenolobium petraeum</i> Ducke	2	55,01	0,01	0,28
<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	15	146,29	0,08	0,73
<i>Cedrela odorata</i> L.	2	8,13	0,01	0,04
<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i> (Benth.)	7	42,84	0,04	0,21
<i>Parkia mulijuga</i> (Benth.)	14	115,83	0,07	0,58
<i>Apuleia moralis</i> Spruce ex Benth.	8	82,79	0,04	0,41
<i>Pouteria bilocularis</i> (H.Winkl.) Baehni	21	61,58	0,11	0,31
<i>Swartzia</i> sp.	8	36,58	0,04	0,18
<i>Handroantus incana</i> A.Gentry	48	593,39	0,24	2,97
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	14	102,28	0,07	0,51
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	50	258,72	0,25	1,29
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	23	303,80	0,12	1,52
<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	10	56,82	0,05	0,28
<i>Licaria brasiliensis</i> (Nees) Kosterm.	10	34,16	0,05	0,17
<i>Ocotea</i> sp.	5	21,65	0,03	0,11
<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Chevalier	95	508,23	0,48	2,54
<i>Astronium lecointei</i> Ducke	25	183,27	0,13	0,92
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	1	13,00	0,01	0,06
<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	12	102,83	0,06	0,51
<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	94	739,40	0,47	3,70
<i>Virola melinonii</i> (R.Benoist) A.C.Sm.	14	53,47	0,07	0,27
Total	478	3520,05	2,39	17,60

Devido ao evento do incêndio as medições foram caracterizadas como: floresta manejada antes do fogo (2010 a 2015), floresta manejada após o fogo (2016 a 2017), floresta sem manejo antes do fogo (2010 a 2015) e floresta sem manejo após o fogo (2016 a 2017). O estado da floresta em 2016 logo após a ocorrência do incêndio é demonstrado nas Figura 3 A e B.





**Figura 3.** Estado da floresta em 2016 após o incêndio florestal (A e B), verificado durante a realização da remediação em 2016, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.

### **4.3. Análise dos dados**

#### **4.3.1. Suficiência amostral**

A suficiência amostral do inventário florestal foi avaliada por análises de erro amostral (SANQUETA, 2006), calculado por meio da área basal para primeira medição da parcela permanente, realizada em 2010, para as áreas de floresta manejada e de floresta sem manejo, separadamente (MAGURRAN, 1989). Além disso, a suficiência amostral do inventário florestal foi avaliada por meio da construção de curvas de interpolação individuais (rarefação) para avaliar a riqueza florística. Essa técnica permite verificar se a composição florística está adequadamente amostrada (MAGURRAN, 2004).

O problema da arbitrariedade da ordem de entrada das unidades foi resolvido com a suavização da curva por meio de permutações, obtendo-se a curva média e o intervalo de confiança da curva (SCHILLING et al., 2012). Esse procedimento evita a variação causada pela aleatoriedade da ordem das unidades amostrais na construção da curva (KERSTEN e GALVÃO, 2011).



### 4.3.2. Dinâmica fitossociológica

Para avaliação da composição florística foram obtidos os totais de espécies, famílias e gêneros nos anos de 2010 (antes do manejo para a área manejada), 2015 (cinco anos após o manejo para a área manejada) e 2017 (dois anos após o fogo) para as áreas de floresta manejada e sem manejo. Com base nos resultados verificaram-se as mudanças que ocorreram com o efeito do manejo e do fogo em cada área, além de serem feitas comparações entre as florestas.

Foi elaborada uma lista de espécies registradas a cada ano, em avaliação considerando-se os anos de 2010, 2015 e 2017, calculando-se os parâmetros fitossociológicos de densidade absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa, frequência absoluta e relativa e o Índice de Valor de Importância (SOUZA e SOARES, 2013), os quais foram obtidos, respectivamente, pelas fórmulas, 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7.

$$DA = \frac{n}{A} \quad (1)$$

em que:  $n$  = número de indivíduos amostrados de cada espécie;  $A$  = área amostrada, em hectare.

$$DR = \frac{n}{N} \cdot 100 \quad (2)$$

em que:  $n$  = número total de indivíduos de cada espécie por hectare;  $N$  = número total de indivíduos amostrados de todas as espécies por hectare.

$$DoA = \frac{G_i}{A} \quad (3)$$

em que:  $G$  = área basal da  $i$ -ésima espécie, em  $m^2$ , por hectare ( $m^2 ha^{-1}$ );  $A$  = área amostrada, em hectares.

$$DoR = \frac{DoA_i}{DoT} \cdot 100 \quad (4)$$

em que:  $DoA$  = dominância absoluta  $i$ -ésima espécie, em  $m^2 ha^{-1}$ ;  $DoT$  = dominância total, em  $m^2 ha^{-1}$ .

$$FA = \frac{U_i}{U_t} \cdot 100 \quad (5)$$

em que:  $U_i$  = número de parcelas em que a espécie foi amostrada;  $U_t$  = número total de parcelas.

$$FR = \frac{FA}{\sum FA} \cdot 100 \quad (6)$$

em que:  $\sum FA$  = somatório da FA de todas as espécies.

$$IVI = \frac{DR + DoR + FR}{3} \cdot 100 \quad (7)$$

em que: IVI = Índice de Valor de Importância da espécie; DR = Densidade relativa da espécie; DoR = Dominância relativa da espécie; FR = Frequência relativa da espécie.

#### **4.3.2.1. Composição de famílias e de espécies**

Avaliaram-se a dinâmica da composição de famílias e de espécies ao longo dos sete anos de monitoramento na área de floresta manejada e de floresta sem manejo. Para tanto, foram analisadas as famílias antes (2010) e após (2015) o manejo e após o fogo (2017), verificando os totais em número de árvores e percentuais de perdas das famílias, bem como os totais e percentuais na entrada de novas famílias.

Para avaliar a dinâmica de composição de espécies ao longo dos anos, também foi computado e analisado a entrada e saída de espécies ao longo dos anos em quantidade de indivíduos e percentuais, entre os anos de 2010, 2015 e 2017, buscando fazer comparações entre os períodos e os efeitos do manejo e do fogo para as duas áreas analisadas (Floresta manejada e floresta sem manejo).

Os grupos ecológicos foram identificados para as espécies que foram possíveis de serem identificados, para avaliar sua possível influência na dinâmica da composição florística. Seguindo-se os agrupamentos ecológicos sugeridos por Lopes et al., (2001), as espécies foram classificadas em agrupamentos ecológicos: não pioneiras (NP) e pioneiras (PI). As espécies tolerantes à sombra e demandantes por luz foram definidas como não pioneiras. Os critérios utilizados para alocar cada espécie a um grupo ecológico foram baseados em observações de campo e literatura científica (LOPES et al., 2001; AMARAL et al., 2009; CONDÉ e TONINI, 2013; PINHEIRO et al., 2007)

#### **4.3.2.2. Índice de diversidade**

A diversidade de espécies ao longo dos anos foi analisada por meio do alpha de Fisher como índice de diversidade, considerando o pequeno tamanho das parcelas utilizadas nas remediações da floresta, as estimativas de densidade foram repetidas utilizando os índices de diversidade de Shannon (H') e Chao 1.

Esse índice relaciona o número de espécies (S) ao número de árvores (N) em uma comunidade (FISHER et al., 1943) (8).

$$S = \alpha \ln \left( 1 + \frac{N}{\alpha} \right) \quad (8)$$

#### 4.3.2.3. Índice de similaridade

A similaridade na composição de espécies foi avaliada para identificar o distanciamento ou a recuperação da vegetação em resposta as intervenções ocorridas e à própria dinâmica natural da floresta. Foi utilizado o índice de Morisita como medida de similaridade baseada na abundância de espécies (FELFILI et al., 1992) (9). Esse índice é sensível à abundância relativa de espécies e confere maior peso às espécies mais abundantes. A similaridade entre o estado inicial da floresta (2010) e as medições em 2011, 2015, 2016 e 2017 foram plotadas de modo que se possa visualizar sua dinâmica ao longo do tempo.

$$C_n = \frac{2 \sum X_i \cdot Y_i}{\left[ \left( \frac{X_i(X_i-1)}{N_x(N_x-1)} \right) + \left( \frac{Y_i(Y_i-1)}{N_y(N_y-1)} \right) \right] N_x \cdot N_y} \quad (9)$$

em que: CH = Índice de Morisita;  $X_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$  da comunidade  $x$ ;  $Y_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$  da comunidade  $y$ ;  $N_x$  e  $N_y$  = Número total de indivíduos das comunidades  $x$  e  $y$ , respectivamente.

Para analisar diferenças florísticas entre a primeira medição (2010), 5 anos após (antes do fogo em 2015) e 2 anos após o fogo (2017), foi utilizada a análise NMDS (Escala multidimensional não métrica) utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis, expresso por uma proporção de similaridade ou dissimilaridade (distância) na abundância de espécies (10). Foi avaliada a composição de espécies nas diferentes medições para floresta manejada e floresta sem manejo e a similaridade entre floresta manejada e floresta sem manejo. A medida de adequação de ajuste para avaliar o quanto se aproximam as distâncias dos dados de dissimilaridade daquelas originais fornecidas pelos respondentes, denominada como Stress, foi proposta por Kruskal (1964) (11), em que, avalia quanto maior o Stress pior o ajuste, sendo o valor mínimo igual a zero quando não existirem diferenças entre as distâncias e as dissimilaridades.

$$B = \frac{\sum |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum (X_{ij} + X_{ik})} \quad (10)$$

em que:  $B$  = Índice quantitativo de dissimilaridade ou distância de Bray-Curtis;  $X_{ij}$  e  $X_{ik}$  = Abundância de espécies em cada área ou repetição ( $j$ ,  $k$ ).

$$\text{STRESS} = \sqrt{\frac{\sum_i \sum_j (f(\delta_{ij}) - d_{ij})^2}{\sum_i \sum_j d_{ij}^2}} \quad (11)$$

em que:  $f(\delta_{ij})$  = distâncias derivadas de dados de dissimilaridade;  $d_{ij}$  = distâncias originais transformadas pela análise NMDS.

### 4.3.3. Dinâmica da estrutura dendrométrica

A dinâmica da estrutura dendrométrica da floresta foi avaliada para as variáveis, número de árvores (arv. ha<sup>-1</sup>), área basal, além da distribuição diamétrica, para as áreas de floresta manejada e sem manejo, com intuito de identificar os efeitos do manejo e do fogo sobre essas variáveis. Assim, foram avaliados os totais de árvores e área basal nos anos de 2010, 2015 e 2017 e computadas as diferenças entre os anos em percentuais, analisando assim, as mudanças em cada área individualmente e entre as áreas.

A distribuição diamétrica das áreas de floresta manejada e sem manejo foi avaliada nos anos de 2010 (antes do manejo), 2015 (cinco anos após o manejo), 2016 e 2017 (um e dois anos após o fogo, respectivamente), por meio da frequência de árvores por hectare em classes diamétricas com 10 cm de amplitude.

### 4.3.4. Mortalidade e ingresso

As taxas de mortalidade e ingresso foram avaliadas nos anos de 2011, 2015, 2016 e 2017 para área de floresta manejada e floresta sem manejo. As taxas de mortalidade e ingresso foram obtidas, baseando-se em Sheil et al. (1996), em que as mudanças no tamanho da população foram assumidas pelo intervalo de tempo em proporção constante ao tamanho inicial da população, sendo as taxas médias anuais de mortalidade (M) (12) e taxas médias anuais de ingresso (I) (13).

$$M = \left\{ 1 - \left[ \left( \frac{N_0 - m}{N_0} \right) \right]^{1/t} \right\} * 100 \quad (12)$$

$$R = \left[ 1 - \left( \frac{1-r}{N_t} \right)^{1/t} \right] * 100 \quad (13)$$

em que:  $t$  é o tempo decorrido entre as medições;  $N_0$  e  $N_t$  são, respectivamente, as contagens inicial e final das populações em número de árvores em cada medição;  $m$  e  $r$  são, respectivamente, o número de árvores com  $DAP \geq 5$  cm mortas e recrutadas.

Árvores “mortas” foram consideradas aquelas com  $DAP \geq 5$  cm encontradas mortas em cada medição. As árvores que atingiram ou excederam o diâmetro mínimo de inclusão de 5 cm ( $DAP \geq 5$  cm) foram consideradas “recrutadas” em cada medição subsequente.

Analisou-se ainda a mortalidade de árvores (arv.  $ha^{-1}$ ) e seus percentuais anuais, em três classes diamétricas (DAP), quais sejam: 5-20 cm; 20-50 cm e  $\geq 50$  cm. Optou-se por utilizar estas classes por abranger estágios diferentes da floresta, como a regeneração natural (5-20 cm), estoque de crescimento (20-50 cm) e estoque de colheita ( $\geq 50$  cm).

#### 4.3.5. Incremento diamétrico

O incremento diamétrico das árvores da floresta manejada e sem manejo foi avaliado sem agrupar e agrupando os dados em classes diamétricas, antes e após o incêndio florestal. O incremento diamétrico médio anual foi calculado para as árvores que permaneceram vivas do início ao final do período, antes (2011-2015) e após (2016-2017) o fogo, ao final de cada período obteve-se a média geral do incremento médio das árvores. Assim, obteve-se o incremento médio de cada árvore por meio da expressão 14:

$$\overline{IPAD} = \frac{\sum d_{i+1} - d_i}{t} \quad (14)$$

em que:  $\overline{IPAD}$  = Incremento periódico anual médio em diâmetro;  $d_{i+1}$  = Diâmetro no final do período (2015 ou 2017);  $d_i$  = Diâmetro no início do período (2011 ou 2016);  $t$  = Tempo em anos do início ao final do período avaliado (4 ou 2 anos).

#### 4.3.6. Dinâmica das espécies comerciais

Foi caracterizado inicialmente parâmetros florísticos e dendrométricos, como os totais de espécies e famílias das espécies comerciais registradas em sete anos de monitoramento e o número de árvores (arv.  $ha^{-1}$ ) e área basal ( $m^2 ha^{-1}$ ) em todos os anos de avaliação nas áreas de floresta manejada e sem manejo.

A dinâmica das espécies comerciais nas áreas de floresta manejada e sem manejo foi avaliada considerando a composição florística, o parâmetro estrutural Índice de valor de importância (IVI), crescimento e taxas de mortalidade e ingresso, ao longo dos anos, para os períodos antes (2010 a 2015) e após o fogo (2016 a 2017).

Para avaliar a dinâmica na composição florística das espécies comerciais, foi utilizada a técnica de estratificação multivariada, com a formação de grupos de espécies, realizada por meio do IVI das espécies comerciais, obtido conforme o item 4.3.2. na expressão 7 em conjunto com o crescimento diamétrico médio anual, obtido pela média geral do incremento médio anual de cada árvore para cada espécie, obtido conforme o item 4.3.5 fórmula 14.

De posse dos Índices de valor de importância de cada espécie e de seu crescimento, os dados foram organizados de modo que as espécies foram ordenadas de forma decrescente, considerando o IVI e seu respectivo crescimento diamétrico, nas florestas manejadas e sem manejo, para o período antes do fogo e posterior ao fogo. Elaborou-se uma matriz  $X$  de dados de IVI e crescimento médio por espécie, a qual foi utilizada para as análises de agrupamento.

A análise de agrupamento foi obtida utilizando a distância euclidiana e o método de ligação completa. Sobre o dendrograma resultante da análise de agrupamento foi traçada a linha Fenon. Para confirmar a distinção e classificação dos grupos foi utilizada a análise discriminante.

Após a formação dos grupos para os períodos antes e após o fogo, foram avaliadas as mudanças de espécies em cada grupo antes e após o fogo na floresta manejada e sem manejo para avaliar o efeito do manejo e do fogo no agrupamento das espécies. Para cada grupo foi obtido a mortalidade e ingresso em árvores por hectare e o crescimento (obtenção conforme item 4.3.5 na fórmula 14) antes e após o fogo para comparações e inferências sobre as respostas das espécies comerciais sob os efeitos do manejo e do fogo.

Foram avaliadas ainda as taxas de mortalidade e ingresso, respectivamente, conforme o item 4.3.4. nas expressões 12 e 13, antes (2010-2015) e após (2016-2017) o fogo, considerando todas as espécies comerciais identificadas nas áreas de floresta manejada e sem manejo.

#### **4.3.7. Análises estatísticas**

Para avaliar o efeito do manejo e o efeito do fogo, bem como o efeito do manejo combinado com o fogo sobre a floresta, foram realizadas análises estatísticas para verificar

possíveis mudanças significativas na dinâmica da floresta manejada e floresta sem manejo, individualmente e entre elas, assim como na dinâmica somente das espécies comerciais.

Analisaram-se estatisticamente as variáveis: diversidade de espécies (Índice Alpha de Fisher), número de árvores (arv. ha<sup>-1</sup>) e área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), taxas de mortalidade e ingresso, o balanço entre mortalidade e ingresso de área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), e o incremento diamétrico.

Para avaliar mudanças ao longo dos anos em cada área (Floresta manejada e floresta sem manejo) para diversidade de espécies, número de árvores (arv. ha<sup>-1</sup>) e área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) e o balanço entre mortalidade e ingresso de área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), foi aplicada a análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas, com o tempo como fatores e as variáveis (diversidade, número de árvores e área basal, mortalidade e ingresso de área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) como variáveis dependentes. Quando identificada diferença significativa seguiu-se com o teste de comparações de médias de Tukey, para um nível de significância de 0,05. Quando necessário o valor de F foi corrigido usando os fatores de correção Greenhouse-Geisser (GG) ou Huynh-Feldt (HF) para inferir sobre cada fonte de variação (VON ENDE, 1993). Essas análises foram realizadas com o software IBM SPSS 20.0.

Para analisar as taxas de mortalidade e ingresso ao longo do tempo, foi verificado que essas não seguiram uma distribuição normal, portanto foram analisadas por ANOVA de medidas repetidas do modelo linear geral (GLM), com tempo e a área de floresta como fatores e taxas de mortalidade e ingresso como variáveis dependentes e comparadas pelo teste de Tukey em pares (NEVES et al., 2019). Para isso as análises foram realizadas no programa R studio versão 3.6.0 (R Core Team, 2019), com o auxílio do pacote “*glm*” e família “*quasipoisson*”.

Para analisar diferença de incremento diamétrico nos períodos antes (2011-2015) e após (2016-2017) o fogo, foi aplicado o teste t pareado, realizado no programa R studio versão 3.6.0 (R Core Team, 2019).

As hipóteses testadas para análise comparando as diferentes medições foram: hipótese nula (H<sub>0</sub>)  $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3$ : ou seja, não há diferença significativa para as variáveis analisadas entre os períodos; Hipótese alternativa (H<sub>1</sub>)  $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3$ : existe pelo menos uma média das variáveis observadas diferente entre os períodos.

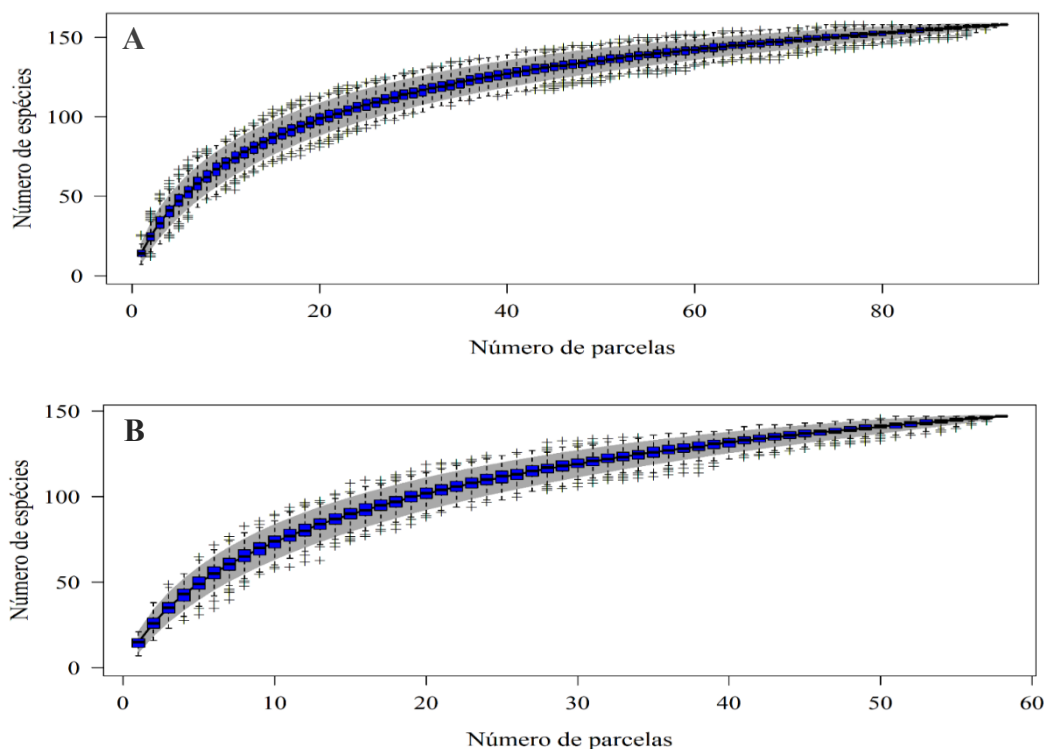
A suposição de homogeneidade de variância foi verificada com o teste de Levene no software IBM SPSS 20.0.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1. Suficiência amostral

O inventário florestal realizado na floresta manejada e não manejada em 2010, apresentou um erro de amostragem para a área basal de 9,7 e 10,2%, respectivamente, considerando um nível de 95% de probabilidade de acerto para a população acima do limite de inclusão ( $DAP \geq 5$  cm). A quantificação do erro de amostragem em área basal é indicado como mais importante que número de árvores na avaliação da estrutura florestal (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974; MAGURRAN, 1989).

Outro indicativo de que as comunidades em estudo foram devidamente representadas, está relacionado à indicação de que a composição florística por meio do número de espécies está adequadamente amostrada, conforme está demonstrado na curva de acumulação de espécies (FIGURA 4).



**Figura 4.** Curva de acumulação de espécies, representação da dispersão do número de espécies em cada parcela (box-plot) e intervalo de confiança de 95% de probabilidade de acerto, para área de floresta manejada (A) e área de floresta sem manejo (B), Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.



É possível observar que as duas comunidades apresentam estabilização da curva e seguem o mesmo padrão. Estas características comuns às duas comunidades possibilitam que comparações de composições florísticas, estruturais e dinâmicas, possam ser realizadas entre as populações.

A curva de acumulação de espécies é uma técnica de caracterização de comunidades vegetais com grande importância para as avaliações fitossociológicas, principalmente para indicar a suficiência amostral. Esta técnica mede a adição de novas espécies com o aumento do esforço amostral, tomada pelo número de indivíduos observados ou outra medida (MAGURRAN, 2004).

## 5.2. Dinâmica de parâmetros florísticos e fitossociológicos

Os totais de espécies, famílias e gêneros registrados ao longo dos sete anos de monitoramento na área de floresta manejada e de floresta sem manejo, podem ser verificados na Tabela 2. Em 2015 há aumento para todas as variáveis descritas e, após o fogo a redução em relação ao obtido em 2015. O aumento em 2015 foi de 37 espécies, 5 famílias e 16 gêneros, sendo que a redução após o fogo (em 2017) foi de 34 espécies, 9 famílias e 16 gêneros, na FM. Na FSM o aumento em 2015 foi de 9 espécies, 4 famílias e 8 gêneros, com redução após o fogo de 24 espécies, 9 famílias e 10 gêneros.

**Tabela 2.** Totais de espécies, famílias e gêneros registrados em 2010, 2015 e 2017 para as áreas de floresta manejada e sem manejo, Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil

Anos	Floresta	Espécies	Famílias	Gêneros
2010	Manejada	160	42	109
	Sem manejo	156	42	103
2015	Manejada	197	47	125
	Sem manejo	165	46	111
2017	Manejada	163	38	109
	Sem manejo	141	37	91

Os totais de espécies e famílias observados em cada área é típica de florestas ombrófilas densas, que apresentam rica diversidade de famílias e espécies, características desse tipo de vegetação (ANDRADE et al., 2015). Os estudos de Almeida et al. (2012) e Condé e Tonini

(2013) também registraram mais de 150 espécies em inventários com a inclusão de árvores com DAP  $\geq$  5 cm, em áreas de floresta Ombrófila Densa na Amazônia.

### **5.2.1. Composição e dinâmica de famílias**

As 10 famílias mais representativas de árvores nas áreas de FM e FSM foram Fabaceae, Lecythidaceae, Sapotaceae, Lauraceae, Burseraceae, Euphorbiaceae, Annonaceae, Violaceae, Moraceae e Myrtaceae, sendo que na FM, com cinco anos após o manejo, a família Urticaceae estava entre as mais representativas.

Houve variação na composição de famílias após o manejo e após o fogo. Verificou-se que famílias com baixa densidade na medição antes do manejo, não foram encontradas cinco anos depois do manejo (2015), como o caso de Vochysiaceae, Verbenaceae, Proteaceae e Araliaceae. Assim como houve entrada de cinco novas famílias na comunidade nesse mesmo período também com baixa densidade, e retorno de famílias que saíram após o manejo.

Na FSM não houve entrada de novas famílias dois anos após o fogo, mas houve saída de cinco famílias, das quais, apenas uma tinha uma ocorrência maior que uma árvore por hectare; as demais apresentavam menos de uma árvore por hectare. Assim, as famílias que não foram encontradas em medições seguintes foram aquelas com baixa densidade de árvores em FM e FSM, como o caso de Rutaceae e Ebenaceae que entraram em 2014 e após o fogo não fazia mais parte da comunidade.

As 10 famílias mais representativas (Fabaceae, Lecythidaceae, Sapotaceae, Lauraceae, Burseraceae, Euphorbiaceae, Annonaceae, Violaceae, Moraceae, Myrtaceae e Urticaceae) corresponderam a maior quantidade de indivíduos mortos após o fogo. Fabaceae apresentou a maior proporção de indivíduos mortos após o fogo com 17,33% na FM e 16,35 % na FSM. Urticaceae representou 11,01% do total de mortalidade de árvores após o fogo na FM. Além dessas, Lecythidaceae, Sapotaceae, Lauraceae, Burseraceae, Euphorbiaceae, Annonaceae e Moraceae totalizaram a maior parte de indivíduos mortos, com 49,99% na FM e 50,79 % na FSM.

Fabaceae, Urticaceae e Lecythidaceae também tiveram maior ingresso antes do fogo, de 2010 a 2015, representando 53,71% do ingresso total. Na FSM, Fabaceae, Lecythidaceae e Euphorbiaceae corresponderam aos maiores ingressos, com 36,14% em relação ao total. Após o fogo, Urticaceae representou o maior ingresso, com 81,71% na FM e 63,93% na FSM.

As famílias mais representativas nesta pesquisa estão de acordo com os diversos estudos de composição florística realizados na Amazônia, como no de Sandel e Carvalho (2000) em uma área de cinco hectares na Floresta Nacional do Tapajós; Oliveira e Amaral (2004), em floresta ombrófila densa no Estado do Amazonas e Oliveira et al. (2005) em uma área na floresta ombrófila densa no município de Belterra, estado do Pará.

### 5.2.3. Composição e dinâmica de espécies

Nas Tabelas 3 e 4 pode-se observar as 20 espécies mais representativas, nas áreas de floresta manejada (FM) e de floresta sem manejo (FSM), respectivamente, nos anos de 2010, 2015 e 2017, seguidas da densidade, frequência e dominância correspondentes, ordenadas em ordem decrescente de acordo com seus índices de valor de importância (IVI) do ano de 2010.

Nota-se que as espécies mais representativas em 2010 passam por variações em sua densidade, dominância e IVI ao longo dos anos tanto na FM (Tabela 3) quanto na FSM (Tabela 4), com os menores valores de densidade e dominância após o fogo, em 2017. Mais detalhamentos sobre os parâmetros fitossociológicos da FM podem ser acessados no Anexo 1 e 2.

As 10 espécies com maiores Índices de Valor de Importância (IVI) na FM e na FSM, antes e após o fogo (2015 e 2017) foram as seguintes: comuns à FM e FSM, *Duguetia* sp., *E. blanchetiana*, *Eschweilera parviflora* (Aubl.) Miers, *P. cladanta*, *P. heptaphyllum*, *R. guianensis*, *S. racemosa*; somente na FM, *Cecropia obtusa* Trécul, *I. ingoides*, *I. heterophylla*; somente na FSM, *M. floribunda*, *Naucleopsis* sp., *P. paraense*. Essas espécies são na sua maioria, caracterizadas como não pioneiras, apresentando três espécies caracterizadas como pioneiras, a saber: *I. heterophylla*, *I. ingoides* e *C. obtusa*.

Considerando todos os períodos de monitoramento da floresta manejada e sem manejo, um total de 233 espécies foram registradas ao longo de sete anos. Do total de espécies registradas para as áreas FM e FSM, 153 foram comuns a ambas, 57 foram exclusivas à FM. Na FSM, 23 espécies foram exclusivas, sendo que a maior quantidade de espécies exclusivas foi registrada após o fogo.

**Tabela 3.** Parâmetros fitossociológicos das 20 espécies de maior IVI nos anos de 2010, 2015 e 2017, ordenadas em ordem decrescente do IVI de 2010 para floresta manejada, Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil

ESPÉCIES	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	55,48	7,94	5,08	2,11	7,92	6,98	53,76	6,66	4,56	1,97	8,07	6,43	37,42	8,15	6,15	1,56	9,49	7,93
<i>Eschweilera blanchetiana</i> Miers.	41,72	5,97	4,55	2,24	8,44	6,32	50,32	6,23	4,69	2,19	8,96	6,63	24,52	5,34	5,33	1,51	9,17	6,61
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	30,54	4,37	3,56	0,62	2,34	3,43	29,68	3,67	3,15	0,65	2,65	3,16	17,63	3,84	4,02	0,92	5,56	4,48
<i>Protium cf. heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	23,23	3,33	3,18	0,87	3,27	3,26	18,92	2,34	2,41	0,77	3,15	2,64	7,74	1,69	1,89	0,53	3,22	2,27
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	27,53	3,94	3,34	0,30	1,14	2,80	34,84	4,31	3,02	0,37	1,50	2,94	18,06	3,93	3,31	0,25	1,52	2,92
<i>Duguetia</i> sp1	28,82	4,13	3,11	0,28	1,06	2,76	26,67	3,30	2,88	0,28	1,14	2,44	11,61	2,53	2,49	0,17	1,05	2,02
<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	23,23	3,33	2,81	0,21	0,80	2,31	26,24	3,25	2,95	0,22	0,91	2,37	16,77	3,65	3,91	0,17	1,04	2,87
<i>Nectandra</i> sp.	15,48	2,22	2,27	0,65	2,43	2,31	12,90	1,60	1,74	0,43	1,75	1,70	4,30	0,94	1,07	0,18	1,11	1,04
<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	9,46	1,35	1,52	1,00	3,75	2,21	11,18	1,38	1,61	0,94	3,85	2,28	9,46	2,06	2,37	0,66	4,00	2,81
<i>Inga ingoides</i> (Rich) Willd.	18,49	2,65	2,65	0,27	1,01	2,10	14,19	1,76	1,74	0,26	1,08	1,53	5,16	1,12	1,30	0,14	0,84	1,09
<i>Eschweilera amazonica</i> Knuth	15,05	2,16	1,90	0,37	1,41	1,82	15,05	1,86	1,68	0,38	1,55	1,70	7,31	1,59	1,54	0,21	1,26	1,46
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	12,04	1,72	1,82	0,43	1,61	1,72	8,17	1,01	1,14	0,39	1,61	1,25	3,44	0,75	0,83	0,17	1,04	0,87
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	14,62	2,09	1,97	0,21	0,79	1,62	11,61	1,44	1,47	0,17	0,71	1,21	6,88	1,50	1,54	0,14	0,82	1,29
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	14,62	2,09	2,05	0,16	0,61	1,58	14,19	1,76	1,81	0,17	0,68	1,41	6,45	1,40	1,78	0,10	0,59	1,26
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	9,89	1,42	1,59	0,31	1,18	1,40	12,47	1,54	1,74	0,31	1,28	1,52	7,74	1,69	1,89	0,21	1,26	1,61
<i>Naucleopsis</i> sp.	11,18	1,60	1,67	0,10	0,38	1,22	12,04	1,49	1,34	0,12	0,49	1,11	4,30	0,94	0,95	0,07	0,45	0,78
<i>Croton urucurana</i> Ducke	9,46	1,35	1,59	0,19	0,70	1,22	10,32	1,28	1,34	0,20	0,83	1,15	5,16	1,12	1,42	0,14	0,86	1,13
<i>Tachigali</i> sp.	10,32	1,48	1,52	0,16	0,61	1,20	9,89	1,22	1,21	0,20	0,81	1,08	4,30	0,94	1,07	0,14	0,84	0,95
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	9,46	1,35	1,29	0,19	0,71	1,12	10,32	1,28	1,34	0,19	0,77	1,13	6,02	1,31	1,54	0,15	0,93	1,26
<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.) DC.	9,03	1,29	1,52	0,06	0,22	1,01	7,31	0,91	1,07	0,05	0,19	0,72	3,87	0,84	0,95	0,04	0,21	0,67
Subtotal	389,68	55,79	48,98	10,74	40,38	48,38	390,11	48,30	42,90	10,27	41,99	44,39	208,17	45,32	45,33	7,45	45,27	45,30
Total	698,5	100	100	26,59	100	100	807,7	100	100	24,47	100	100	459,35	100	100	16,46	100	100

**Tabela 4.** Parâmetros fitossociológicos das 20 espécies de maior IVI nos anos de 2010, 2015 e 2017, ordenadas em ordem decrescente do IVI de 2010 para floresta sem manejo, Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	56,27	7,78	4,94	2,03	7,60	6,77	60,34	7,00	4,26	2,06	7,31	6,19	39,32	8,26	6,35	1,51	7,69	7,43
<i>Eschweilera blanchetiana</i> Miers.	40,68	5,62	4,60	1,27	4,77	5,00	48,81	5,66	4,17	1,40	4,96	4,93	29,15	6,13	5,02	1,02	5,17	5,44
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	38,64	5,34	4,02	1,06	3,98	4,45	40,68	4,72	3,49	1,05	3,71	3,97	24,41	5,13	4,18	0,77	3,92	4,41
<i>Protium cf. heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	22,37	3,09	3,10	0,52	1,96	2,72	22,37	2,60	2,52	0,52	1,84	2,32	11,53	2,42	2,34	0,40	2,04	2,27
<i>Nectandra</i> sp.	16,27	2,25	2,30	0,82	3,09	2,54	16,95	1,97	1,74	0,79	2,81	2,17	5,42	1,14	1,34	0,21	1,06	1,18
<i>Duguetia</i> sp1	23,05	3,19	2,41	0,31	1,15	2,25	29,83	3,46	2,91	0,36	1,27	2,55	12,20	2,56	2,68	0,29	1,47	2,24
<i>Protium paraense</i> Cuatrec.	12,88	1,78	1,72	0,85	3,18	2,23	14,92	1,73	1,94	0,89	3,16	2,28	6,10	1,28	1,51	0,37	1,88	1,55
<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	22,37	3,09	2,53	0,28	1,03	2,22	29,83	3,46	2,71	0,32	1,13	2,43	14,24	2,99	2,34	0,17	0,88	2,07
<i>Naucleopsis</i> sp.	17,63	2,44	2,41	0,30	1,14	2,00	19,66	2,28	2,03	0,33	1,18	1,83	9,49	1,99	1,84	0,21	1,09	1,64
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	16,27	2,25	2,18	0,39	1,45	1,96	17,63	2,05	1,94	0,38	1,35	1,78	6,78	1,42	1,34	0,22	1,12	1,29
<i>Buchenavia capitata</i> (Vahl) Eichler	3,39	0,47	0,57	1,24	4,64	1,89	3,39	0,39	0,48	1,44	5,10	1,99	2,71	0,57	0,67	1,54	7,79	3,01
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	14,24	1,97	2,07	0,40	1,51	1,85	15,59	1,81	1,94	0,43	1,53	1,76	10,17	2,14	2,17	0,31	1,57	1,96
<i>Tachigali</i> sp.	8,14	1,12	1,26	0,83	3,12	1,83	10,85	1,26	1,16	0,96	3,40	1,94	6,10	1,28	1,34	0,85	4,31	2,31
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	16,27	2,25	2,41	0,20	0,77	1,81	16,95	1,97	2,23	0,23	0,82	1,67	6,78	1,42	1,51	0,11	0,58	1,17
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	18,31	2,53	2,07	0,19	0,71	1,77	19,66	2,28	2,03	0,20	0,71	1,68	6,78	1,42	1,34	0,10	0,53	1,10
<i>Eschweilera amazonica</i> Knuth	13,56	1,87	1,72	0,46	1,71	1,77	12,88	1,49	1,45	0,45	1,61	1,52	7,46	1,57	1,51	0,24	1,23	1,43
<i>Inga ingoides</i> (Rich) Willd.	15,59	2,16	2,18	0,22	0,82	1,72	16,27	1,89	1,94	0,25	0,87	1,57	6,10	1,28	1,51	0,08	0,41	1,06
<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	10,17	1,41	1,72	0,48	1,81	1,65	12,88	1,49	1,74	0,46	1,62	1,62	8,14	1,71	2,01	0,23	1,14	1,62
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	3,39	0,47	0,46	1,02	3,83	1,59	3,39	0,39	0,39	0,91	3,21	1,33	2,03	0,43	0,50	0,46	2,35	1,09
<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook.f. ex Miers	4,07	0,56	0,69	0,84	3,15	1,47	4,07	0,47	0,58	0,88	3,11	1,39	4,07	0,85	1,00	0,86	4,35	2,07
Subtotal	373,56	51,64	45,40	13,74	51,42	49,49	416,95	48,39	41,67	14,30	50,70	46,92	218,98	46,01	42,47	9,96	50,58	46,36
Total	723,39	100,00	100,00	26,71	100,00	100,00	861,69	100,00	100,00	28,20	100,00	100,00	475,93	100,00	100,00	19,70	100,00	100,00

A quantidade de espécies que entraram e saíram da comunidade, foi maior na FM durante 5 anos após o manejo, sendo que a grande quantidade de espécies com baixa ocorrência que sai da floresta manejada, é compensada com a quantidade de espécies ingressantes nos anos seguintes, em maioria também com baixa ocorrência.

Após o fogo, as 10 espécies com maiores IVI apresentaram 35,47% de indivíduos mortos na FM e 26,03% na FSM, considerando o total de árvores registrado em 2015 (última medição antes do fogo). Do total de espécies registradas em 2015, 12,18% e 12,12% dessas deixaram de compor a comunidade, respectivamente, na FM e na FSM.

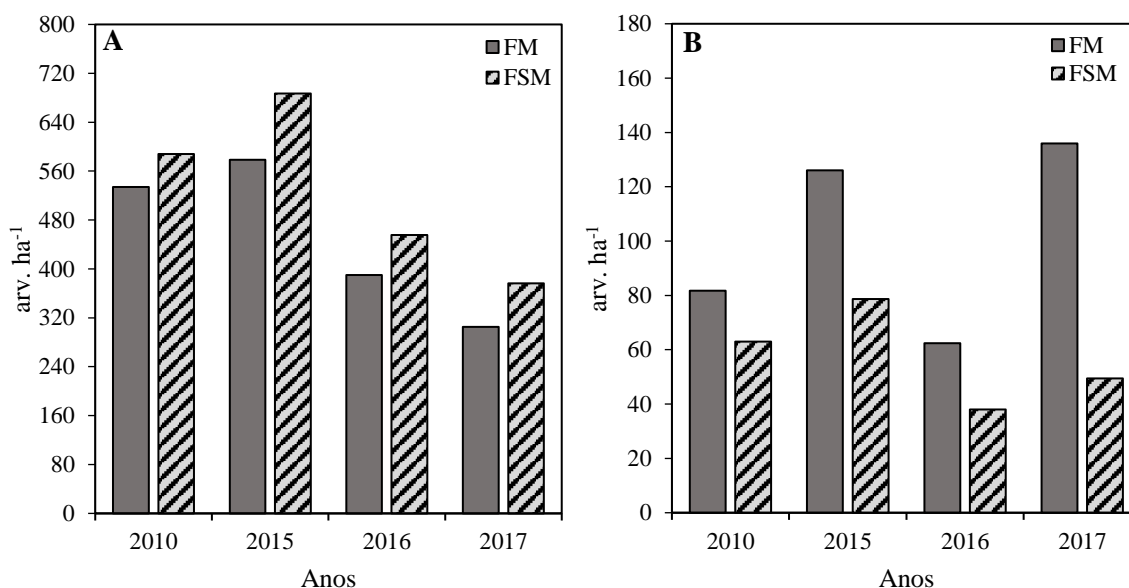
A maioria das espécies que deixaram de compor a comunidade após o fogo na FM e FSM, tinha menos que uma árvore por hectare, como a pioneira *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy, as exigentes de luz *Ormosia flava* (Ducke) Raud., *Himatanthus sucuuba* (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson, *Cordia alliodora* (Ruiz et Pav.) Cham., *Trattinnickia glaziovii* Swart e *Swartzia ingifolia* Ducke e as tolerantes a sombra *Licania heteromorpha* Benth e *Ocotea glomerata* (Nees) Mez, dentre outras) que deixaram de compor a comunidade após o fogo.

O ingresso em 2017 (dois anos pós fogo) ficou por conta das pioneiras do gênero *Cecropia*, nas áreas FM e FSM, que respondeu por 81,71% na FM e 63,93% na FSM. O alto ingresso da pioneira *C. obtusa* em 2017 possibilitou que essa ocupasse a terceira e oitava posição de IVI na FM e FSM, respectivamente.

A quantidade de árvores das espécies não pioneiras e pioneiras identificadas na FM e FSM pode ser observada, respectivamente, nas Figuras 5 A e B. O total de árvores não pioneiras e pioneiras foi crescente em 5 anos após o manejo na FM e na FSM, com maior quantidade de pioneiras na FM. Após o fogo, houve redução das espécies não pioneiras na FM e FSM, enquanto as pioneiras reduziram em número de árvores imediatamente após a ocorrência do fogo (2016), mas logo em 2017 tiveram aumento no número de árvores, sendo maior que em 2015.

É sabido que os distúrbios são agentes de modificação na composição florística e estrutura das florestas tropicais com extrema significância, por causar diferentes graus de abertura no dossel (DENSLOW, 1995) e constituem importantes fatores a serem considerados no manejo sustentável dessas florestas. Os distúrbios causados pela extração da madeira de impacto reduzido ocasionam alterações e mudanças de curto ou de longo prazo na florística e estrutura da floresta (ÁVILA et al., 2015).

Conforme observado, a floresta manejada apresenta de forma mais intensa a dinâmica de famílias e espécies, nos primeiros anos pós colheita, especialmente aquelas com baixa ocorrência e as mais comuns, de maior representatividade. De acordo com Andrade et al. (2015), as florestas tropicais apresentam boa parte das espécies de árvores com ocorrência rara ou espécies com menos de uma árvore por hectare. Essas espécies são mais sensíveis às mudanças que ocorrem na comunidade e por isso apresentam uma dinâmica mais intensa.



**Figura 5.** Número de árvores (ha) de espécies não pioneiras (A) e pioneiras (B) antes e após o manejo (2010 -2015) e após o fogo (2016 – 2017), Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.

Mouillot et al. (2013) ressaltaram que a maioria das espécies com baixa ocorrência, são mais afetadas por distúrbios. Bem como as espécies mais comuns que possuem forte predominância em número de indivíduos, sofrem as maiores mortalidade totais (SLIK et al., 2002). Gerwing (2002) evidenciou que áreas com histórico de extração madeireira atrelada a ocorrência do fogo podem ser altamente prejudiciais para as espécies que compõem a comunidade, podendo até mesmo ocorrer à extinção de espécies raras.

Tais constatações vão ao encontro aos resultados demonstrado neste estudo. Contudo, o curto período de avaliação após o manejo, bem como após o fogo, possibilita apenas indicações de mudanças em curto prazo, não permitindo inferir sobre possíveis extinções de espécies pontuais.

A mortalidade de árvores de espécies entre 2010 a 2015 foi compensada com o ingresso de árvores de novas espécies e de espécies que já faziam parte da comunidade. É comum, e já relatado em estudos conduzidos por Oliveira et al. (2005) e Ávila et al. (2017) a rápida recuperação do número de espécies logo nos primeiros anos pós manejo, devido a abertura no dossel que promove o fornecimento de luminosidade, favorecendo a regeneração de diferentes espécies com diferentes exigências ecológicas. O equilíbrio entre mortalidade e recrutamento de espécies de baixa densidade faz parte da dinâmica da floresta tropical sob eventos de perturbação (SCHWARTZ e LOPES, 2015) ou em situações estáveis (MOUILLOT et al., 2013).

As espécies de alta densidade antes do incêndio na FM e FSM (*Pouteria cladantha*, *Eschweilera blanchetiana*, *Rinorea guianensis*), aumentaram a mortalidade após a ocorrência do incêndio, no entanto permaneceram entre as mais representativas. Fernandes et al. (2015); Jardim e Quadros (2016) também registraram *P. cladantha*; *R. guianensis* e *E. blanchetiana* como as mais representativas em floresta ombrófila densa na Amazônia.

Em 2016 e 2017 (Tabela 2), período avaliado após o fogo, observa-se mais de 10% em redução no número de espécies na FM e FSM, dada pelo efeito do fogo. Xaud et al. (2013) ao estudar o efeito do fogo em uma floresta no município de Macajá e Iracema, norte da Amazônia, constataram ausência de espécies registradas no período que antecedeu o fogo. Conforme demonstrado, em 2017, a quantidade de espécies continuou reduzindo em relação a 2016. Espera-se que as espécies que compunham a florística antes do incêndio, retornem logo a comunidade, portanto, são necessárias novas observações para investigar o tempo de estabilização de redução e retomada de recuperação da composição de espécies na floresta sob distúrbio causado pelo fogo.

No entanto, é importante ressaltar que estudos já demonstraram que o efeito do fogo pode causar graves danos às florestas, como a pesquisa de Slik et al. (2002) que indicaram que mesmo 15 anos após a ocorrência da queima, as florestas não mostram sinais de recuperação de espécies perdidas. Isso pode acontecer devido às perspectivas de recuperação de espécies serem diminuídas porque os incêndios na superfície reduzem a disponibilidade de sementes em 85% na camada de areia e 60% nos 1,5 cm superiores do solo (VAN NIEUWSTADT et al., 2001), bem como o florescimento e frutificação de árvores diminui.

Os estudos de Cochrane e Schulze (1999); Barlow et al. (2003) já relataram a vulnerabilidade intrínseca das árvores florestais primárias ao fogo. Alertas sobre as



modificações que podem ser causadas em uma comunidade após incêndios florestais, dizem respeito a secundarização ou empobrecimento de grandes áreas de florestas, que podem levar à extinção local de espécies que são incapazes de tolerar o estresse térmico induzido pelo contato com o fogo (BARLOW e PERES, 2008). Novas espécies podem surgir em áreas atingidas por incêndios, uma vez que o fogo causa a mortalidade da maioria de árvores regenerantes e pode estimular o crescimento de novos regenerantes em repouso abaixo do solo (OLIVEIRAS et al., 2013).

Outro importante estudo sobre a recuperação de espécies na Floresta Nacional do Tapajós, realizado por Ávila et al. (2015), demonstrou que 30 anos após a redução de 6,6 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal, ainda estão em andamento alterações na composição das espécies arbóreas sem sinais de recuperação para as condições iniciais, sendo necessário posteriores estudos na área para maiores detalhamentos, uma vez que fortes distúrbios podem afetar a biodiversidade em outros níveis tróficos e o fornecimento de bens e serviços por esses ecossistemas.

Devido aos distúrbios ocorridos nas áreas estudadas, especialmente na Floresta manejada que logo após o manejo foi atingida pelo fogo, mudanças no número de árvores pioneiras e não pioneiras também foram evidentes. Nas florestas tropicais, normalmente a ocorrência de árvores de espécies pioneiras são raras em áreas de florestas que não sofreram perturbação (DIONISIO et al., 2018).

Áreas em que ocorre considerável número de árvores de espécies florestais exigentes de luz indicam a existência anterior de distúrbios (JARDIM, 2015). Nesse sentido, evidencia-se a existência de uma relação direta entre a frequência e a intensidade dos distúrbios florestais e o aumento da densidade de espécies pioneiras (DIONISIO et al., 2018).

Após os eventos de extração madeireira e fogo na floresta manejada, foi evidenciado maior aumento de pioneiras em 2015 (5 anos após o manejo) e 2017 (2 anos após o fogo). A floresta sem manejo sob o efeito do fogo em 2017 também apresentou aumento na quantidade de indivíduos de espécies pioneiras. As espécies pioneiras *Cecropia obtusa*, *Cecropia sciadophylla* e *Pourouma guianensis* foram as que se aproveitaram desses distúrbios para colonizar nas áreas de floresta manejada e sem manejo.

O ingresso dessas espécies após o fogo foi suficiente para elevar *Cecropia obtusa* à terceira e oitava posição no ranking das espécies mais importantes na FM e FSM em 2017, e ainda colocar a família Urticaceae como uma das mais representativas na FM. Amaral et al. (2019) também relataram Urticaceae com elevada quantidade de indivíduos ingressantes (DAP

$\geq 10$  cm) em uma área com histórico de extração de madeira por meio do manejo florestal sustentável na Amazônia.

O gênero *Cecropia* é comumente relatado por estudos em florestas que sofreram distúrbios (BARLOW e PERES, 2008), notadamente causados pelo fogo, com alta densidade de espécies logo após a ocorrência de um incêndio, podendo se estabelecer ainda mais no ambiente caso haja forte fragilidade do ecossistema dependendo da intensidade do distúrbio (XAUD et al., 2013).

O impulso do ingresso de indivíduos de espécies pioneiras após distúrbios como os incêndios possibilita um forte adensamento de ingressantes que parcialmente compensa a perda de indivíduos de florestas primárias, no entanto, a maioria dessas espécies pioneiras é mais vulnerável a possíveis incêndios subsequentes (XAUD et al., 2013; BARLOW e PERES, 2008).

#### 5.2.4. Índices de diversidade

Foram obtidos os índices de diversidade de Shannon (H'), Alpha de Fisher e Chao 1, que podem ser verificados na Tabela 5, devido ao pequeno tamanho das parcelas que poderiam exercer influência sobre a estimativa da diversidade (ÁVILA et al., 2015).

**Tabela 5.** Índices de diversidade obtidos para as áreas de floresta manejada e floresta sem manejo ao longo de sete de anos de monitoramento, períodos antes e após o fogo

Floresta	Índices de diversidade	Períodos			
		2010	2015	2016	2017
Manejada	Shannon (H')	4,28	4,44	4,36	4,23
	Alpha de Fisher	43,32	56,83	55,77	54,63
	Chao 1	195,10	275,10	240,50	231,10
Sem manejo	Shannon (H')	4,27	4,414	4,347	4,316
	Fisher Alpha	44,54	51,96	50,85	51,46
	Chao 1	190	195,3	188,6	181,9

Nota-se que há um padrão na variação desses, apesar de seus valores serem diferentes. Os índices de Alpha de Fisher e Chao 1 demonstram um padrão mais similar, com um aumento da diversidade em 2015 e reduções após o fogo, contudo o índice de Shannon (H') também tem essa característica, porém de modo menos expressivo.

Devido ao fato das áreas de estudos típicas de florestas tropicais, apresentarem quantidade relevante de espécies localmente exclusivas e raras, optou-se pelas análises de diversidade por meio do índice de Fisher Alpha, seguindo também as indicações de melhores estimativas de diversidade desse índice devido o mesmo não sofrer forte influência do tamanho da amostra e a quantidade populacional de espécies mais comuns (TER STEEGE et al., 2013; AGUIAR et al., 2018).

Verificou-se que a diversidade de espécies estimada pelo índice de Fisher Alpha não foi afetada significativamente pelo manejo e fogo, uma vez que não houve mudança significativa sobre a diversidade de espécies em FM e FSM (TABELA 6).

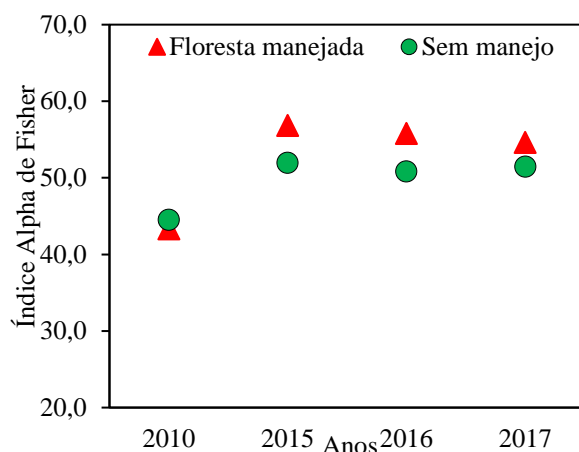
**Tabela 6.** Análise de variância de medidas repetidas para o índice de diversidade Alpha de Fisher ao longo de 7 anos de monitoramento, para os períodos antes (2010-2015) e após (2016-2017) o fogo, na área de floresta manejada e floresta sem manejo

Fonte de variação	Graus de liberdade	Diversidade (Alpha de Fisher)		
		F	p valor	
Floresta manejada	Tempo	3	9,70 <sup>ns</sup>	0,77
	Resíduo	69		
Floresta sem manejo	Tempo	3	4,34 <sup>ns</sup>	0,720
	Resíduo	48		

<sup>ns</sup> Não houve diferença significativa ao nível de 0,05 de significância

A diversidade de espécies na FM e FSM foi semelhante em todos os anos, nota-se que não houve redução de diversidade ao longo dos anos de monitoramento, e sim ocorre um aumento na diversidade em 2015. Após o fogo, a diversidade de espécies se mantém sem grandes alterações, apenas há uma pequena redução da diversidade na FM (FIGURA 6).

O nível de diversidade de espécies em FM no ano de 2015, superior em comparação as condições da floresta antes do manejo, também foi constatado por Ávila et al. (2015). No entanto, o aumento na diversidade não foi suficiente para que houvesse mudança significativa.



**Figura 6.** Índice de diversidade Alpha de Fisher para área de floresta manejada e sem manejo ao longo do monitoramento, nos períodos antes (2010-2015) e após (2016-2017) o fogo.

Maiores valores do índice de diversidade para a floresta manejada se mantiveram após o efeito do fogo, assim, mesmo com a ocorrência do fogo, as estimativas de diversidade indicam que a floresta manteve a diversidade de espécies que ingressou cinco anos após o manejo.

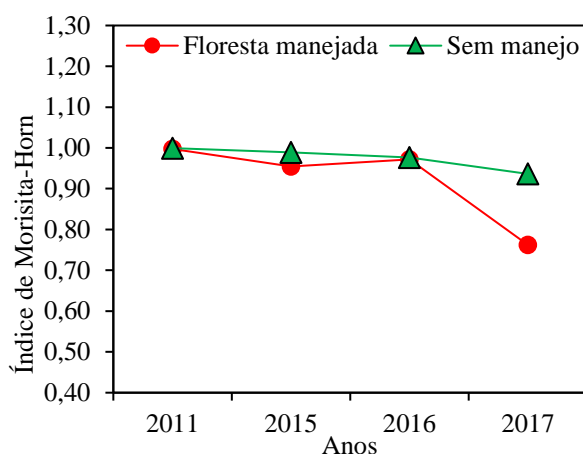
Mudanças em comunidades vegetais acontecem de forma rápida após uma fragmentação ou distúrbio na comunidade (LAURANCE et al., 2006). Nota-se que em apenas cinco anos pós manejo houve aumento da quantidade de espécies na comunidade. Na FSM, apesar de não ter havido alteração significativa na diversidade, percebe-se que em 2015 houve um aumento da diversidade em relação à primeira medição (2010). Sabe-se que a dinâmica de uma floresta, mesmo sem intervenção antrópica, acontece de forma mais intensa ou menos intensa, a qual é influenciada por uma série de fatores ambientais, climáticos, locais e outros. Desse modo, alguma alteração natural na área FSM pode ter ocasionado um aumento na sua diversidade.

Após o fogo, em 2017, nota-se uma pequena redução na diversidade da floresta manejada em relação a 2015. Contudo, a diversidade em 2017 é maior que a de 2010 (primeira medição) na FM e FSM, podendo essa constatação estar relacionada à quantidade de árvores e espécies recuperadas em cinco após o manejo que foi superior a de 2010 e o fogo não reduziu em termos de quantidade, o ganho de espécies obtidas até 2015. Ressalta-se ainda que aparentemente, o ingresso de espécies pioneiras, bem como a mudança na quantidade do número de indivíduos de espécies não pioneiras, proporcionou aumento de diversidade após a extração madeireira, sendo mantida após o incêndio. Slik et al. (2002) ressaltaram,

supostamente, que o fogo exerceu maiores efeitos sobre as espécies dominantes e com o aumento das oportunistas pioneiras, não causou redução de diversidade.

### 5.2.5. Índices de similaridade

A similaridade de espécies em cada medição em comparação com o estado inicial da floresta (2010) manejada e sem manejo foi avaliada pelo índice de Morisita Horn. A composição florística um ano após o manejo foi semelhante à observada antes do manejo na FM e FSM, já em 2015 (após cinco anos), há uma modificação na FM, a qual sofre pequena redução na similaridade de espécies em relação à composição inicial (FIGURA 7).



**Figura 7.** Similaridade da composição de espécies após o manejo antes do fogo (2011 e 2015) e após o fogo (2016 e 2017) em comparação a condição inicial da floresta (2010) e para floresta sem manejo entre as medições que antecederam o fogo e pós fogo.

Um ano depois da ocorrência do fogo (2016) não se verifica mudança de similaridade, no entanto, logo no próximo ano (2017) é possível observar ligeira redução na semelhança de espécies (FIGURA 7), no entanto, essa redução de similaridade não indica mudança pronunciada na composição florística, uma vez que o índice de Morisita foi próximo a 0,8. Na FSM não se verifica mudanças de similaridade após o fogo em comparação ao seu estado inicial (2010).

As comparações de similaridade para cada ano de avaliação podem ser verificadas na Tabela 7 para floresta manejada e floresta sem manejo. Observa-se alta similaridade entre os

anos até 2016 na floresta manejada, ocorrendo diminuição em 2017 e, na floresta sem manejo, a semelhança na composição de espécies é alta entre todos os anos.

**Tabela 7.** Similaridade da composição de espécies (índice de Morisita-Horn) entre os diferentes anos de medição para floresta manejada (FM) e floresta sem manejo (FSM)

	FM 2010	FM 2015	FM 2016	FM 2017
FM 2010	-	0,955	0,972	0,762
FM2011	0,997	0,956	0,980	0,769
FM 2015	0,955	-	0,963	0,881
FM 2016	0,972	0,963	-	0,801
FM 2017	0,762	0,881	0,801	-
	FSM 2010	FSM 2015	FSM 2016	FSM 2017
FSM 2010	-	0,989	0,977	0,936
FSM 2011	0,999	0,988	0,979	0,939
FSM 2015	0,989	-	0,978	0,940
FSM 2016	0,977	0,978	-	0,953
FSM 2017	0,936	0,940	0,953	-

Dado que as áreas de floresta manejada e sem manejo apresentaram forte dinâmica de entrada e saída de espécies ao longo das medições, além da avaliação do índice de similaridade de Morisita a cada ano de medição em relação ao estado inicial da floresta (2010), foi utilizada a análise NMDS (Escala Multidimensional Não Métrica) para identificar possíveis mudanças na composição de espécies ao longo do tempo comparando medição por medição na floresta manejada e na floresta sem manejo, analisando também a similaridade de composição de espécies entre as áreas de florestas em cada medição, utilizando as medições de 2010, 2015 e 2017, que para a floresta manejada corresponde ao estado da floresta antes do manejo, cinco anos após o manejo e dois anos após o fogo.

O valor do *Stress* para a ordenação na análise conjunta de dissimilaridade na FM e FSM foi de 0,15, indicando uma ordenação confiável. Conforme é observado na Figura 8, as áreas FM e FSM formam grupos de espécies diferentes entre si, em todos os anos. Em cada área de floresta (FIGURAS 8 A e B) não se verifica formação de grupos distintos, contudo, o ano de 2017 (dois anos após o fogo) apresenta tendência em se diferenciar na FM, apresentando menor similaridade em relação ao estado inicial da floresta, e também em relação a 2015.

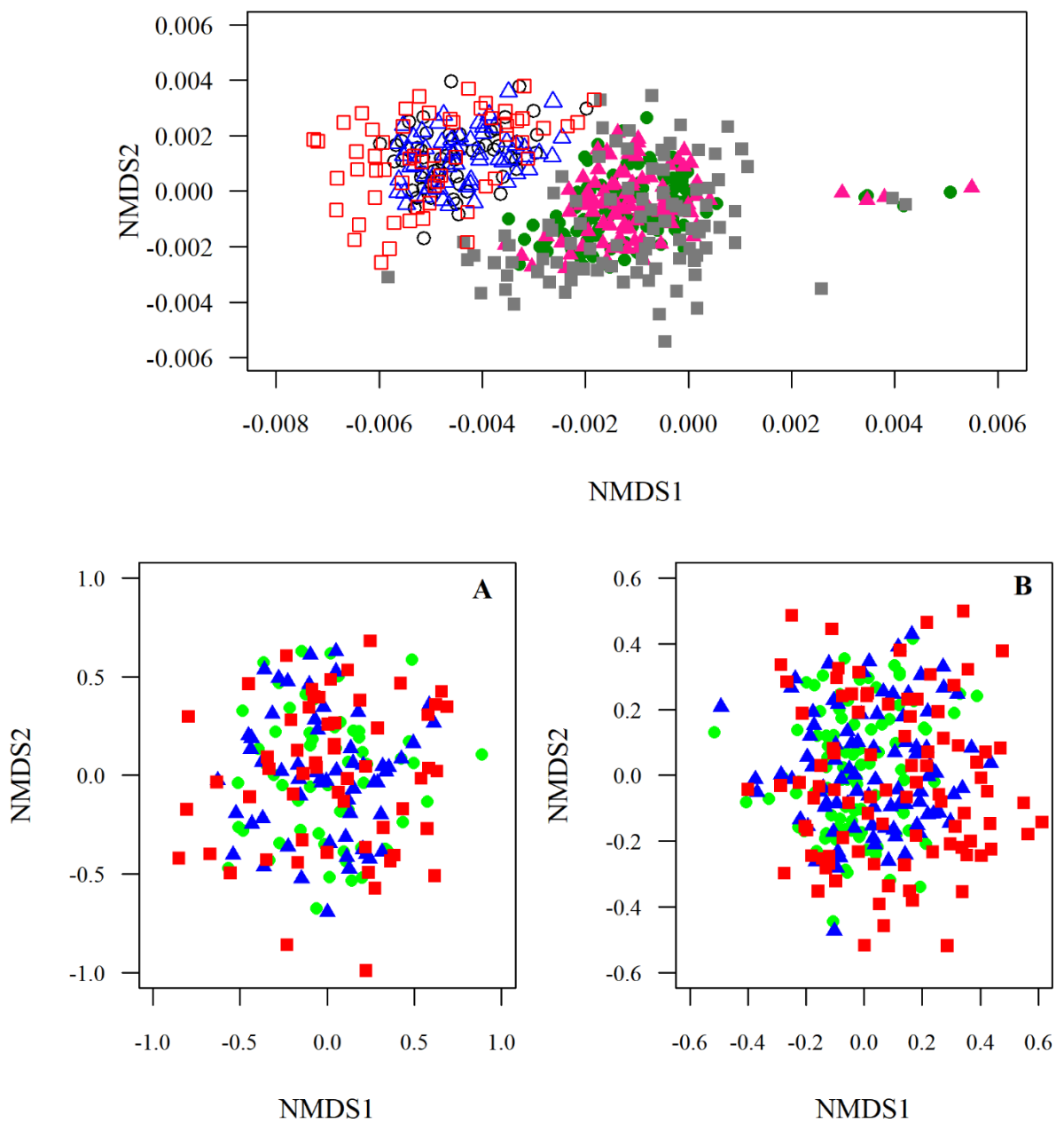
Nas Figuras 8 A e B, reforça-se, em análise separadamente em cada área (FSM e FM) que não há alteração na similaridade de espécies após o manejo (2015). Já no período após o fogo (2017) há ligeira redução de similaridade na FM. Na FSM não se observa mudança de similaridade após o fogo.

Devido às áreas FM e FSM serem próximas, não se esperava que existisse diferença de similaridade de espécies entre elas logo na primeira medição (2010). No entanto, Campbell et al. (1986) e Oliveira (2000) relataram que mesmo entre locais próximos, as florestas da Amazônia apresentam alta diversidade, grande percentual de espécies raras e baixas similaridades florísticas. Muniz et al. (1994) acrescentaram que cada família deve ter um grupo diferente de espécies para diferentes substratos na Amazônia, com uma regra específica nas comunidades neotropicais. Portanto, devido a constatação de substancial ocorrência de espécies raras, atribui-se a dissimilaridade de espécies entre FM e FSM.

A floresta sem manejo não variou a composição de espécies ao longo do tempo, já na floresta manejada, a extração madeireira atrelada ao fogo afetou a composição de espécies em relação ao estado inicial da floresta em 2017. A menor semelhança na composição de espécies em 2017 em relação ao estado inicial da floresta (2010) está atrelada principalmente ao aumento da mortalidade e o aumento do ingresso de pioneiras como *Cecropia Obtusa*, *Cecropia sciadophylla* e *Pourouma guianensis*, as quais não se encontravam em 2010.

Após distúrbios, reduções na similaridade de espécies podem acontecer, especialmente após a ocorrência do fogo (COCHRANE, 2003), e espécies em seus diferentes estágios de vida serão favorecidas ou prejudicadas (ÁVILA et al., 2015). A maior disponibilidade de luz e aumento da temperatura após o incêndio propiciou o ingresso das pioneiras, que estavam dispersas ou podem ter estado no banco de sementes do solo, por exemplo, *Cecropia*, cujas sementes podem persistir no banco de sementes por muitos anos (CORREIA e MARTINS, 2015).

Em 2017, as pioneiras ficaram entre as mais representativas, causando uma modificação na composição das espécies mais comuns nesse ano na FM. O gênero *Cecropia* é responsável pela maior abundância em 2017 devido ao alto ingresso na FM e na FSM. Também teve alto ingresso, mas em menor proporção que na FM



**Figura 8.** Ordenação da análise NMDS para composição das espécies, usando a dissimilaridade de Bray-Curtis. Pontos com preenchimento correspondem a floresta manejada e pontos sem preenchimento correspondem a floresta sem manejo, os símbolos em círculo, triângulo e quadrado correspondem, respectivamente, aos anos de 2010, 2015 e 2017. Análise individual da dissimilaridade na FSM (A) e FM (B), em que círculos, triângulos e quadrados correspondem respectivamente a 2010, 2015 e 2017.



As espécies não pioneiras com considerável abundância como *Eschweilera blanchetiana*, *Pouteria cladanta*, *Rinorea guianensis* e *Inga heterophylla*, pertencentes às famílias Lecythidaceae, Sapotaceae, Violaceae e Fabaceae, foram substancialmente reduzidas em abundância em 2017 na FM e na FSM. Condições ambientais pós distúrbios dificultam o ingresso de algumas espécies não pioneiras, sendo necessário o fechamento do dossel para que essas possam voltar a ingressar na comunidade (LIMA, 2005).

### 5.3. Dinâmica da estrutura dendrométrica da floresta

#### 5.3.1. Número de árvores e área basal

Na Tabela 8 estão apresentados os totais de árvores e área basal nos anos de 2010, 2015 e 2017 para FM e FSM. Esses resultados demonstram que após cinco anos do manejo ocorreu um aumento de 15,64% em número de indivíduos, sendo a área basal inferior 7,97% ao registrado em 2010.

**Tabela 8.** Totais de árvores e área basal nos anos de 2010, 2015 e 2017, nas áreas de floresta manejada e sem manejo

Anos	Floresta	(arv. ha <sup>-1</sup> )	Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )
2010	Manejada	698,49	26,59
	Sem manejo	723,39	26,71
2015	Manejada	807,74	24,47
	Sem manejo	861,69	28,20
2017	Manejada	459,35	16,46
	Sem manejo	475,93	19,70

O aumento do total de indivíduos e área basal em cinco anos após o manejo, bem como a redução após o fogo, causaram diferença significativa quando avaliado o número de árvores (arv. ha<sup>-1</sup>) e também a área basal na FM (TABELA 9). Na FSM o aumento no total de árvores e área basal em 2015 e a redução dessas após o fogo também proporcionaram diferença significativa (TABELA 9).

**Tabela 9.** Análise de variância de medidas repetidas para número de árvores (arv. ha<sup>-1</sup>) e área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) para avaliação dessas variáveis ao longo de 7 anos de monitoramento (2010 a 2017) na área de floresta manejada e floresta sem manejo

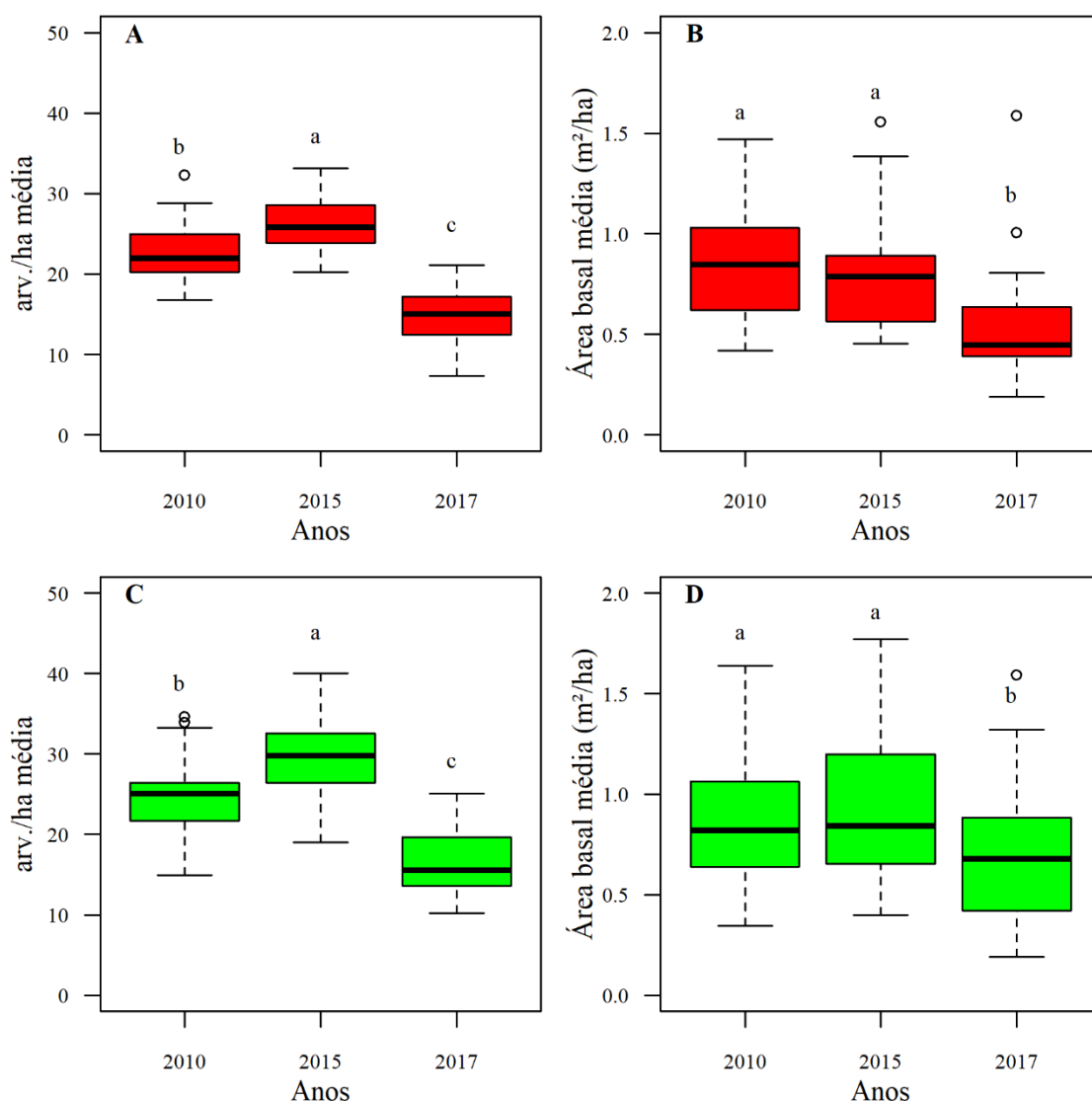
Fonte de variação		Graus de liberdade	arv. ha <sup>-1</sup>		Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	
			F	p valor	F	p valor
Floresta manejada	Tempo	2	139,33**	0,000	43,06**	0,000
	Resíduo	60				
Floresta sem manejo	Tempo	2	162,37**	0,000	7,78**	0,010
	Resíduo	56				

\*\* Diferença significativa ao nível de 0,01 de significância

Com a aplicação do teste de Tukey na análise da densidade, verificou-se que tanto na FM, como na FSM, as médias são diferentes entre si, indicando maior densidade em 2015 e menor densidade em 2017 fortemente afetada pelo fogo (FIGURAS 9 A e C). A área basal não sofre diferença em 2015 nas áreas FM e FSM, após o fogo a forte redução de área basal nas duas áreas o teste de Tukey indicou (FIGURAS 9 B e D).

As reduções dos números de indivíduos e área basal registrados na primeira medição, em 2010, na FM e FSM foram avaliados. Do total de árvores e área basal de 2010 da FM (respectivamente, 698,50 arv. ha<sup>-1</sup> e 26,59 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), notou-se que 22% e 12,61% do número de árvores e área basal não foram registradas em 2015 e, 56,34% e 41,08%, respectivamente não foram registradas após o fogo (2017).

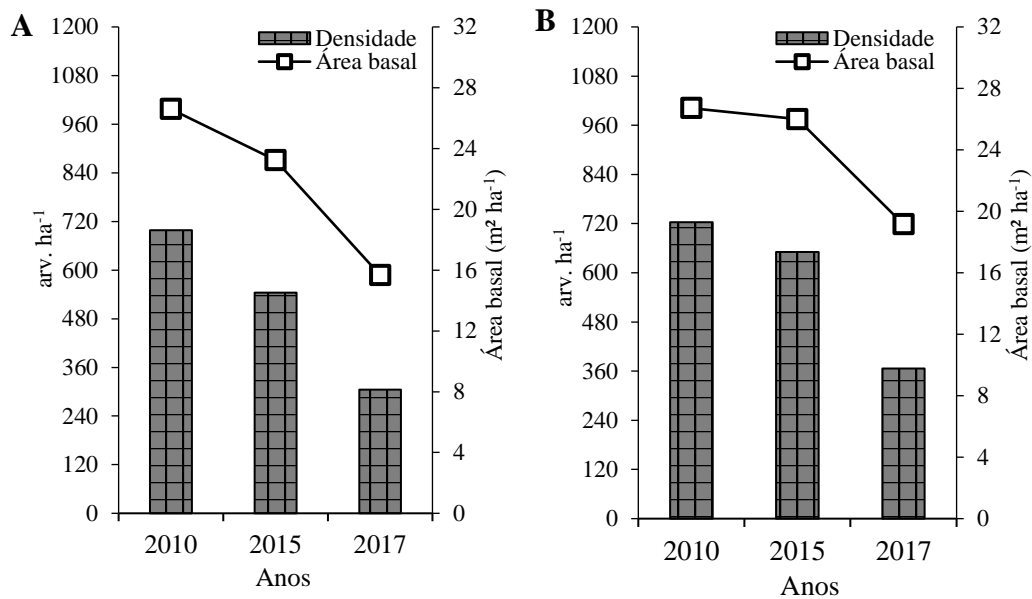
Na FSM, as reduções do total de árvores e área basal registradas na primeira medição, 2010 ( respectivamente, 723,32 arv. ha<sup>-1</sup> e 26,71 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), foram de 10,03% e 6,33% respectivamente em 2015 e em 2017, após o fogo foram de 49,30% e 28,31% respectivamente. Na Figura 10 podem-se observar as reduções com o passar dos anos do número de indivíduos e área basal que foram registrada em 2010, sob efeito do manejo e do fogo.



**Figura 9.** Comparações do número de árvores na floresta manejada (A) e floresta sem manejo (C) e área basal na floresta manejada (B) e na floresta sem manejo (D), com indicação de diferença significativa entre os períodos avaliados de 2010, 2015 e 2017 (antes do manejo, cinco anos após o manejo e dois anos após o manejo, respectivamente).

Letras minúsculas diferentes indicam que houve diferença significativa, obtida com a aplicação do teste de Tukey ao nível de 0,05 de significância

Nota-se, portanto, que extração de madeira atrelada ao fogo reduziu em mais de 50% do total de indivíduos que foram registrados em 2010, e na FSM só o efeito do fogo reduziu quase 50% o total de indivíduos.



**Figura 10.** Redução do número de árvores (Eixo esquerdo) e área basal (Eixo direito) ao longo dos períodos de monitoramento, passando pela extração madeireira e fogo na floresta manejada (A) e na floresta sem manejo (B), considerando o estado inicial das duas áreas (primeira medição em 2010).

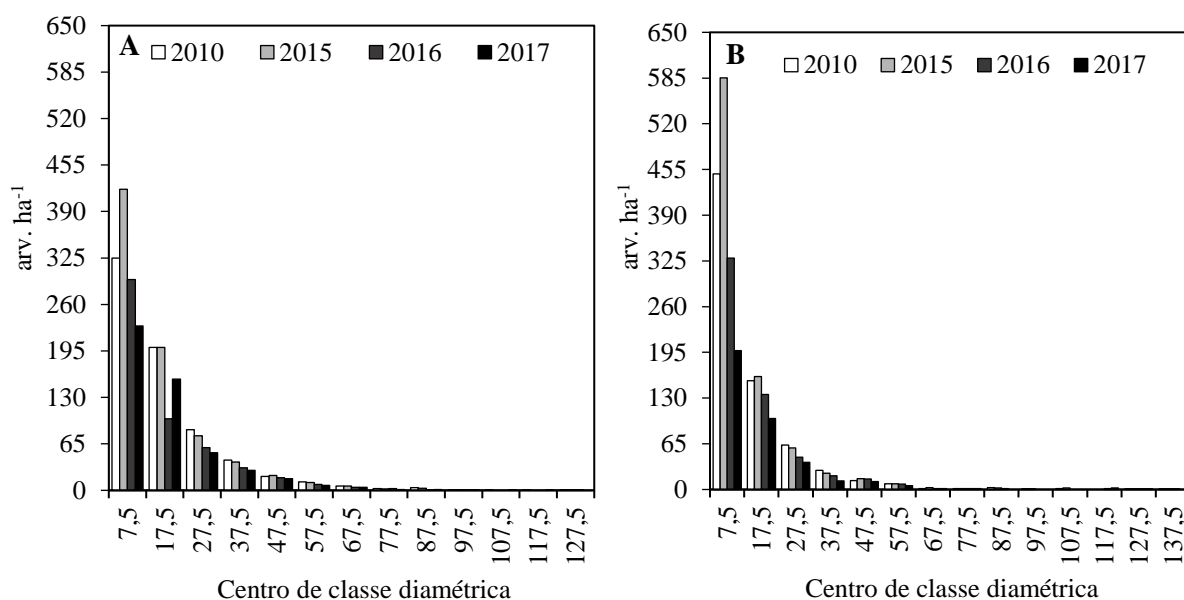
Aumento do número de árvores após a colheita é comum em áreas da floresta Amazônica (DIONÍSIO et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2005). Nota-se que o fogo causou impacto significativo no número de árvores e área basal, imediatamente após sua ocorrência tanto na FM quanto na FSM. Esta redução significativa em 2017 (após o fogo) indica que houve um desequilíbrio na dinâmica nas duas áreas (FERNANDES et al., 2019). Esse resultado corrobora com outros estudos (OLIVEIRA et al., 2005; ÁVILA et al., 2018; FERNANDES et al., 2019; BARLOW e PERES, 2006) que também indicaram diferença na estrutura da floresta quanto sua densidade e área basal após a ocorrência de manejo madeireiro, bem como após o efeito do fogo.

### 5.3.2. Distribuição diamétrica

A distribuição diamétrica em FM (FIGURA 11 A) seguiu a forma do tipo exponencial negativa, comumente encontrada para florestas nativas, nos períodos antes do manejo, 5 anos após e 1 e 2 anos após o fogo. Na FSM (FIGURA 11 B) também seguiu o mesmo padrão para esses períodos. Demonstra-se nessas figuras que em todos os anos há maior número de árvores

com DAP < 35 cm, especialmente, indivíduos com  $5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$  (Centro de classe diamétrica 7,5 cm), como já era esperado.

O estado da estrutura diamétrica indica o efeito do manejo e do fogo na floresta. As classes diamétricas que abrangem as árvores de menor tamanho foram mais afetadas com as intervenções ocorridas nas florestas. A distribuição da frequência de indivíduos por classes de diâmetros possibilita a interpretação no reconhecimento de padrões, frequentemente usado para descrever um tipo de floresta em particular ou tratamento silvicultural (HIGUCHI et al., 2012). Quando é observado elevado número de indivíduos pequenos, ou seja, pertencentes às primeiras classes diamétricas, pode-se indicar boa estabilidade da estrutura da floresta (GONÇALVES e SANTOS, 2008).



**Figura 11.** Distribuição diamétrica ao longo de 7 anos sob efeito da extração madeireira (A) e ocorrência de fogo (B), nas áreas de floresta manejada e floresta sem manejo.

Após o incêndio houve reduções de indivíduos em todas as classes diamétricas, notadamente para aqueles com DAP < 25 cm. Oliveiras et al. (2013) relataram que com o passar do tempo após incêndios florestais, há uma tendência de aumento do número de árvores de menores diâmetros, o que proporcionará aumento da frequência na primeira classe.

#### 5.4. Dinâmica de mortalidade e ingresso

#### 5.4.1. Taxas de mortalidade e ingresso

Na Tabela 10 estão os valores das taxas de mortalidade e ingresso relativas ao número de árvores para FM e FSM nos anos de 2011 (um ano após o manejo), 2015 (cinco anos após o manejo) e 2016 e 2017 (respectivamente um ano após o fogo e dois anos após o fogo).

A intervenção na floresta por meio das atividades de manejo madeireiro é um fator que pode estar fortemente atrelado às taxas de mortalidade nos diferentes anos. A taxa de mortalidade um ano após o manejo e dois anos após o fogo foram mais elevadas, correspondendo respectivamente, a 12,65% e 13,71%. Antes do fogo, a floresta apresentava uma tendência de redução da taxa de mortalidade, como a menor taxa em 2015 de 5,26%, mas o distúrbio causado pelo fogo elevou as taxas de mortalidade. Na FM o ingresso foi mais elevado em 2015 e 2017 com as taxas correspondendo, respectivamente, a 8,79% e 19,17% e na FSM também houve maior ingresso em 2015 e 2017 com as taxas, respectivamente, de 8,82% e 5,90%.

**Tabela 10.** Taxas de mortalidade e ingresso relativas ao número de árvores para as áreas de floresta manejada e floresta sem manejo

Anos	Floresta manejada		Floresta sem manejo	
	Mortalidade (% ano <sup>-1</sup> )	Ingresso (% ano <sup>-1</sup> )	Mortalidade (% ano <sup>-1</sup> )	Ingresso (% ano <sup>-1</sup> )
2011	12,65	0,42	2,66	0,43
2015	5,26	8,79	2,17	8,82
2016	10,97	1,76	8,27	0,89
2017	13,71	19,17	10,49	5,9

A intervenção na floresta por meio das atividades de manejo madeireiro é um fator que pode estar fortemente atrelado às taxas de mortalidade nos diferentes anos. A taxa de mortalidade um ano após o manejo e dois anos após o fogo foram mais elevadas, correspondendo respectivamente, a 12,65% e 13,71%. Antes do fogo, a floresta apresentava uma tendência de redução da taxa de mortalidade, como a menor taxa em 2015 de 5,26%, mas o distúrbio causado pelo fogo elevou as taxas de mortalidade. Na FM o ingresso foi mais elevado em 2015 e 2017 com as taxas correspondendo, respectivamente, a 8,79% e 19,17% e

na FSM também houve maior ingresso em 2015 e 2017 com as taxas, respectivamente, de 8,82% e 5,90%.

Houve diferença significativa nas taxas de mortalidade na FM e FSM entre os períodos antes do manejo (2010), após o manejo (2015) e após o fogo (2016 e 2017), conforme pode ser verificado na Tabela de análise de variância (TABELA 11). Para as taxas de ingresso também houve diferença significativa entre os períodos antes (2010 e 2015) e após (2016 e 2017) o fogo na FM e na FSM (TABELA 11).

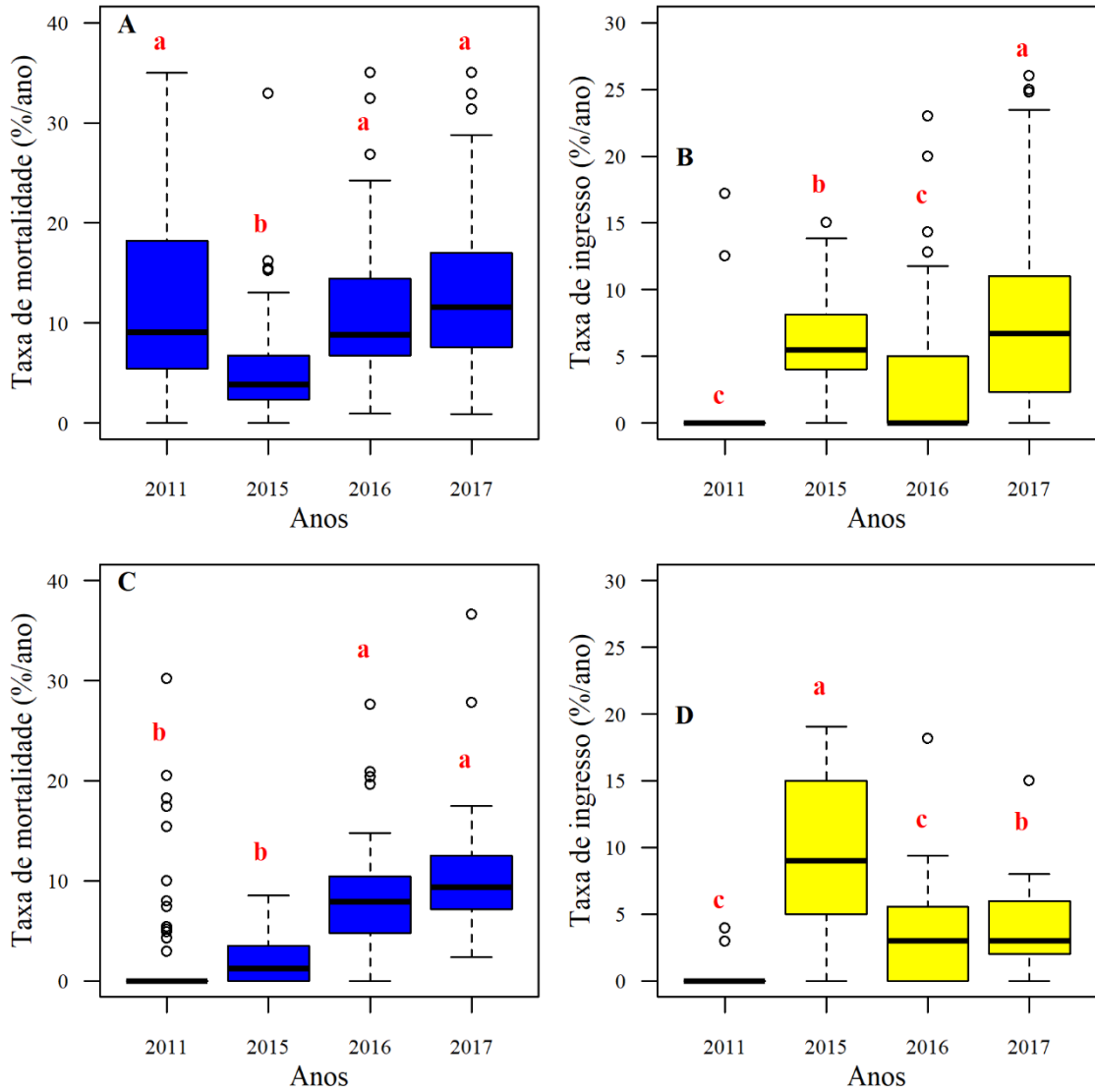
**Tabela 11.** Análise de variância GLM de medidas repetidas das variáveis taxa de mortalidade e taxa de ingresso para as áreas de floresta manejada e floresta sem manejo ao longo dos anos

Taxa de mortalidade				
Fonte de Variação		Grau de liberdade	F	p-valor
Floresta manejada	Anos	3	21,23**	4,44 e <sup>-16</sup>
	Erro	460		
Floresta sem manejo	Anos	3	40,09**	2,22 e <sup>-11</sup>
	Erro	290		
Taxa de ingresso				
Floresta manejada	Anos	3	33,04**	2,22 e <sup>-16</sup>
	Erro	460		
Floresta sem manejo	Anos	3	35,04**	2,22 e <sup>-16</sup>
	Erro	285		

\*\* Diferença significativa ao nível de 0,01 de significância

O teste de Tukey indicou que as taxas de mortalidade em 2011, 2016 e 2017 são iguais na FM, e 2015 é inferior e diferente das demais (FIGURA 12 A), denotando que as intervenções ocasionadas (manejo e fogo) geraram forte efeito na mortalidade de árvores. Na FSM o teste de Tukey indicou as taxas de mortalidade de 2016 e 2017 superiores e iguais entre si (FIGURA 12 C). Percebe-se que na FSM antes do fogo não houve expressivas alterações nas taxas de mortalidade, no entanto, a partir do momento que ocorre uma perturbação houve modificações significativas. O teste de Tukey quando aplicado para as taxas de ingresso indicou que em 2015

e 2017 FM foram superiores (FIGURA 12B) e diferentes das demais e, na FSM o maior ingresso aconteceu em 2015 (FIGURA 12D).



**Figura 12.** Comparações das taxas de mortalidade na floresta manejada (A) e floresta sem manejo (C) e taxas de recrutamento na floresta manejada (B) e na floresta sem manejo (D), com indicação de diferença significativa entre os anos.

Letras minúsculas diferentes indicam que houve diferença estatística entre ao longo do tempo, ao nível de 0,05 de significância

Florestas manejadas sob exploração madeireira de impacto reduzido, tendem a sofrer mudanças na composição florística de suas comunidades (ÁVILA et al., 2017). Esse acontecimento, pode não estar relacionado somente à exploração seletiva de espécies e as



consequentes mudanças nas condições físicas da floresta, mas também, poderá está atrelada a mortalidade de árvores nos primeiros anos após o manejo. Apesar de muitos estudos relatarem o aumento na mortalidade de árvores após o final das operações de cortes, em áreas de manejo florestal madeireiro, a situação da mortalidade após colheita é pouco conhecida (FERNANDES et al., 2017).

Considerando que as árvores retiradas são de grande porte, ao serem cortadas danificam árvores menores e causam a morte, principalmente de árvores pequenas, especialmente aquelas no estrato de regeneração. A abertura de trilhas de arraste e a retirada das toras até os pátios de estocagem são outros fatores que podem causar diminuição no número de árvores após a colheita (GRAY et al., 2012).

Durante os cinco anos (2015) após o manejo, a mortalidade de árvores foi maior na FM, tendendo a se igualar nesse ano à FSM, no entanto, a taxa de mortalidade em 2015 era significativamente mais alta que na FSM e, ainda apresentava tendência de decréscimo. De acordo com Dionísio et al. (2017) a taxa de mortalidade de árvores em uma área manejada na Floresta Nacional do Tapajós, no estado do Pará (próximo a área de estudo), ainda era significativamente mais alta que a de uma floresta sem intervenção após 5 anos da extração de árvores no manejo madeireiro, com uma taxa semelhante (5,87%) à encontrada nesse estudo, sendo que uma estabilização nas taxas de mortalidade aconteceram após 11 anos do corte de árvores, com uma taxa de 1,92%. No estudo de De Graaf (1986), a estabilização da taxa de mortalidade de árvores ocorreu 10 anos após o distúrbio causado pelo corte de árvores. Para Hawthorne et al. (2012) os efeitos da extração de árvores em áreas de manejo, podem permanecer visíveis por décadas.

O ingresso de árvores foi quase inexistente um ano após a extração de árvores, fato também relatado por Aguiar (2018). Após quatro anos houve forte ingresso de árvores, e no ano seguinte ocorreu decréscimo no ingresso, com tendência a se igualar a FSM também cinco anos após o manejo. É comum que o aumento na mortalidade e ingresso de árvores sejam mais intensos nos primeiros anos após o manejo, diminuindo conforme aumenta o intervalo de tempo, as quais tendem ao equilíbrio de dinâmica de uma floresta natural, sem distúrbios antropogênicos (ANDRADE et al., 2018).

Após o fogo a FM sofreu significativos aumentos de mortalidade e ingresso. Sabe-se que o fogo desempenha um significativo papel nos ecossistemas tropicais, sendo uma das principais forças evolutivas capaz de moldar a estrutura e a composição das florestas em todo

o mundo ( BOND e KEELEY, 2005 ). Barlow e Peres (2006) ressaltaram que mesmo em incêndios com baixa intensidade, poderá levar a mortalidade de mais de 40% dos indivíduos com mais de 10 cm de DAP, devido a maioria das árvores de florestas tropicais estarem mal adaptadas ao estresse causado pelo fogo.

Os resultados de altas taxas de mortalidade após um incêndio florestal na presente pesquisa têm apoio em outros estudos que também encontraram altas taxas de mortalidade após o fogo em florestas tropicais já perturbadas (BORLOW e PERES, 2008; LAURANCE e PERES, 2006), notadamente pelos estudos desenvolvidos em florestas orientais da Amazônia com histórico de extração madeireira (HOLDSWORTH e UHL, 1997; HAUGAASEN et al., 2003; DIONÍSIO et al., 2017).

Maiores quantidades de indivíduos ingressantes também foi relatado em áreas queimadas quando comparadas a floresta sem intervenção, o que acontece provavelmente devido aos efeitos do fogo na mortalidade de árvores e no aumento da brotação e abertura de clareiras para beneficiar novos ingressantes (OLIVEIRAS et al., 2013).

O fato de ter ocorrido maior ingresso na FM após o fogo e, na FSM isso não ter acontecido, com a mortalidade nessa, superando o ingresso, pode está associado a mortalidade de árvores após o incêndio, que foi maior na FM e, assim, possibilita maiores clareiras, ou seja, maior entrada de luz e espaços para o ingresso mais facilitado de novos indivíduos.

Além disso, o manejo proporcionou o ingresso de espécies pioneiras, que antes do fogo já estavam estabelecidas naquela comunidade e, mesmo que essas tenham sido afetadas pelo incêndio, sua regeneração pode ter resistido em boa parte, que devido a maior entrada de luminosidade foi favorecida quanto ao seu rápido crescimento após distúrbios, como o caso de Cecropias que possuem alta tolerância ao fogo (UHL et al., 1981), com isso, puderam proporcionar o maior ingresso na FM, diferentemente da FSM que possuía uma floresta em seu estado natural, com pouca presença de pioneiras.

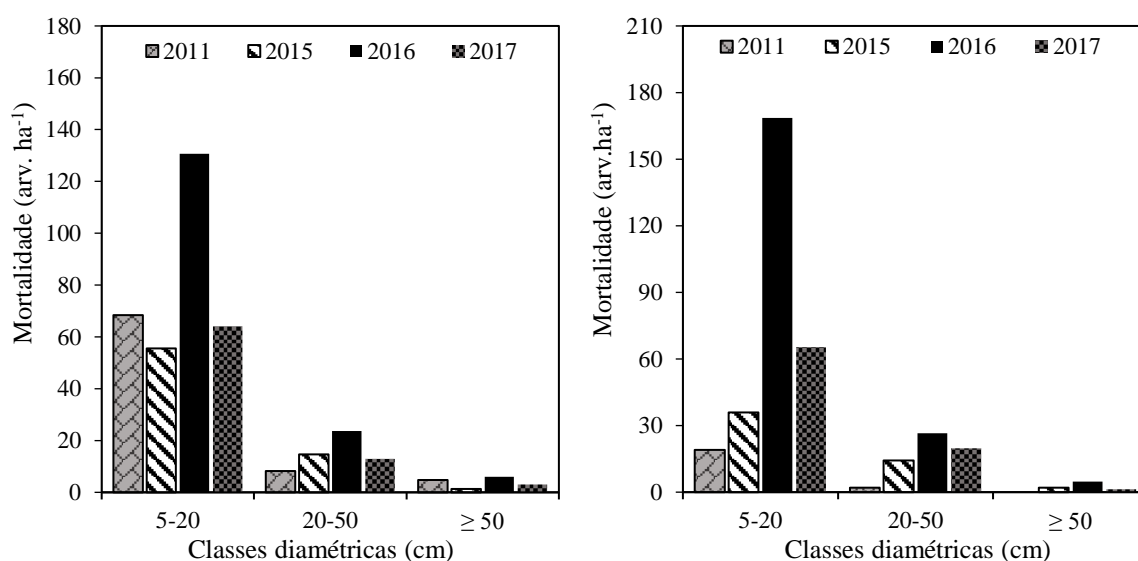
#### **5.4.3. Mortalidade de árvores por classes diamétricas**

Na FM, em 2011 a mortalidade de árvores nas classes de DAP 5-20 cm, 20-30 cm e  $\geq$  50 cm, foram respectivamente, 68,38 arv. ha<sup>-1</sup>, 8,17 arv. ha<sup>-1</sup> e 4,73 arv. ha<sup>-1</sup>, na FSM, corresponderam, respectivamente a 18,98 arv. ha<sup>-1</sup>, 2,03 arv. ha<sup>-1</sup> e 0,00 arv. ha<sup>-1</sup>. Em 2015, 5 anos o manejo, a classe de 5-20 cm apresentou 55,48 arv. ha<sup>-1</sup> mortase na classe e  $\geq$  50 cm

1,29 arv. ha<sup>-1</sup>, já na FSM os totais foram 35,96 arv. ha<sup>-1</sup> em 5-20 e 1 arv. ha<sup>-1</sup> para  $\geq 50$  cm. Em 2016, após o fogo, na FM, 130,72 arv. ha<sup>-1</sup> mortas tinham DAP de 5-20 cm, e 6,02 arv. ha<sup>-1</sup> com DAP  $\geq 50$  cm e na FSM 168,44 arv. ha<sup>-1</sup> estavam mortas com DAP de 5-20 cm e 4,76 arv. ha<sup>-1</sup> com DAP  $\geq 50$  cm.

Maiores mortalidades são observadas na classe de diâmetro de 5-20 cm que abrange indivíduos pertencentes a regeneração natural da floresta, tanto para FM como para FSM. As árvores que possuem diâmetro  $\geq 50$  cm apresentaram menor mortalidade. Notadamente, a FM tem maior mortalidade de indivíduos de menor tamanho que a FSM (FIGURA 15).

Após o fogo, em 2016, também houve maior mortalidade na menor classe de tamanho de árvores e, menor mortalidade na maior classe de tamanho. Em 2017 (dois anos após o fogo), a mortalidade de árvores ainda é consideravelmente alta em comparação aos anos que antecederam o fogo, especialmente na floresta sem manejo (FIGURA 15).



**Figura 13.** Mortalidade de árvores por classes diamétricas ao longo do período de monitoramento na floresta manejada (A) e floresta sem manejo (B).

Os percentuais de árvores mortas nas classes diamétricas podem ser verificados na Tabela 12. Na floresta manejada nota-se que no ano de 2011 devido ao número de árvores na classe de diâmetro  $\geq 50$  cm, o percentual de mortas foi maior que a de 20-50 cm, a qual possui alta densidade. Após o fogo (2016), a floresta sem manejo apresentou maior percentual de árvores mortas na classe de 20-50 cm, em relação à floresta manejada, já na classe  $\geq 50$  cm a floresta manejada teve maior incidência de mortalidade.

Considerando o total de árvores mortas no período antes do fogo (2011-2015), 81,13% e 75% dessas possuíam diâmetros menores que 20 cm na floresta manejada e sem manejo, respectivamente. Apenas 3,95% e 2,78% dessas árvores tinham diâmetro  $\geq 50$  cm na floresta manejada e sem manejo, respectivamente. Após o incêndio (2016-2017), do total de árvores mortas nesse período, a maior mortalidade continuou a ocorrer na classe de árvores com DAP  $< 20$  cm.

**Tabela 12.** Número de árvores (arv. ha<sup>-1</sup>) ao longo dos anos de monitoramento e o percentual de mortalidade em cada ano, para floresta manejada e sem manejo

Floresta	Classe diamétrica (cm)	(arv. ha <sup>-1</sup> )					Árvores mortas (%)				
		2010	2011	2015	2016	2017	2011	2015	2016	2017	
Manejada	5-20	525,03	453,65	648,01	395,6	347,44	13,03	9,67	20,17	16,2	
	20-50	146,63	141,9	136,31	108,79	96,75	5,57	9,7	17,35	11,86	
	$\geq 50$	26,66	23,65	23,22	17,2	15,05	17,75	5,46	25,93	17,5	
Sem manejo	5-20	547,4	525,64	689,52	414,12	346,8	3,47	4,77	24,46	15,76	
	20-50	156,4	159,12	148,92	127,16	110,84	1,3	6,82	17,81	15,51	
	$\geq 50$	21,76	23,12	25,84	19,04	19,72	0	5,86	18,42	7,14	

A maior mortalidade dos indivíduos menores, que correspondem às primeiras classes diamétrica é relatada em muitos estudos (ANDRADE et al., 2018; DIONÍSIO et al., 2017; OLIVEIRAS et al., 2013; SHAFIEI et al., 2010). Neste estudo também foi verificado que quanto menor o tamanho do indivíduo, maior a mortalidade e, quanto maior, menor a mortalidade. A mortalidade das árvores pode diminuir com o aumento da DAP, pois as árvores grandes são mais resistentes a tensões ou mudanças ambientais, e ainda em áreas sob efeito do corte de árvores do manejo madeireiro, nas classes menores, as árvores são mais flexíveis e, portanto, podem ser danificadas ou quebradas com maior facilidade pelas árvores que são extraídas no manejo madeireiro (WU et al., 2017; FERNANDES et al., 2019).

Haugaasen et al. (2003) discutiram que a mortalidade de árvores não é um fenômeno com ocorrência aleatória em relação às classes de tamanho das árvores, em contrapartida, Wang et al. (2012) indicaram não haver relação entre o tamanho das árvores e a mortalidade, principalmente para árvores grandes. Portanto, ainda não há um consenso cientificamente difundido sobre a relação entre o tamanho de árvores e a mortalidade (DIONÍSIO et al., 2017).

Após o fogo foi observado um aumento da mortalidade em todas as classes de diâmetro na FM e na FSM, com aumento consideravelmente elevado na classe com as menores tamanhos de árvores (5-20 cm de DAP). O efeito do fogo também reduziu a mortalidade conforme se aumentava as classes diamétricas. Nota-se que em 2017, passado dois anos da ocorrência do fogo, a mortalidade ocorre de forma ainda bastante intensa em todas as classes, com percentual de mortalidade na classe da FM maior que em 2011, em que a floresta encontrava-se em estado de estresse logo após a extração de madeira, demonstrando que a mortalidade pelo o efeito residual do fogo, ou seja, árvores que ficaram danificadas, mas ainda em pé após a passagem do fogo, é alta e, pode persistir por longo período. Bem como também indicado por Haugaasen et al. (2003) que sugeriram esperar que a mortalidade adicional continue após a exposição ao estresse térmico e invasões de doenças decorrentes da passagem do fogo.

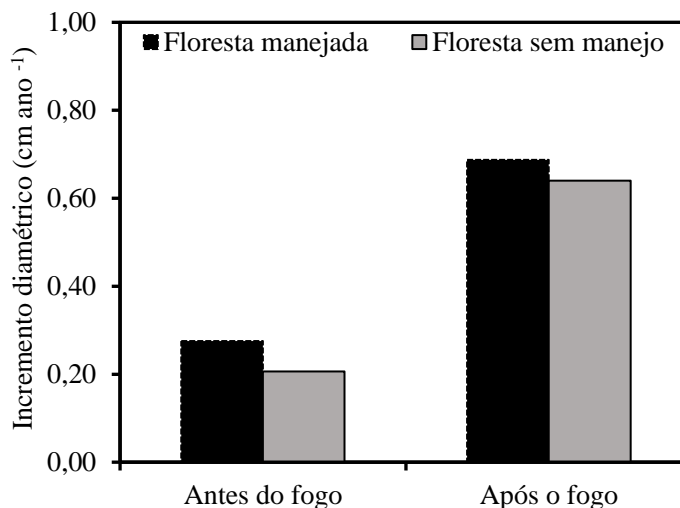
O estudo de Uhl e Kauffman (1990) ao apontar maior mortalidade de árvores pequenas, supostamente relacionaram tal constatação como uma consequência de diferenças na espessura da casca dessas árvores menores, uma vez que a casca menos espessa pode sofrer mais impacto com a ação do fogo e possibilitar maior mortalidade dessas árvores, o contrário também pode ser verdadeiro, considerando que árvores maiores com a casca mais espessa pode apresentar maior capacidade de proteção à camada do câmbio frente ao estresse térmico. Barlow et al. (2003) demonstraram ser consistente tal apontamento ao retratar com um estudo na bacia de Arapiuns na Amazônia central brasileira, que a espessura da casca está intimamente correlacionada com a sobrevivência das árvores. Hul e Kaffman (1990) ressaltaram ainda que a diferenças na ordem de espessuras de cascas podem determinar qual vegetação sobrevive após a ocorrência de um incêndio.

### **5.5. Incremento em diâmetro**

O incremento diamétrico anual antes do fogo na FM e na FSM foi, respectivamente, de 0,28 e 0,21 cm ano<sup>-1</sup>. Após o fogo o incremento na FM e FSM foi, respectivamente, 0,69 e 0,64 cm ano<sup>-1</sup>, denotando que a floresta manejada apresentou maiores incrementos antes e após o fogo, conforme se observa na Figura 16.

Estatisticamente, o resultado do teste t pareado demonstrou diferença significativa no incremento antes e após o fogo para FM e FSM (respectivamente,  $t = 1,02$ ;  $p < 0,01$  e  $t = 2,3$ ;  $p < 0,01$ ) devido ao maior aumento no incremento em diâmetro após o fogo. Esses resultados

indicam que as intervenções contribuíram para o crescimento das árvores, notadamente a ocorrência do fogo, que propiciou os maiores valores.



**Figura 14.** Incremento diamétrico anual para floresta manejada e sem manejo, antes (2015-2011) e após o fogo (2017-2015).

Quanto maior a exposição de copas e das árvores como um todo à luz solar, melhores serão os incrementos (SANTOS et al., 2018). A extração de árvores em áreas de manejo propicia maior exposição de árvores à luminosidade, a qual propicia maiores incrementos em diâmetro (SILVA et al., 1995; OLIVEIRA e BRAZ, 2006). A forte redução de densidade e área basal após o fogo, possivelmente proporcionaram maiores entradas de luz na floresta, o que contribuiu para tamanho aumento de incremento após o fogo em FM e FSM.

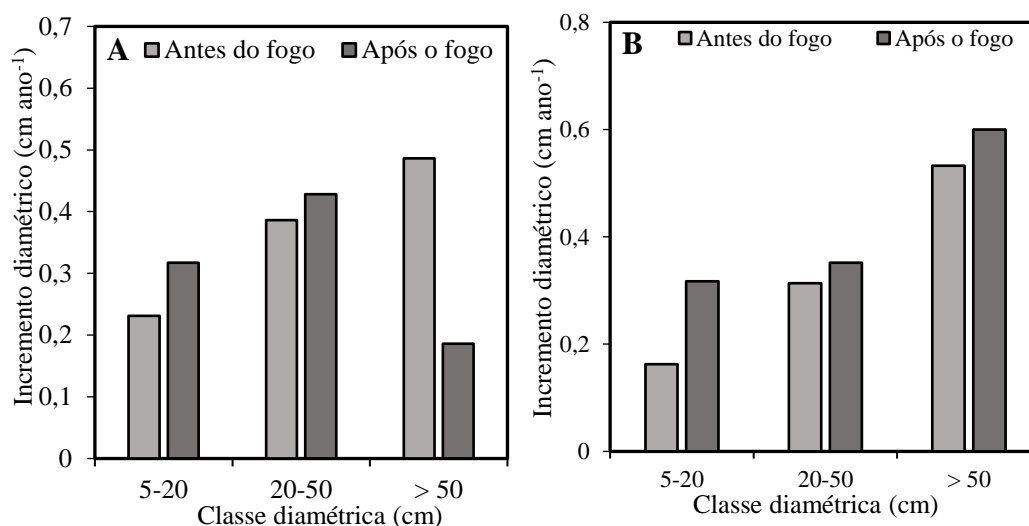
Blanc et al. (2009) relataram valores de incremento semelhantes ao desse estudo no período antes do fogo, os autores estudaram uma área de floresta manejada e sem manejo no estado do Amazonas, correspondendo a 0,29 cm ano<sup>-1</sup> para área de manejo, e 0,16 cm ano<sup>-1</sup> na floresta sem manejo, sem o efeito do fogo.

### 5.5.1. Incremento por classes diamétricas

O incremento diamétrico por classes de DAP foi analisado para FM e FSM (FIGURA 17). Observou-se que em geral, conforme aumenta a classe diamétrica o incremento também aumenta tanto na FM quanto na FSM, no período antes do fogo e após o fogo. O incremento diamétrico após o fogo foi maior para a maioria das classes nas duas áreas, havendo exceção

na FM na classe que abrange as árvores maiores que 50 cm de DAP, que apresentou um baixo incremento em relação as demais.

Nota-se que as árvores consideradas do estrato de regeneração (5-20 cm de DAP), apresentaram maior crescimento após o fogo em relação ao incremento que apresentava antes do fogo. Os maiores incrementos de árvores após o fogo são resultados da maior abertura do dossel, que lhes proporcionou maior entrada de luz, especialmente para as árvores de menores diâmetros que geralmente recebem pouca luz e após boa exposição a luminosidade conseguem atingir maiores crescimento (COSTA et al., 2008; CUNHA e FINGER, 2013; SANTOS et al., 2018).



**Figura 15.** Incremento diamétrico anual antes e após o fogo em classes diamétricas para floresta manejada (A) e floresta sem manejo (B).

Isso pode ter ocorrido pela maior abertura no dossel causada por intervenções na floresta, proporcionando alterações ambientais e conseqüentemente estimula o processo de reconstrução florestal, fazendo com que as espécies acelerem as taxas de crescimento com o objetivo de se estabelecerem nos estratos superiores (AGUIAR, 2018). Além de maior entrada de luz, as reduções na densidade de árvores e área basal, por meio das intervenções, diminuem a competição entre as árvores remanescentes, que antes competiam fortemente por nutrientes e luminosidade entre elas e com as árvores que morreram (CUNHA e FINGER, 2013).

Os resultados da presente pesquisa indicam que a exposição à maior luminosidade e redução na competição, estimula o crescimento de árvores em todas as classes diamétricas, com

exceção das árvores com  $DAP \geq 50$  cm na FM, o que é considerado um resultado inusitado, e pode ser atribuído ao fato de nessa classe ter havido uma menor amostragem de árvores em relação às demais classes, contudo, fatores relacionados aos distúrbios que a floresta sofreu podem ter contribuído para menor crescimento de alguma árvore de maior tamanho, ou até mesmo incremento negativo, provocando um incremento médio inferior às demais classes.

Conforme relatado por Costa et al. (2008) o crescimento de árvores também pode sofrer redução quando essas sofrem danos leves a severos, que na presente pesquisa foi o caso principalmente das árvores da FM, que sofreram com os impactos da extração madeireira e com o fogo. Esses autores também indicaram que o menor crescimento de árvores pode estar relacionado aos danos causados pela extração madeireira. Nesse contexto, o menor crescimento após o fogo para as árvores com  $DAP \geq 50$  cm na floresta manejada pode estar associado aos danos sofridos por essas, bem como por outros fatores extrínsecos e intrínsecos que afetam o crescimento individual das árvores, resultando em elevadas variações (SILVA, 1989).

Os maiores crescimentos após o fogo devido possivelmente à maior exposição a luz, é um forte argumento para a aplicação de tratamentos silviculturais de abertura de copagem na região, uma vez que a maioria das árvores são totalmente sombreadas, com pequenas porcentagens totalmente expostas a luz solar (OLIVEIRA e BRAZ et al., 2006; COSTA et al., 2008). Este mecanismo poderia estimular o crescimento de espécies alvos de diversos tamanhos.

## **5.6. Dinâmica da composição florística, fitossociológica, mortalidade e ingresso de espécies comerciais**

### **5.6.1. Composição florística e estrutura dendrométrica das espécies comerciais**

Foi computado um total de 23 espécies comerciais na área de floresta manejada e 24 na floresta sem manejo, as quais pertencem a 14 e 15 famílias, respectivamente. Na floresta manejada Fabaceae apresentou o maior número de espécies comerciais (6), seguida de Sapotaceae (4) e Lauraceae (4), enquanto as demais com uma ou duas espécies apenas. Do total, 50% e 35,71% das famílias tinham, respectivamente apenas uma ou duas espécies.



Na floresta sem manejo, Fabaceae também apresentou maior quantidade de espécies (8), seguida de Sapotaceae (3) e Lauraceae (3), sendo que 60% das famílias registraram apenas uma e 13,33% apresentaram duas espécies.

Na Tabela 13 estão apresentados o número de árvores e a área basal a cada ano. Na floresta manejada, no período que antecedeu as atividades de corte do manejo florestal (2010), a área basal das espécies comerciais era equivalente a 6,44 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, já em 2011, após a extração de árvores, a área basal foi de 4,06 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, para uma intensidade de corte de 17,60 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.

**Tabela 13.** Total de árvores (arv. ha<sup>-1</sup>) e área basal das espécies comerciais a cada ano monitorado para floresta manejada e sem manejo

Floresta	Anos	(arv. ha <sup>-1</sup> )	Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )
Manejada	2010	64,516	6,444
	2011	53,333	4,060
	2015	61,935	4,135
	2016	43,011	4,059
	2017	36,559	2,650
Sem manejo	2010	69,153	5,68
	2011	66,441	5,732
	2015	74,576	6,015
	2016	50,169	4,229
	2017	44,746	3,838

Na floresta sem intervenção, a área basal das espécies comerciais era de 5,68 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e no ano de 2011 foi de 5,73 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. A redução em área basal para espécies comerciais um ano após o corte foi estimado em 2,39 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. Após o fogo, 40,97% das árvores de espécies comerciais foram mortas na área de FM e 40% na FSM (TABELA 13).

Oliveira e Braz et al. (2006) obtiveram resultados inferiores à deste estudo em termos de área basal para espécies comerciais em uma floresta ombrófila densa na Amazônia Ocidental, com intensidade de corte de 10 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, para um limite de inclusão de DAP ≥ 5 cm. Esses autores relataram uma área basal de 5,96 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> antes da extração de árvores e após a extração madeireira foi de 4,89 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, com redução em área basal de 1,21 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>.

### 5.6.2. Agrupamento das espécies comerciais por valor de importância e crescimento

O valor de importância de cada espécie comercial de acordo com os resultados do Índice de Valor de Importância (IVI) está listado para os períodos antes (2010 a 2015) e após (2016 a 2017) o fogo, na floresta manejada (TABELA 14) e na floresta sem manejo (TABELA 15), em ordem decrescente de IVI seguidas de seu incremento periódico anual em diâmetro (IPAD).

Na floresta manejada (TABELA 14) o valor de importância das espécies comerciais dentro da comunidade apresentou mudanças ao comparar o período anterior e pós fogo. *E. parviflora* com maior IVI antes do fogo tem aumento após o fogo, assim como *P. bilocularis*, *A. grandiflora*, *M. itauba*, *L.s jarana* e *Z. racemosa*. Já *Nectandra* sp., *M. huberi*, *V. melinonii*, *S. laurifolia*, *A. burchellii*, *P. oppositifolia* e *H. parviflora* sofrem redução no seu valor de importância.

O crescimento em diâmetro também passa por mudanças após a ação do fogo na floresta. Um total de 40% das espécies comerciais teve redução no seu crescimento diamétrico, outras espécies tiveram aumentos consideráveis no ganho de incremento em diâmetro, foi o caso de *A. gracilis*, *Nectandra* sp., *L. jarana* e *H. parviflora*.

Na floresta sem manejo também há mudanças na composição de espécies antes e após o fogo, com mudanças no valor de importância e no crescimento (TABELA 15). Em 50% das espécies comerciais que estavam presentes no período de 2016 a 2017 houve aumento em seu IVI, com destaque para as espécies *Buchenavia capitata*, *Eschweilera parviflora*, *Pouteria bilocularis*, *Handroanthus serratifolius*, *Heisteria duckei* e *Goupia glabra* que obtiveram um considerável aumento em IVI.

O percentual restante de 50% coube as espécies que tiveram redução em seu IVI, dentre as quais destacam-se *Nectandra* sp., *Virola melinonii* e *Aniba burchellii*. A primeira apresentava o maior IVI antes do fogo e após o fogo reduziu drasticamente.

É possível perceber na Tabela 15 que algumas espécies que estavam presentes antes do fogo, não são registradas após o fogo, tais como: *Handroanthus impetiginosus* (Ipê roxo), *Eperua schomburgkiana* (Muirapiranga), *Parkia multijuga* (Fava-arara-tucupi), *Astronium gracilis* (Muiracatiara), *Manilkara bidentata* (Maparajuba).

**Tabela 14.** Índice de valor de importância (IVI) e Incremento periódico anual diamétrico (IPAD) das espécies comerciais presentes nos períodos antes (2010-2015) e após (2016-2017) o fogo na floresta manejada, na Amazônia Oriental

Nome científico	Nome vernacular	Antes do fogo		Após o fogo	
		IVI	IPAD (cm ano <sup>-1</sup> )	IVI	IPAD (cm ano <sup>-1</sup> )
<i>E. parviflora</i>	Tauari	18,47	0,30	25,48	0,27
<i>Nectandra</i> sp.	Louro-preto	16,15	0,35	10,08	0,52
<i>M. huberi</i>	Maçaranduba	11,31	0,49	11,08	0,00
<i>V. melinonii</i>	Virola	11,07	0,29	7,54	0,76
<i>S. laurifolia</i>	Gombeira	5,76	0,66	4,12	0,22
<i>P. bilocularis</i>	Goiabão	4,83	0,11	6,48	0,32
<i>A. grandiflora</i>	Melancieira	4,43	0,41	5,06	0,00
<i>M. itauba</i>	Itaúba	4,23	0,23	5,89	0,15
<i>A. gracilis</i>	Muiracatiara	3,28	0,20	3,63	1,00
<i>L. jarana</i>	Jarana	3,14	0,12	5,12	0,89
<i>Z. racemosa</i>	Angelim-rajado	2,80	0,26	4,61	0,13
<i>A. burchellii</i>	Louro-rosa	2,41	-0,10	1,83	0,00
<i>P. oppositifolia</i>	Guajará bolacha	2,34	2,04	0,84	0,95
<i>P. olacoides</i>	Muirapuama	2,05	0,15	2,76	0,27
<i>S. Rubra</i>	Louro-vermelho	1,68	0,50	0,96	0,00
<i>H. parviflora</i>	Jutaí-mirim	1,30	0,20	0,90	1,05
<i>H. serratifolius</i>	Ipê-amarelo	0,76	0,18	-	-
<i>B. acutifolium</i>	Mururé	0,74	0,39	1,03	0,38
<i>T. glaziovii</i>	Breu-amescla	0,66	0,34	-	-
<i>B. guianensis</i>	Tatajuba	0,66	0,01	0,87	0,00
<i>G. glabra</i>	Cupiúba	0,66	0,31	0,87	0,16
<i>T. panamensis</i>	Quaruba-cedro	0,64	0,45	-	-
<i>D. purpurea</i>	Sucupira-amarela	0,64	0,29	0,85	0,64

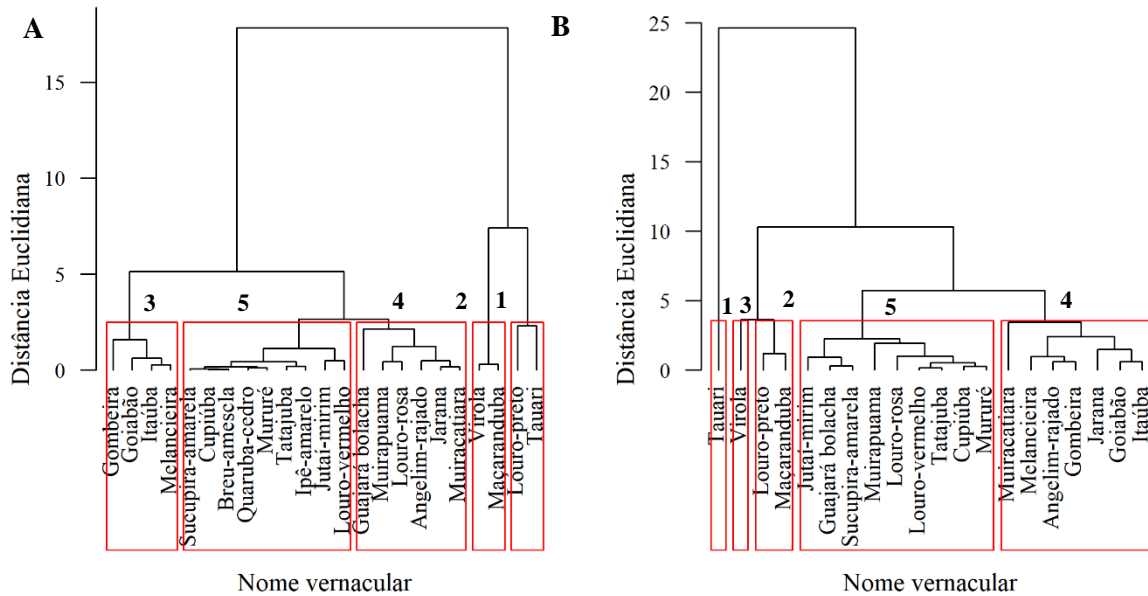
Na floresta sem manejo o crescimento diamétrico por espécie também passou por mudanças após o fogo, um total de 58,33% das espécies teve redução no crescimento e 41,67% apresentaram aumento no crescimento em diâmetro. *Eschweilera parviflora* (Tauari) teve acréscimo de 0,41 cm ano<sup>-1</sup>, 84,43% a mais que no período antes do fogo e *Cedrela odorata* (Cedro) demonstrou decréscimo de 54,54% após o fogo.

**Tabela 15.** Índice de valor de importância (IVI) e Incremento periódico anual diamétrico (IPAD) das espécies comerciais na floresta sem manejo, nos períodos antes (2010-2015) e após (2016-2017) o fogo na floresta sem manejo, na Amazônia Oriental

Nome científico	Nome vernacular	Antes do fogo		Após o fogo	
		IVI	IPAD (cm ano <sup>-1</sup> )	IVI	IPAD (cm ano <sup>-1</sup> )
<i>Nectandra sp.</i>	Louro-preto	18,02	0,23	4,22	0,32
<i>B. capitata</i>	Mirindiba	11,81	0,72	17,77	0,63
<i>E. parviflora</i>	Tauari	11,02	0,08	15,41	0,48
<i>V. melinonii</i>	Virola	7,68	0,20	6,20	0,52
<i>H. impetiginosus</i>	Ipê-roxo	6,45	0,38	-	-
<i>Z. racemosa</i>	Angelim-rajado	5,36	0,19	5,41	0,33
<i>P. bilocularis</i>	Goiabão	5,32	0,25	10,45	0,38
<i>H. serratifolius</i>	Ipê-amarelo	3,77	0,17	5,74	0,15
<i>A. burchellii</i>	Louro-rosa	3,66	0,56	1,15	0,41
<i>S. laurifolia.</i>	Gombeira	3,50	0,15	1,33	0,19
<i>E. schomburgkiana</i>	Muirapiranga	3,16	0,57	-	-
<i>H. duckei</i>	Itaúba-amarela	2,77	0,07	3,56	0,66
<i>L. jarana</i>	Jarana	2,37	0,04	2,36	0,18
<i>P. multijuga</i>	Fava-arara-tucupí	2,14	0,46	-	-
<i>G. glabra</i>	Cupiúba	1,88	0,45	3,38	1,02
<i>C. odorata</i>	Cedro-vermelho	1,81	1,40	2,01	0,64
<i>A. gracilis</i>	Muiracatiara	1,64	0,08	-	-
<i>M. lindaviana</i>	itaúba abacate	1,57	0,27	2,41	1,26
<i>T. glaziovii</i>	Breu-amescla	1,52	0,14	2,84	0,16
<i>D. odorata</i>	Cumarú	1,42	0,51	2,73	0,22
<i>H. courbaril</i>	Jatobá	0,85	0,12	1,29	0,16
<i>P. oppositifolia</i>	Guajará bolacha	0,76	0,31	1,15	0,35
<i>M. bidentata.</i>	Maparajuba	0,76	0,39	-	-
<i>T. panamensis</i>	Quaruba-cedro	0,76	-0,03	1,15	0,29

De acordo com a análise de estratificação multivariada para as espécies comerciais, a qual considerou o IVI e o crescimento em diâmetro das espécies, foram formados cinco grupos nas áreas FM e FSM, considerando o grau de proximidade do IVI e crescimento diamétrico entre as espécies, nos períodos antes e após o fogo. A análise discriminante entre os cinco grupos, mostrou que 100% das espécies foram corretamente classificadas em cada grupo, para FM e FSM.

As mudanças ocorridas no IVI e crescimento das espécies antes e após o fogo refletiu no agrupamento das espécies nestes dois períodos, assim, as mudanças destas variáveis influenciou nos agrupamentos antes (FIGURA 18 A) e após o fogo (FIGURA 18 B). A numeração dos grupos indica em ordem decrescente o agrupamento das espécies de maior representatividade e crescimento da comunidade florestal.

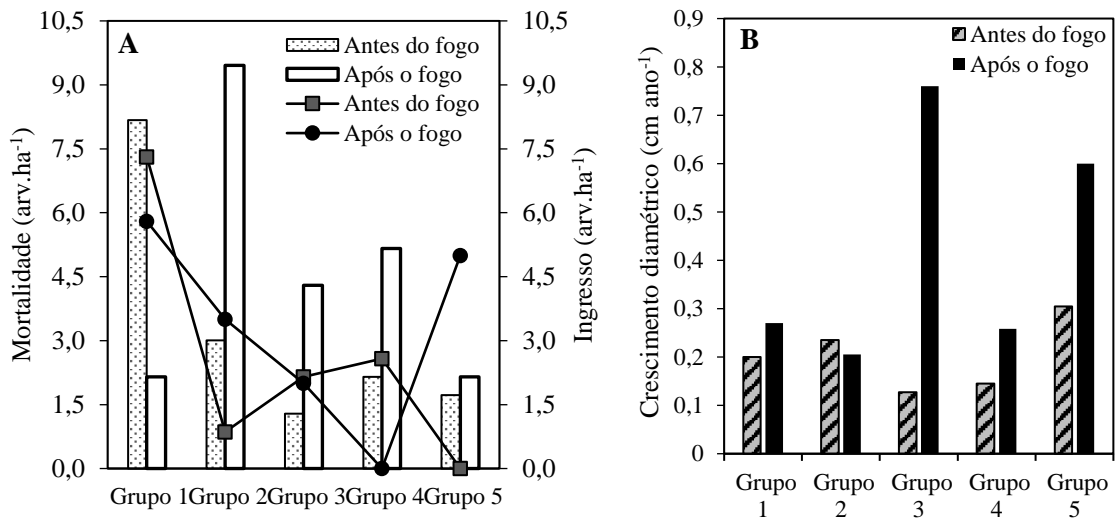


**Figura 16.** Agrupamento das espécies comerciais na floresta manejada antes (A) e após o fogo (B).

Evidenciam-se mudanças na presença das espécies nos grupos de um período para outro. A espécie cujo nome vernacular Louro preto migrou do grupo 1 para o grupo 2, virola saiu do grupo 2 para o 3. As espécies do grupo 3 ficaram pertencendo ao grupo 4 e as espécies do grupo 5 em sua maioria permaneceram em seu agrupamento. Na FM, o número de árvores (arv. ha<sup>-1</sup>) e área basal dos grupos 1, 2, 3, 4 e 5, em relação ao total de árvores de 2015 antes do fogo, foram equivalentes, respectivamente, a 35,78% e 32,85%; 20,18% e 26,95%; 15,60% e 25,95%; 18,35% e 11,61%; 10,09% e 2,64%. Após o fogo, em 2017, corresponderam respectivamente, a 21,28% e 13,01%; 21,28% e 27,46%; 22,34% e 28,82%; 19,15% e 18,77%; 15,96% e 11,93% (FIGURA 17 A).

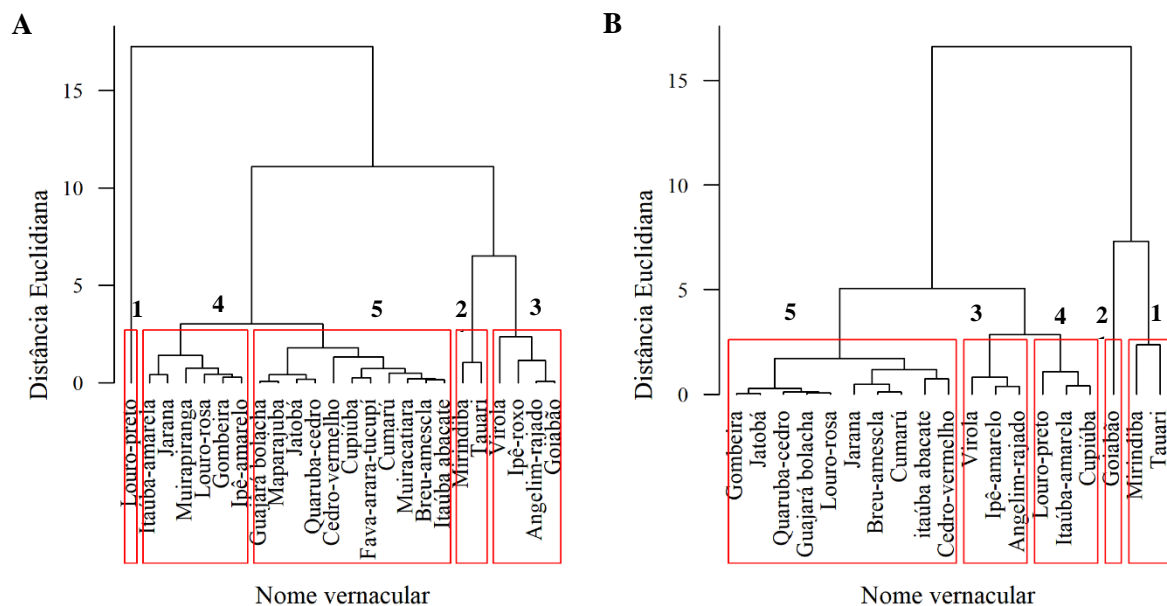
Maiores valores de mortalidade e ingresso antes do fogo ficaram por conta do grupo 1, o qual possui maior representatividade na FM. Após o fogo o grupo 2 apresentou maior

mortalidade de indivíduos, sendo esse o segundo grupo de maior representatividade na comunidade. Os maiores ingressos de espécies comerciais após o fogo pertenceram ao grupo 1 e 5. O grupo 5 tem a menor representatividade em termos de número de árvores e área basal, no entanto, abrange espécies demandantes de luz e pioneira (*Trattinnickia glaziovii*, *Tetragastris panamensis*, *Bagassa guianensis*), que após distúrbios na floresta tendem a ser favorecidas quanto ao ingresso e crescimento (FIGURA 17 A).



**Figura 17.** Mortalidade representadas por barras (Eixo esquerdo) (A), ingresso representado por linhas (Eixo direito) (A) e crescimento diamétrico (B), para os grupos de espécies comerciais formados pela análise de agrupamento multivariada na floresta manejada.

Em maior parte dos grupos na FM, o crescimento foi maior após o fogo, com exceção do grupo 2. Espécies do grupo 5 tiveram efetivo crescimento após o fogo (FIGURA 17 B). Na floresta sem manejo também houve mudanças no agrupamento das espécies antes e após o fogo, devido alterações em seus IVI, crescimento diamétrico anual e ausência de cinco espécies após o fogo. A espécie cujo nome vernacular Louro preto com maior importância antes do fogo (FIGURA 18 A), pertencente ao grupo 1, mudou-se para o grupo 4 após o fogo, diminuindo consideravelmente sua importância. Espécies presentes no grupo 2 antes do fogo foram inseridas ao grupo 1 após o fogo, já espécies de menor importância, assim como na floresta manejada, não sofreram grandes alterações, permanecendo em maioria no mesmo grupo (FIGURA 18 B).

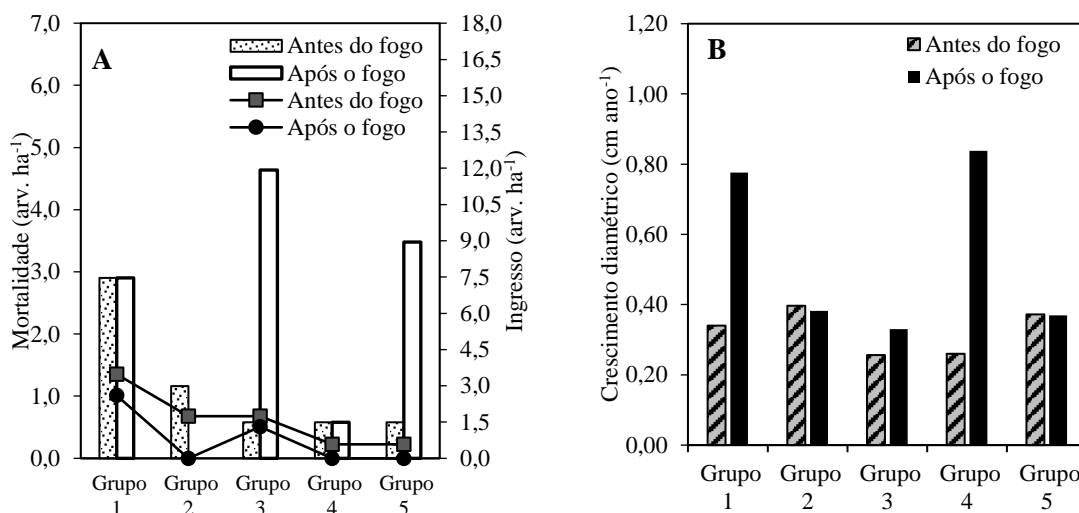


**Figura 18.** Agrupamento das espécies comerciais na floresta sem manejo antes (A) e após o fogo (B).

Na FSM, o total de árvores e área basal dos grupos 1, 2, 3, 4 e 5, antes do fogo (2015), foi equivalente, respectivamente, a 21,28% e 13,01%; 21,28% e 27,46%; 23,34% e 28,82%; 19,15% e 18,77%; 15,96% e 11,93%. Já após fogo (2017), esses grupos representaram, respectivamente, 32,69% e 49,55%; 11,54% e 12,60%; 23,08% e 13,45%; 7,69% e 6,16%; 25% e 18,24% de número de árvores e área basal (FIGURA 19 A).

A maior mortalidade e ingresso antes do fogo na FSM, também foi do grupo 1, o qual possuía maior representatividade antes do fogo. Os demais grupos tiveram mortalidade e ingresso semelhantes no período antes do fogo. Após o fogo os grupos 1, 3 e 5 que sofreram com mortalidade de indivíduos tiveram ingresso praticamente inexistente.

O crescimento também foi maior após o fogo para maioria dos grupos na FSM, sendo mais efetivo nos grupos 1 e 4. Nota-se que o grupo 1, com maior representatividade, teve melhor resposta após o fogo com relação a seu ingresso e crescimento (FIGURA 19 B).



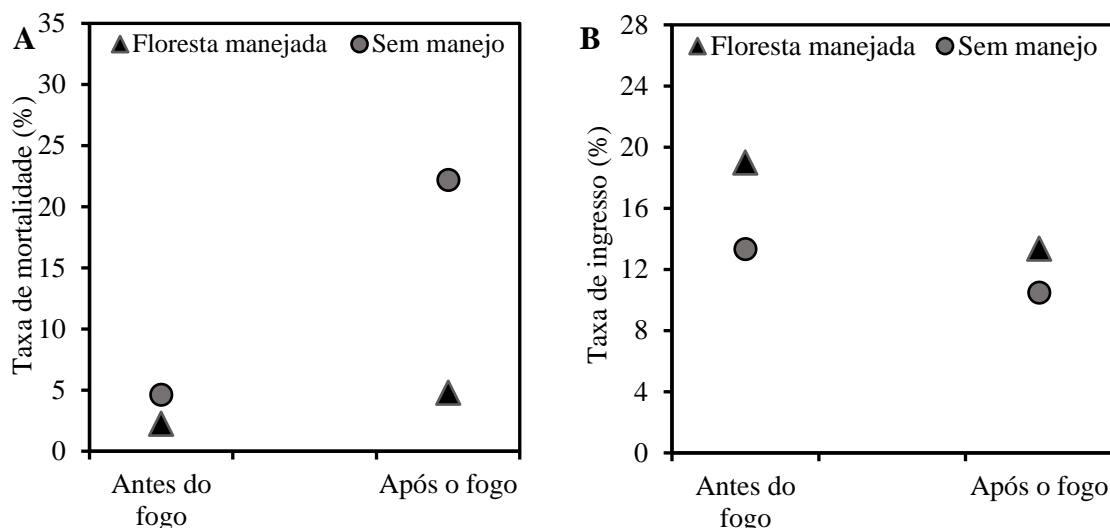
**Figura 19.** Mortalidade representadas por barras (Eixo esquerdo) (A), ingresso representado por linhas (Eixo direito) (A) e crescimento diamétrico (B), para os grupos de espécies comerciais formados pela análise de agrupamento multivariada na floresta sem manejo.

As espécies comerciais com maior representatividade conseguiram responder ao estresse gerado pelo fogo mais rapidamente, com maior quantidade de ingressantes, especialmente na FM. O grupo 5 da FM, apesar de suas espécies terem menor representatividade na comunidade, são menos sensíveis ao fogo, conseguindo um efetivo ingresso e crescimento após a ocorrência do incêndio. Na FSM os grupos tenderam a ser mais afetados pelo incêndio quando comparados a FM, devido terem o menor ingresso em resposta ao estresse causado pelo fogo.

### 5.6.3. Taxas de mortalidade e ingresso das espécies comerciais

As taxas de mortalidade das espécies comerciais na FM antes e após o fogo foram, respectivamente, 2,24% e 4,78%. Para a FSM as taxas de mortalidade antes e após o fogo, corresponderam respectivamente, a 4,62% e 22,20%. Na FM a taxa de mortalidade foi mais elevada que na FSM, tanto antes como após o fogo, com maior expressividade na diferença entre elas no período após o fogo (FIGURA 20).





**Figura 20.** Taxas de mortalidade (A) e recrutamento (B) das espécies comerciais entre floresta manejada e sem manejo.

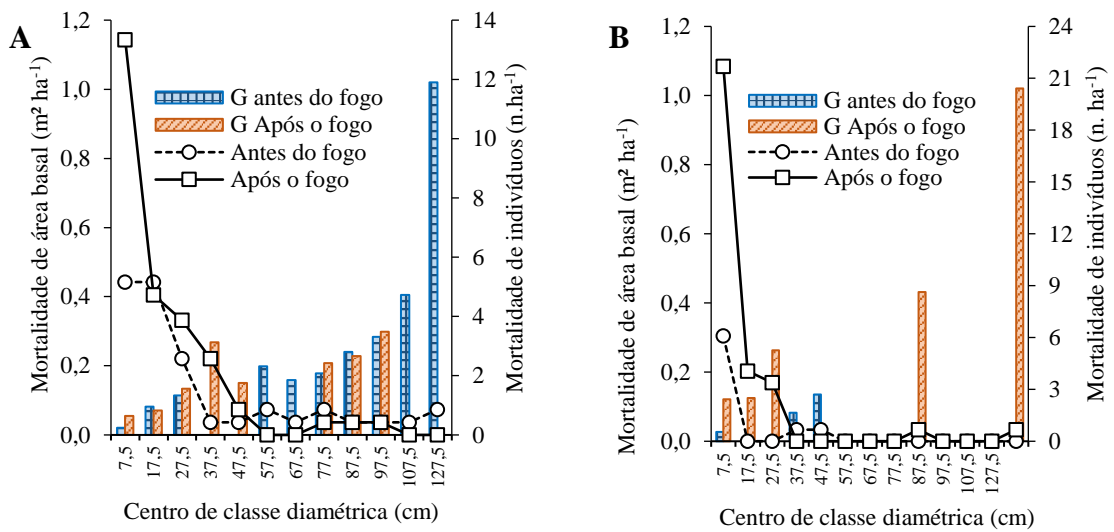
As taxas de ingressos das espécies comerciais na FM antes do fogo corresponderam a 18,62% e após o fogo foi equivalente a 13,13%. Na FSM o ingresso antes do fogo foi de 13,22% e após o fogo correspondeu a 9,56%. Notam-se maiores ingresso de espécies comerciais na FM, contudo, o ingresso é reduzido após o fogo tanto na FM quanto na FSM.

Com a aplicação da análise estatística para a mortalidade e o ingresso, verificou-se aumento significativo na mortalidade após o fogo na FM (ANOVA GLM,  $F= 9,93$ ;  $p = 0,02$ ), já na FSM não houve mudança significativa (ANOVA GLM,  $F = 1,35$ ;  $p= 0,25$ ). No recrutamento não houve efeito significativo do fogo na FM (ANOVA GLM,  $F= 1,42$ ;  $p = 0,22$ ), assim como não foi constatado na FSM (ANOVA GLM,  $F= 0,30$ ;  $p = 0,59$ ).

#### 5.6.4. Mortalidade de árvores e área basal das espécies comerciais por classes diamétricas

Quando avaliado as perdas de indivíduos e área basal de espécies comerciais considerando seu tamanho em diâmetro, foi verificado que as árvores de menores diâmetros ( $5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 15 \text{ cm}$ ) apresentam maior perda no número de árvores por hectare nas duas áreas. Na floresta manejada, na maior parte das classes diamétricas há maior perda de árvores após o incêndio florestal, o qual impactou mais severamente as árvores pertencentes aos centros de classes 7,5 a 37,5 cm, abrangendo as árvores com DAP de 5 a 45 cm (FIGURA 21 A).

Houve mortalidade em todas as classes diamétricas na floresta manejada, diferentemente da floresta sem manejo, que antes do incêndio teve perda de árvores nas classes 7,5; 37,5 e 47,5 cm e após o incêndio florestal houve perdas para as classes 7,5; 37,5; 47,5; 87,5 e 127,5 cm. A mortalidade de árvores com diâmetro entre 5 a 15 cm foi semelhante nas duas áreas. Nota-se que as árvores com diâmetro acima de 50 cm sofreram com o efeito do manejo, apresentando perdas apenas na floresta manejada. Após o incêndio houve perda de árvores com diâmetro acima de 100 cm na floresta sem manejo, o que resultou na classe diamétrica com maior perda de área basal (FIGURA 21B).



**Figura 21.** Perda de área basal das espécies comerciais por classes diamétricas (barras), nos períodos antes e após o fogo (eixo Y à esquerda) e perda de árvores por hectare (linhas) nas classes diamétricas (eixo Y à direita), em floresta manejada (A) e sem manejo (B).

Na floresta manejada as perdas de árvores por classes diamétricas foram distribuídas em todas as classes, considerando os períodos antes e após o incêndio. Na área sem manejo não houve essa uniformidade, apresentando classes que não perderam árvores. A perda do número de árvores apresentou tendência à curva exponencial negativa, tanto no período que antecedeu e posterior ao fogo.

Em geral, as espécies comerciais na floresta manejada tiveram respostas mais positivas com relação ao seu ingresso e crescimento diamétrico, em comparação a floresta sem manejo. Espécies mais predominantes ou de maior representatividade (aquelas que foram inseridas no

grupo 1) na FM e na FSM, foram mais afetadas após o fogo, mas também conseguiram responder com maior ingresso e crescimento.

O grupo 5 formado por espécies de menor representatividade da comunidade, tiveram presença de espécies demandantes de luz e pioneiras, fato que pode estar relacionado ao seu ingresso e crescimento após o fogo na FM, o qual foi semelhante ao do grupo 1 de espécies de maior predominância que comumente têm maior ingresso.

Antes do fogo, a floresta manejada já possuía maior entrada de luz devido a abertura de clareiras deixadas pela extração madeireira, podendo essa ser a razão para melhores taxas de ingresso das espécies comerciais na floresta manejada. Essa suposição é apoiada em estudos que já ressaltaram a importância da abertura do dossel para maior entrada de luz, contribuindo para o ingresso de novos indivíduos devido a promoção de seu crescimento (ÁVILA et al., 2018; DIONÍSIO et al., 2017).

O crescimento diamétrico mais elevado após o fogo pode evidenciar o efeito da maior disponibilidade de luz no crescimento das árvores. Sabendo-se que nas áreas manejadas o crescimento de espécies comerciais é um fator preocupante quanto a recuperação dos estoques para as colheitas futuras, a indicação de melhor crescimento dessas espécies após intervenções e consequente abertura no dossel da floresta, deve ser considerada essencial para a promoção de técnicas sustentáveis que promovam a melhor recuperação de espécies comerciais em áreas sob efeito do manejo.

Apesar do curto período de avaliação, a redução na taxa de recrutamento de espécies comerciais pós incêndio, é um fator que deve despertar preocupação e sugere-se novas remediações para o monitoramento e acompanhamento na recuperação de espécies que fazem parte dos estoques colhíveis para o próximo ciclo de manejo. Poucas são as informações de recuperação de espécies comerciais em áreas manejadas e que possivelmente passarão por um novo ciclo de extração de madeira.

Ávila et al. (2018) contribuíram com um estudo de alto impacto e demonstrou que forte intensidades de desbastes não possibilitam a recuperação de espécies comerciais para um novo ciclo de corte na Amazônia, que atualmente é de 25 a 35 anos para uma intensidade de corte de  $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de árvores com  $\text{DAP} \geq 50 \text{ cm}$  (Ministério do Meio Ambiente, 2006). Devido uma redução maior que 40% na densidade de árvores após o fogo, investigações de recuperação da floresta e de espécies comerciais são essenciais para a sustentabilidade do manejo na Amazônia.

## 6. CONCLUSÕES

Os distúrbios causados pelo manejo e pelo fogo causaram mudanças na composição florística e fitossociológica na floresta manejada, bem como na floresta sem manejo o fogo causou alterações em sua florística e fitossociologia em dois anos após sua ocorrência.

O ingresso de árvores após o manejo florestal possibilitou aumento da diversidade de espécies. O fogo não causou redução na diversidade de espécies.

Mudanças nos tamanhos populacionais de espécies pioneiras e não pioneiras após os distúrbios do manejo madeireiro e do fogo, ocasionaram ligeira mudança na similaridade de espécies na floresta manejada, dois anos após o fogo.

O fogo reduziu significativamente o número de árvores e a área basal da floresta em dois anos após sua ocorrência e intensificou a dinâmica de mortalidade e ingresso. Contudo, a floresta manejada apresentou saldo positivo entre mortalidade e recrutamento após o fogo, fato que pode estar relacionado à intervenção do manejo, o qual proporciona a colonização de espécies pioneiras que apresentam rápido crescimento e podem aumentar sua densidade mais facilmente após distúrbios subsequentes.

O incremento diamétrico foi favorecido após o fogo, aumentando significativamente, tanto na floresta manejada, quanto na floresta sem manejo, indicando que as árvores respondem rapidamente a oportunidades para se estabelecerem mais fortemente na comunidade.

Em geral, as espécies comerciais na floresta manejada apresentaram respostas mais positivas com relação ao seu ingresso e crescimento diamétrico, em comparação a floresta sem manejo, tanto antes quanto após o fogo.

O ingresso de espécies comerciais demandantes de luz após o fogo possibilita a indicação de que essas espécies podem exercer um importante papel na recuperação dos estoques comerciais após distúrbios, especialmente em áreas de floresta manejada.

Avaliações subsequentes são necessárias para entendermos os mecanismos de recuperação da floresta manejada queimada e a possibilidade de novos ciclos de cortes.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, D. R. **Dinâmica e potencial de créditos de carbono na floresta manejada da FLONA do Tapajós, estado do Pará** 2018. 166 f. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2018.
- ALMEIDA, L. S. de; GAMA, J. R. V.; OLIVEIRA, F. de A.; CARVALHO, J. O. 2008. P. de; GONÇALVES, D. C. M; ARAÚJO, G. C. Fitossociologia e uso múltiplo de espécies arbóreas em floresta manejada, Comunidade Santo Antônio, município de Santarém, Estado do Pará. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, p. 185-194, 2012.
- ALDER, D.; SYNNOTT, T. J. **Permanent sample plots techniques for mixed tropical forests**. Oxford. Oxford Forestry Institute. (Tropical Forestry Paper 25). 1992. 124 p.
- ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONÇALVES, J. L. M., Sparovek, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- AMARAL, P. H. C.; VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P. G.; VIDAL, E. J. S. **Floresta para sempre: um manual para produção de madeira na Amazônia**. Belém: Imazon, 1998. 137 p.
- 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**, v. 91, n. 2, 2019.
- ANDRADE, D. F. C.; GAMA, J. R. V.; MELO, L. O.; RUSCHEL, A. R. Inventário florestal de grandes áreas na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 5, n. 1, p. 109-115, 2015.
- ANGELO, H.; SILVA, J. C., ALMEIDA, A. N., POMPERMAYER, R. S. Análise estratégica do manejo florestal na Amazônia brasileira. **Floresta**, v. 44, n. 3, p. 341 - 348, 2014.
- ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI Y.; BARBIER N.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y.; ANDERSON, L.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Trends in Ecology in Evotion**, v. 20, n. 7, p. 387-394, 2008.

- AVILA, A. L.; RUSCHEL, A. R.; CARVALHO, J. O. P.; MAZZEI, L.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. C.; ARAUJO, M. M.; DORMANN, C. F.; BAUHUS, J. Medium-term dynamics of tree species composition in response to silvicultural intervention intensities in a tropical rain forest. **Biology and 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.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144-147, 2016.
- BARLOW, J., LAGAN, B. O.; PERES, C. A. Morphological correlates of tree mortality induced by surface fires in a central Amazonian forest. **Journal Tropical Ecology**, v. 19, p. 291–299, 2003.
- BARLOW, J.; PERES C. A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 363, p. 1787–1794, 2008.
- BARLOW, J.; PERES, C. A. Ecological responses to El Niño-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 359, p. 367-380, 2004.
- BETTS, R. A.; MALHI, Y.; ROBERTS, J. T. The future of the Amazon: new perspectives from climate, ecosystem and social sciences. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 363, n. 1498, p. 1729-1735, 2016.
- BLANC, L.; ECHARD, M.; HERAULT, B.; BONAL, D.; MARCON, E.; CHAVE, J.; BARALOTO, C. Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. **Ecological Applications**, v. 19, n. 6, p. 1397-1404, 2009.
- BLADON, K. D.; LIEFFERS, V.; SILINS, J. U.; LANDHÄUSSER, S. M.; BLENIS, P. V. Elevated mortality of residual trees following structural retention harvesting in boreal mixedwoods **Forest. Chronicle**, v. 84, p. 70-75, 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução 406**, de 02 fevereiro de 2009. Estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável-PMFS com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. Publicada no Diário Oficial de União, nº 26, de 06/02/2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Instrução Normativa 05**, de 11 de dezembro de 2006. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável-PMFS nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/>.

BRIENEN, R. J. W.; ZUIDEMA, P.A. Lifetime growth patterns and ages of Bolivian rain forest trees obtained by tree ring analysis. **Journal Ecology**, v. 94, p. 481-493, 2006.

BOND, W. J. KEELEY, J. E. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends Ecol. Evol.**, v. 20, p. 387-394, 2005.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. New York: W.M.C. Brown, 194 p., 1977.

BRUENIG, E. The tropical rainforest as ecosystem. **Plant Research and Development**, Denver, n.24, p.15-30, 1986.

BUSCHBACHER, R. J. Natural forest management in the humid tropics: ecological, social, and economic considerations, **Ambio**, v. 19, n. 5, p. 253-258, 1990.

CAMPBELL, D. G.; DALY, D. C.; PRANCE, G. T.; MACIEL, U. N. Quantitative ecological inventory of terra firma várzea tropical forest on the Rio Xingu, Brazilian Amazon. **Brittonia**, v. 38, n. 4, p. 369-393, 1986.

CARREÑO-ROCABADO, G.; PEÑA-CLAROS, M.; BONGERS, F.; ALARCÓN, A.; LICONA, J.; POORTER, L. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. **Journal Ecology**, v. 100, p. 1453-1463, 2012.

CARVALHO, J. O. P. **Structure and dynamics of a logged over Brazilian Amazonian rainforest**. 1992. 215 f. Thesis (PhD) – University of Oxford, Oxford, 1992.

- CARVALHO, J. O. P. de. **Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal**. In: SIMPÓSIO SILVICULTURA NA AMAZÔNIA ORIENTAL: Contribuições do Projeto EMBRAPA, 1999, Belém, Anais... Belém: EMBRAPA, p. 174-179, 1999.
- CASTELLANI, T. T.; STUBBLEBINE, W. H. Sucessão secundária inicial em uma mata tropical, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 16, n. 2, p. 181-203, abr. 1993.
- COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests, **Nature**, v. 421, p. 913-919, 2003.
- 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, p. 2–16, 1999.
- CONDÉ, T. M.; TONINI, H. Fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Densa na Amazônia Setentrional, Roraima, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 43, p. 247-259, 2013.
- CORREIA, G. G.S.; MARTINS, S. V. Banco de Sementes do Solo de Floresta Restaurada, Reserva Natural Vale, ES. **Floresta e Ambiente**; v. 22, n. 1, p. 79-87, 2015.
- COSTA, D. H. M.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. Crescimento de árvores numa área de terra firme na floresta nacional do tapajós após a colheita de madeira. **Revista Ciência Agrária**, v. 50, p. 63-76, 2008.
- CUNHA, T. A., FINGER, C. A. G. Competição assimétrica e o incremento diamétrico de árvores individuais de *Cedrela odorata* L. na Amazônia ocidental. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 1, p. 9-18, 2013.
- DENSLOW, J. S. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecology Applied**, v. 5, p. 962-968, 1995.
- DIONISIO, L. F. S.; SCHWART, G.; LOPES, J. C.; OLIVEIRA, F. 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.
- DYKSTRA, D.; HEINRICH, R. **Model Code of Forest Harvesting Practice**, FAO, 1996. 85 p.



- DIONISIO, L. F. S.; SCHWARTZ, G.; MAZZEI, L.; LOPES, C.; SANTOS, G. G. A. OLIVEIRA, F. A. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1-7, 2017.
- FELFILI, J. M.; SILVA JUNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; MACHADO, J. W. B.; WALTER, B. M. T.; SILVA, P. E. N.; HAY, J. D. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na chapada Pratinha, DF – Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 6, n. 2, 1992.
- FISHER, R. A.; CORBET, A. S.; WILLIAMS, C. B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, v. 12, n. 1, p. 42-58, 1943.
- FRANCEZ, L. M. B.; CARVALHO, J. O. P.; JARDIM, F. C.S. Mudanças ocorridas na composição florística em decorrência da exploração florestal em uma área de floresta de Terra firme na região de Paragominas, PA. **Acta Amazônica**, v. 37, n. 2, p. 219 – 228, 2007.
- FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 4, p. 520-540, 2012.
- GONÇALVES, F. G., SANTOS, J. R. Composição florística e estrutura de uma unidade de manejo florestal sustentável na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. **Acta Amazônica**, v. 38, n. 2, p. 229-244, 2008.
- GRAY, A. N.; SPIES, T. A.; PABST, R. J. Canopy gaps affect long-term patterns of tree growth and mortality in mature and old-growth forests in the Pacific Northwest. **Forest Ecology and Management**, v. 281, n. 1, p. 111-120, 2012.
- HAUGAASEN, T.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Surface wildfires in central Amazonia: short-term impact on forest structure and carbon loss. **Forest Ecology and Management**, v. 179, n. 1–3, p. 321-331, 2003.
- 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.
- HIGUCHI, F. G.; SIQUEIRA, J. D. P.; LIMA, A. J. N.; FIGUEIREDO FILHO, A.; HIGUCHI, N. Influência do tamanho da parcela na precisão da função de distribuição diamétrica de Weibull na floresta primária da Amazônia central. **Floresta**, v. 42, n. 3, 599-606, 2012.

- HOLDSWORTH, A. R.; UHL, C. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction, **Ecological Applications**, v. 7, p. 713-725, 1997.
- HOSOKAWA, R.T.; MOURA, J.B.; CUNHA, U.S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Ed. UFPR, 1998. 162 p.
- HUMPHRIES, S.; HOLMES, T.; ANDRADE, D. F. C.; MCGRATH, D.; DANTAS, J. B. Searching for win-win forest outcomes: Learning-by-doing, financial viability, and income growth for a community-based forest management cooperative in the Brazilian Amazon. **World Development**, v. 125, 2020.
- INSTITUTO FLORESTA TROPICAL. **Manejo Florestal e Exploração de Impacto Reduzido em Florestas Naturais de Produção da Amazônia**. Informativo Técnico do IFT 2. IFT. Belém: IFT, 2012.
- JARDIM, F. C. S. Natural regeneration in tropical forests. **Revista Ciências Agrárias**, v. 58, n. 1, p. 105-113, 2015.
- JARDIM, F. C.S.; QUADROS, L. C. L. Estrutura de uma floresta tropical dez anos após exploração de madeira em Moju, Pará. **Ceres**, v. 63 n. 4, 2016.
- KRUSKAL, J. B. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. **Psychometrika**, v. 29, n. 2, 1964.
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J.; GIRALDO, J. P.; LOVEJOY, T. E.; CONDIT, R.; CHAVE, J.; D'ANGELO, S. Rapid decay of tree community composition in Amazonian forest fragments, **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.**, v. 103, p. 19010-19014, 2006.
- LAMPRECHT, H. **Silviculture in the tropical natural forests**. In: Pancel, L. (Ed.), *Tropical Forestry Handbook*. Springer, Berlin, 1993. p. 727-810.
- LARSON, A. J.; FRANKLIN, J. F. The tree mortality regime in temperate old-growth coniferous forests: the role of physical damage, **Can. J. For. Res.**, v. 40, p. 2091-2103, 2010.
- LEITÃO FILHO, H. F. **Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil**. IPEF, n. 35, p. 41-46, 1987.
- LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira Botânica**, v.28, n.4, p.651-670, 2005.

LOPES, J. C.; WITHMORE, T. C.; BROWN, N. D.; JENNINGS, S. B. Efeito da exploração florestal nas populações de mudas em uma floresta tropical úmida no município de Moju, PA. In *A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do Projeto Embrapa/DFID*. Edited by J.N.M Silva, J.O.P. De Carvalho and J.A.G. Yared. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, pp. 203-226, 2001.

LUO, Y.; CHEN, H. Y. Competition, species interaction and ageing control tree mortality in boreal forests, **Jornal Ecology**, v. 99, p. 1470-1480, 2011.

MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press, 179 p., 1988.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 256 p., 2004.

MAGURRAN, A. E. **Diversidad ecológica y su medición**, Vedral, Barcelona, 200p., 1989.

MCDOWELL, N. G.; ALLEN, C. D. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming **Nat. Clim. Change**, v. 5, p. 669-672, 2015.

MOUILLOT, D.; BELLWOOD, D. R.; BARALOTO, C.; CHAVE, J.; GALZIN, R.; HARMELIN-VIVIEN, M. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. **PLOS Biology**, v. 11, n. 5, 2013.

MUELLER-DOMBOIS D.; ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**, John Wiley, New York, 1974. 547p.

NEBEL, G.; KVIST, L. P.; VANCLAY, J. K.; VIDAURRE, H. Forest dynamics in flood plain forests in the Peruvian Amazon: effects of disturbance and implications for management, **Forest Ecology and Management**, v. 150, n. 1–2, p. 79-92, 2001.

NEVES, R. L. P.; SCHWARTZ, G.; LOPES, J. C. A.; LEAO, F. M. Post-harvesting silvicultural treatments in canopy logging gaps: Medium-term responses of commercial tree species under tending and enrichment planting. **Forest Ecology and Management**, v. 451, p. 1175, 2019.

Norma de Execução IBAMA nº 1 de 24 de abril de 2007. **Institui, as Diretrizes Técnicas para Elaboração dos Planos de Manejo Florestal Sustentável – PMFS**. Publicado no Diário Oficial da União em 30 abril de 2007.

- OGDEN, J.; BASHER, L.; MCGLONE, M. Fire, forest regeneration and links with early human habitation: evidence from New Zealand. **Annals of Botany**, v. 81, n. 6, p. 687-696, 1998.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.
- OLIVEIRA-SILVA, L.; COSTA, D. A.; ESPÍRITO-SANTO FILHO, K.; FERREIRA, H. D.; BRANDÃO, D. Levantamento florístico e fitossociológico em duas áreas de cerrado sensu stricto no parque estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. **Acta botânica brasílica** v.16, n. 1, p. 43-53, 2002.
- OLIVEIRA, L. C.; COUTO, H. T. Z.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. Efeito da exploração de madeira 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. 62-76, 2005.
- OLIVEIRA JUNIOR, R. C., KELLER, M. M., RAMOS, J. F. DA F., BELDINI, T. P., CRILL, P. M., DE CAMARGO, P. B., VAN HAREN, J., Chemical analysis of rainfall and throughfall in the Tapajós National Forest, Belterra, Pará, Brazil. **Ambiente e Água -Journal of Applied Science**, v. 10, p. 263-285, 2015.
- OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L. Florística de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 1, p. 21-34, 2004.
- PEÑA-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.
- PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v. 263, p. 954-958, 1994.
- PINHO, G. S. C., FIEDLER, N. C., GUIMARÃES, P. P., SILVA, G. F., SANTOS, J. Análise de custos e rendimentos de diferentes métodos de corte de cipós para produção de madeira na floresta nacional do Tapajós. **Acta Amazônica**, v 39, n. 3, p. 555 – 560, 2009.

- PINTO, A. C. M.; SOUZA, A. L.; SOUZA, A. P.; MACHADO, C. C.; MINETTE, L. J.; VALE, A. B. Análise de danos de colheita de madeira em floresta tropical úmida sob regime de manejo florestal sustentado na Amazônia ocidental. **Revista Árvore**, v. 26, n. 4, p. 459 - 466, 2002.
- PUTZ, F. E., BLTE, G. M.; REDFORD, K. H.; FIMBEL, R.; ROBINSON, J. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. **Conservation Biology**, v. 15, p. 7-20, 2001.
- REIS, L. P.; SOUZA, A. L.; , REIS, P. C. M.; MAZZEI, L. SOARES, C. P. B.; TORRES, C. M. M. E. SILVA, L. F.; RUSCHEL, A. R.; RÊGO, L. J. S.; LEITE, H. G. Estimation of mortality and survival of individual trees after harvesting wood using artificial neural networks in the Amazon rain forest. **Ecological Engineering**, v. 112, p. 140-147, 2018.
- REZENDE, A. V. **Diversidade, estrutura, dinâmica e prognose do crescimento de um cerrado sensu stricto submetido a diferentes distúrbios por desmatamento**. 2002. 120 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.
- RIBEIRO, R. B. S.; GAMA, J. R. V.; MARTINS, S. V.; MORAES, A.; SANTOS, C. A. A.; CARVALHO, A. D. Estrutura florestal em projeto de assentamento, comunidade São Mateus, município de Placas, Pará, Brasil. **Revista Ceres**, v. 60, n. 5, p. 610 - 620, 2013.
- SANDEL, M. P.; CARVALHO, J. O. P. **Composição florística e estrutura de uma área de cinco hectares de mata alta sem babaçu na Floresta Nacional do Tapajós**. Embrapa Amazônia Oriental (Documentos 63). Belém, 2000. 19 p.
- SANQUETTA, C. R. **Fundamentos biométricos dos modelos de simulação florestal**. Curitiba: FUPEF Série didática, n. 8, 1996.
- SANTOS, M. F.; COSTA, D. L.; MELO, L. O.; GAMA, J. R. V. Estrutura, distribuição espacial e dinâmica florestal de duas espécies nativas após extração manejada de madeira na Flona do Tapajós. **Advances Forestry Science**, v.5, n.2, p.351-356, 2018.
- SCHWARTZ, G.; PEÑA-CLAROS, M.; LOPES, J. C. A.; MOHREN, G. M. J.; KANASHIRO, M. Mid-term effects of reduced-impact logging on the regeneration of seven tree commercial species in the Eastern Amazon, **Forest Ecology and Management**, v. 274, p. 116-125, 2012.
- SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação e suficiência amostral em florestas tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, p. 179-187, 2008.

SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. Z. Ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 1, p. 101-111, 2012.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE. **Instrução Normativa número 7**, publicada em 27 de setembro de 2006. Disponível em: <https://www.semam.pa.gov.br/2006/09/27/10903/>.

SHAFIEI, A. B.; AKBARINIA, M.; JALALI, G.; HOSSEINI, M. Forest fire effects in beech dominated mountain forest of Iran. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 11, p. 2191-2196, 2010.

SHEIL, D.; MAY, R. B. **Estimating turnover in tropical forest: the implication of heterogeneous populations**. in press., 1996.

SHEIL, D.; MAY, R.M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of ecology**, v.84, p.91-100, 1996.

SILVA, J. N. M.; LOPES, J. D. C.; 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 mensuração de parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia Brasileira**. Embrapa Amazônia Oriental, Belém, 2005. 36 p.

SILVA, J. N. M. **The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging**. 1989. 302 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – University of Oxford, Oxford, 1989.

SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; LOPES, C. A.; ALMEIDA, B. F.; COSTA, D. H. M.; OLIVEIRA, L. C.; VANCLAY, J. K.; SKOVSGAARD, J. P. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 year after logging. **Forest Ecology and Management**, v. 71, p. 267-274, 1995.

SILVA, J. N. M. **The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging**. 1989. 303 f. Thesis (PhD) – University of Oxford, 1989.

SILVA, L. D. F.; SCHWARTZ, G.; MAZZEI, L.; LOPES, C.; SANTOS, G. G. A.; OLIVEIRA, F. A. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1-7, 2017.

SILVA, M. J. S. **A definição de áreas de uso tradicional e a percepção ambiental de duas comunidades ribeirinhas para subsidiar zoneamento ambiental na Floresta Nacional do Tapajós**. 2018. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2018.

SIST, P. Reduced-impact logging in the tropics: objectives, principles and impacts. **International Forestry Review**, v. 2, n. 1, p. 3-10, 2000.

SLIK, J. W., VERBURG, R. W.; KEBLER, P. J. A. Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, p. 85-98, 2002.

SWAINE, M. D. **Population dynamics of tree species in tropical forests**. In: L. B. HOLMNIELSEN, L.B.; BALSLEV, H. Tropical forests: botanical, dynamics, speciation and diversity. London: Academic Press, 1989. 380 p.

SWAINE, M. D. WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests, **Vegetatio**, v. 75 p. 81-86, 1988.

UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. **Journal Ecology**, v. 69, p. 631–649, 1981.

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species to fire in the rain forest of the eastern Amazon. **Ecology**, v. 71, p. 437-449, 1990.

UYS, R. W.; BOND, J.; EVERSON, T. M.; The effects of different fire regimes on plant diversity in southern African grasslands, **Biology and Conservation**, v. 118, n. 4, p. 489-499, 2004.

VATRAZ, S.; CARVALHO, J. O. P.; GOMES, J. M.; TAFFAREL, M.; FERREIRA, J. E. R. Efeitos de tratamentos silviculturais sobre o crescimento de *Laetia procera* (Poepp.) Eichler em Paragominas, PA, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 93, p. 095-102, 2012.

VATRAZ, S.; CARVALHO, J. O. P.; SILVA, J. N. M.; CASTRO, T. C. Efeito da exploração de impacto reduzido na dinâmica do crescimento de uma floresta natural, **Scientia Forestalis**, v. 44, p. 261-271, 2016.

- VANCLAY, J. K. A growth model for North Queensland rainforests. **Forest Ecology and Management**. v. 27, p. 245-27, 1989.
- VANCLAY, J. K. **Modelling Forest Growth and Yield. Applications to Mixed Tropical Forests**. CAB International, Wallingford, 312p., 1994.
- WHITMORE, T. C. **Perspectives in tropical rain forest research**. In: Lugo, A. E., Lowe, C. (Eds.), *Tropical Forests: Ecology and Management*. Springer, Berlin, 1995. pp. 397- 407.
- VAN NIEUWSTADT, M. G. L.; SHEIL, D. E.; KARTAWINATA, K. The ecological consequences of logging in the burned forests of East Kalimantan, Indonesia. **Conservation Biology**, n. 15, p. 1183-1186, 2001.
- VIEIRA, D. S.; GAMA, J. R. V.; OLIVEIRA, M. L. R.; RIBEIRO, R. B.S. Análise estrutural e uso múltiplo de espécies arbóreas em florestas manejadas no médio vale do rio Curuá-Una, Pará. **Floresta**, v. 45, n. 3, p. 465-476, 2015.
- VIEIRA, D. S.; GAMA, J. R. V.; RIBEIRO, R. B. S.; XIMENES, L. C.; CORRÊA, V. V.; ALVES, A. F. Comparação estrutural entre floresta manejada e não manejada na comunidade Santo Antônio, estado do Pará. **Revista Ciência Florestal**, v. 24, n. 4, p. 1067 - 1074, 2014.
- VON ENDE, C. N. **Analysis of Repeated Measures: Growth and Other Time-Dependent Measures**. In: Scheiner, S. M. e Gurevitch, J. (Eds), *Design and Analysis of Ecological Experiments*. Nova York: Chapman & Hall, Nova York, EUA, 1993. p. 113-137.
- XAUD, H. A. M.; MARTINS, F. S. R. V.; SANTOS, J. R. Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 294, p. 97-106, 2013.
- WU, H.; FRANKLIN, S. B.; LIU, J.; LU, Z. Relative importance of density dependence and topography on tree mortality in a subtropical mountain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 384, p. 169-179, 2017.
- ZARIN, D. J.; SCHULZE, M. D.; VIDAL, E.; LENTINI, M. Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon, **Conservation Biology**, v. 21, p. 916-925, 2007.



## 8. ANEXOS

**Anexo 1.** Fitossociologia das espécies na floresta manejada ao longo de 7 anos, antes do fogo, ordenadas de acordo com seu valor de IVI em 2010, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental. Em que: DA = arv. ha<sup>-1</sup>, DR= Densidade relativa, FR = Frequência relativa, DoA = Dominância absoluta, DoR = Dominância relativa, IVI = Índice de valor de importância

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	55,48	7,94	5,08	2,11	7,92	6,98	53,76	6,66	4,56	1,97	8,07	6,43	37,42	8,15	6,15	1,56	9,49	7,93
<i>Eschweilera blanchetiana</i> Miers.	41,72	5,97	4,55	2,24	8,44	6,32	50,32	6,23	4,69	2,19	8,96	6,63	24,52	5,34	5,33	1,51	9,17	6,61
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	30,54	4,37	3,56	0,62	2,34	3,43	29,68	3,67	3,15	0,65	2,65	3,16	17,63	3,84	4,02	0,92	5,56	4,48
<i>Protium cf. heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	23,23	3,33	3,18	0,87	3,27	3,26	18,92	2,34	2,41	0,77	3,15	2,64	7,74	1,69	1,89	0,53	3,22	2,27
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	27,53	3,94	3,34	0,30	1,14	2,80	34,84	4,31	3,02	0,37	1,50	2,94	18,06	3,93	3,31	0,25	1,52	2,92
<i>Duguetia</i> sp1	28,82	4,13	3,11	0,28	1,06	2,76	26,67	3,30	2,88	0,28	1,14	2,44	11,61	2,53	2,49	0,17	1,05	2,02
<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	23,23	3,33	2,81	0,21	0,80	2,31	26,24	3,25	2,95	0,22	0,91	2,37	16,77	3,65	3,91	0,17	1,04	2,87
<i>Nectandra</i> sp.	15,48	2,22	2,27	0,65	2,43	2,31	12,90	1,60	1,74	0,43	1,75	1,70	4,30	0,94	1,07	0,18	1,11	1,04
<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	9,46	1,35	1,52	1,00	3,75	2,21	11,18	1,38	1,61	0,94	3,85	2,28	9,46	2,06	2,37	0,66	4,00	2,81
<i>Inga ingoides</i> (Rich) Willd.	18,49	2,65	2,65	0,27	1,01	2,10	14,19	1,76	1,74	0,26	1,08	1,53	5,16	1,12	1,30	0,14	0,84	1,09
<i>Eschweilera amazonica</i> Knuth	15,05	2,16	1,90	0,37	1,41	1,82	15,05	1,86	1,68	0,38	1,55	1,70	7,31	1,59	1,54	0,21	1,26	1,46
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	12,04	1,72	1,82	0,43	1,61	1,72	8,17	1,01	1,14	0,39	1,61	1,25	3,44	0,75	0,83	0,17	1,04	0,87
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	14,62	2,09	1,97	0,21	0,79	1,62	11,61	1,44	1,47	0,17	0,71	1,21	6,88	1,50	1,54	0,14	0,82	1,29
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	14,62	2,09	2,05	0,16	0,61	1,58	14,19	1,76	1,81	0,17	0,68	1,41	6,45	1,40	1,78	0,10	0,59	1,26
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	9,89	1,42	1,59	0,31	1,18	1,40	12,47	1,54	1,74	0,31	1,28	1,52	7,74	1,69	1,89	0,21	1,26	1,61
<i>Naucleopsis</i> sp.	11,18	1,60	1,67	0,10	0,38	1,22	12,04	1,49	1,34	0,12	0,49	1,11	4,30	0,94	0,95	0,07	0,45	0,78
<i>Croton urucurana</i>	9,46	1,35	1,59	0,19	0,70	1,22	10,32	1,28	1,34	0,20	0,83	1,15	5,16	1,12	1,42	0,14	0,86	1,13
<i>Tachigali</i> sp.	10,32	1,48	1,52	0,16	0,61	1,20	9,89	1,22	1,21	0,20	0,81	1,08	4,30	0,94	1,07	0,14	0,84	0,95
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	9,46	1,35	1,29	0,19	0,71	1,12	10,32	1,28	1,34	0,19	0,77	1,13	6,02	1,31	1,54	0,15	0,93	1,26
<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.) DC.	9,03	1,29	1,52	0,06	0,22	1,01	7,31	0,91	1,07	0,05	0,19	0,72	3,87	0,84	0,95	0,04	0,21	0,67
<i>Pausandra martini</i> Baill.	7,74	1,11	1,21	0,03	0,10	0,81	6,45	0,80	0,80	0,03	0,11	0,57	1,29	0,28	0,36	0,00	0,03	0,22
<i>Elizabetha paraensis</i> Ducke	7,74	1,11	1,21	0,26	0,99	1,10	8,17	1,01	1,07	0,25	1,02	1,03	3,01	0,66	0,71	0,15	0,93	0,76
<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	7,74	1,11	1,21	0,31	1,18	1,17	11,18	1,38	1,34	0,37	1,51	1,41	4,73	1,03	1,18	0,16	0,96	1,06
<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	7,74	1,11	1,29	0,10	0,37	0,92	7,31	0,91	1,07	0,07	0,31	0,76	1,72	0,37	0,47	0,02	0,09	0,31
<i>Endlicheria longicaudata</i> (Ducke) Kosterm.	7,31	1,05	1,21	0,21	0,79	1,02	8,17	1,01	1,21	0,18	0,75	0,99	3,44	0,75	0,83	0,12	0,71	0,76
<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	6,88	0,99	1,14	0,39	1,45	1,19	12,04	1,49	1,54	0,44	1,81	1,61	8,17	1,78	2,01	0,35	2,11	1,97

Continua...

Continuação Anexo I.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Ocotea guianensis</i> Aublet	6,02	0,86	0,99	0,32	1,20	1,02	3,87	0,48	0,54	0,24	0,98	0,66	1,72	0,37	0,47	0,08	0,46	0,44
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	6,02	0,86	0,91	0,12	0,45	0,74	7,31	0,91	1,14	0,14	0,58	0,87	4,30	0,94	1,18	0,12	0,75	0,96
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	5,59	0,80	0,83	0,06	0,22	0,62	7,31	0,91	1,01	0,07	0,31	0,74	2,58	0,56	0,59	0,05	0,33	0,50
<i>Poecilanthe</i> sp.	5,59	0,80	0,91	0,02	0,09	0,60	8,17	1,01	1,21	0,04	0,15	0,79	3,44	0,75	0,83	0,02	0,13	0,57
<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	5,59	0,80	0,99	0,44	1,67	1,15	6,88	0,85	0,94	0,38	1,57	1,12	3,01	0,66	0,83	0,11	0,68	0,72
<i>Brosimum guianensis</i> (Aubl.) Huber	5,16	0,74	0,91	0,07	0,28	0,64	5,59	0,69	0,74	0,07	0,30	0,58	2,15	0,47	0,59	0,05	0,30	0,45
<i>Protium paraense</i>	5,16	0,74	0,91	0,26	0,98	0,88	7,31	0,91	1,01	0,24	0,99	0,97	3,87	0,84	1,07	0,21	1,27	1,06
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	5,16	0,74	0,91	0,23	0,85	0,83	6,02	0,75	0,94	0,29	1,17	0,95	1,72	0,37	0,47	0,02	0,09	0,31
<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	4,73	0,68	0,83	0,42	1,58	1,03	4,30	0,53	0,67	0,35	1,42	0,87	2,15	0,47	0,59	0,29	1,75	0,94
<i>Licania</i> sp.	4,73	0,68	0,83	0,07	0,28	0,60	4,30	0,53	0,67	0,08	0,31	0,50	1,72	0,37	0,47	0,03	0,20	0,35
<i>Talisia retusa</i> AC. Smith	4,73	0,68	0,83	0,04	0,14	0,55	3,87	0,48	0,60	0,03	0,13	0,40	1,72	0,37	0,47	0,01	0,08	0,31
<i>Xylopia benthami</i> R. E. Fries	4,73	1,42	1,36	0,11	0,40	1,06	11,18	1,38	1,34	0,12	0,48	1,07	4,73	1,03	1,07	0,04	0,25	0,78
<i>Chamaecrista scleroxylon</i> (Ducke) H.S.Irwin & Barneby	4,30	0,62	0,76	0,15	0,56	0,65	5,59	0,69	0,87	0,17	0,71	0,76	3,44	0,75	0,95	0,12	0,73	0,81
<i>Cynometra hostmanniana</i> Tul.	3,87	0,55	0,45	0,10	0,39	0,47	3,44	0,43	0,40	0,12	0,50	0,44	2,15	0,47	0,47	0,10	0,61	0,52
<i>Mabea caudata</i> Pax & K.Hoffm.	3,87	0,55	0,53	0,07	0,24	0,44	5,16	0,64	0,47	0,08	0,33	0,48	3,44	0,75	0,47	0,08	0,46	0,56
<i>Richardella macrophylla</i> (Lam.) Aubrév.	3,87	0,55	0,68	0,15	0,57	0,60	7,31	0,91	1,14	0,18	0,74	0,93	5,59	1,22	1,54	0,18	1,10	1,29
<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	3,44	0,49	0,61	0,47	1,78	0,96	3,01	0,37	0,47	0,47	1,91	0,92	0,86	0,19	0,24	0,16	1,00	0,47
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	3,44	0,49	0,61	0,36	1,34	0,81	3,44	0,43	0,54	0,37	1,50	0,82	2,58	0,56	0,71	0,24	1,47	0,91
<i>Inga capitata</i> Desv.	3,44	0,49	0,45	0,27	1,00	0,65	3,87	0,48	0,47	0,28	1,14	0,70	3,01	0,66	0,71	0,28	1,69	1,02
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	3,44	0,49	0,53	0,20	0,74	0,59	3,44	0,43	0,47	0,24	1,00	0,63	2,15	0,47	0,47	0,09	0,56	0,50
<i>Mouriri duckeana</i> Morley	3,44	0,49	0,61	0,12	0,45	0,52	3,44	0,43	0,54	0,13	0,54	0,50	3,01	0,66	0,83	0,14	0,87	0,78
<i>Protium paniculatum</i> var. <i>riedelianum</i> (Engl.) D.C.Daly	3,44	0,49	0,53	0,08	0,30	0,44	3,44	0,43	0,47	0,09	0,36	0,42	1,72	0,37	0,47	0,07	0,44	0,43
<i>Viola melinonii</i> (Benoist) A.C.Sm.	3,44	1,35	1,44	0,21	0,79	1,19	7,74	0,96	1,14	0,17	0,71	0,94	3,44	0,75	0,95	0,08	0,48	0,73
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	3,01	0,43	0,53	0,11	0,40	0,45	4,73	0,59	0,67	0,13	0,54	0,60	2,15	0,47	0,59	0,10	0,64	0,57
<i>Duguetia cadaverica</i> Huber	3,01	0,43	0,38	0,09	0,34	0,38	5,59	0,69	0,80	0,03	0,11	0,54	2,15	0,47	0,59	0,01	0,05	0,37
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	3,01	0,43	0,53	0,05	0,19	0,38	2,58	0,32	0,40	0,05	0,21	0,31	0,43	0,09	0,12	0,02	0,13	0,11
<i>Guarea subsessiliflora</i> C. DC.	3,01	0,43	0,45	0,03	0,10	0,33	4,30	0,53	0,54	0,04	0,16	0,41	1,29	0,28	0,36	0,01	0,08	0,24
<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Chevalier	3,01	0,43	0,53	0,86	3,23	1,40	2,58	0,32	0,40	0,92	3,77	1,50	1,72	0,37	0,47	0,62	3,76	1,54
<i>Maquira guianensis</i> Aubl	3,01	0,43	0,45	0,10	0,38	0,42	3,44	0,43	0,54	0,09	0,35	0,44	1,29	0,28	0,36	0,06	0,39	0,34
<i>Mouriri brachyanthera</i> Ducke	3,01	0,43	0,38	0,17	0,64	0,48	3,01	0,37	0,34	0,19	0,76	0,49	2,15	0,47	0,36	0,04	0,27	0,37
<i>Protium paniculatum</i> Engl.	3,01	0,43	0,53	0,17	0,65	0,54	3,44	0,43	0,54	0,13	0,52	0,49	1,29	0,28	0,36	0,09	0,56	0,40
<i>Theobroma glaucum</i> H.Karst.	3,01	0,43	0,53	0,04	0,16	0,37	2,58	0,32	0,40	0,03	0,13	0,28	1,72	0,37	0,47	0,01	0,09	0,31
<i>Solanum americanum</i> Mill.	2,58	0,37	0,45	0,11	0,41	0,41	3,01	0,37	0,47	0,09	0,39	0,41	2,58	0,56	0,71	0,09	0,55	0,61
<i>Aniba burchellii</i> Kosterm.	2,58	0,37	0,38	0,58	2,19	0,98	1,72	0,21	0,20	0,03	0,12	0,18	0,86	0,19	0,24	0,02	0,09	0,17
<i>Astronium gracilis</i> Engl.	2,58	0,37	0,30	0,33	1,25	0,64	2,15	0,27	0,34	0,10	0,40	0,33	1,29	0,28	0,36	0,09	0,57	0,40

Continua...

Continuação Anexo I.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke	2,58	0,37	0,45	0,22	0,83	0,55	1,29	0,16	0,20	0,09	0,38	0,25	0,86	0,19	0,24	0,06	0,35	0,26
<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook.f. ex Miers	2,58	0,37	0,38	0,45	1,70	0,82	2,15	0,27	0,27	0,45	1,83	0,79	2,15	0,47	0,47	0,45	2,72	1,22
<i>Inga auristellae</i> Harms	2,58	0,37	0,45	0,10	0,39	0,41	4,73	0,59	0,67	0,13	0,54	0,60	2,15	0,47	0,59	0,09	0,58	0,55
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don.	2,58	0,37	0,38	0,22	0,84	0,53	5,16	0,64	0,74	0,21	0,87	0,75	1,29	0,28	0,36	0,14	0,84	0,49
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	2,58	0,37	0,45	0,10	0,37	0,40	4,73	0,59	0,74	0,12	0,47	0,60	3,44	0,75	0,95	0,11	0,65	0,78
<i>Rinorea macrocarpa</i> (C.Mart. Ex Eichler) Kuntze	2,58	0,37	0,45	0,03	0,10	0,31	3,01	0,37	0,40	0,03	0,12	0,30	0,86	0,19	0,24	0,01	0,04	0,15
<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K.Schum.	2,58	0,37	0,45	0,05	0,19	0,34	2,58	0,32	0,40	0,05	0,20	0,31	0,86	0,19	0,24	0,04	0,23	0,22
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	2,15	0,31	0,38	0,30	1,14	0,61	2,58	0,32	0,40	0,14	0,57	0,43	1,29	0,28	0,36	0,13	0,79	0,47
<i>Ampelocera edentula</i> Kuhlms.	2,15	0,31	0,38	0,07	0,25	0,31	1,72	0,21	0,27	0,06	0,25	0,25	1,29	0,28	0,36	0,06	0,38	0,34
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	2,15	0,31	0,38	0,08	0,32	0,33	4,30	0,53	0,67	0,11	0,45	0,55	7,74	1,69	1,07	0,03	0,19	0,98
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	2,15	0,31	0,38	0,09	0,33	0,34	5,59	0,69	0,67	0,11	0,47	0,61	2,58	0,56	0,71	0,09	0,56	0,61
<i>Erythroxylum gracilipes</i> Peyr.	2,15	0,31	0,38	0,08	0,31	0,33	1,72	0,21	0,27	0,08	0,33	0,27	1,29	0,28	0,36	0,07	0,43	0,36
<i>Lacmellea aculeata</i> (Ducke) Monach.	2,15	0,31	0,30	0,03	0,13	0,25	1,72	0,21	0,27	0,03	0,14	0,21	1,29	0,28	0,36	0,03	0,18	0,27
<i>Mezilaurus itauba</i> Taubert ex Mez.	2,15	0,31	0,38	0,28	1,04	0,58	1,72	0,21	0,27	0,21	0,87	0,45	1,72	0,37	0,47	0,21	1,26	0,70
<i>Pogonophora</i> sp.	2,15	0,31	0,38	0,01	0,05	0,25	3,87	0,48	0,40	0,02	0,09	0,33	1,29	0,28	0,36	0,01	0,07	0,23
<i>Pouteria bilocularis</i> (H. Winkler) Baehni	2,15	0,31	0,38	0,20	0,76	0,48	3,44	0,43	0,54	0,21	0,88	0,61	2,58	0,56	0,71	0,12	0,76	0,68
<i>Siparuna cuspidata</i> A.DC.	2,15	0,31	0,38	0,01	0,05	0,25	2,58	0,32	0,40	0,02	0,08	0,27	0,86	0,19	0,24	0,01	0,04	0,15
<i>Swartzia laurifolia</i> Benth.	2,15	0,31	0,38	0,27	1,00	0,56	2,15	0,27	0,34	0,32	1,31	0,64	0,86	0,19	0,24	0,20	1,20	0,54
<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	2,15	0,31	0,38	0,04	0,15	0,28	3,01	0,37	0,47	0,04	0,17	0,34	2,15	0,47	0,59	0,04	0,25	0,44
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	1,72	0,25	0,30	0,12	0,46	0,34	0,86	0,11	0,13	0,11	0,44	0,23	-	-	-	-	-	-
<i>Buchenavia capitata</i> (Vahl) Eichler	1,72	0,25	0,30	0,22	0,84	0,46	3,01	0,37	0,47	0,24	0,99	0,61	2,15	0,47	0,47	0,36	2,21	1,05
<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	1,72	0,25	0,30	0,13	0,50	0,35	28,82	3,57	1,47	0,25	1,00	2,01	49,03	10,67	3,08	0,21	1,27	5,01
<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	1,72	0,25	0,30	0,05	0,20	0,25	1,72	0,21	0,27	0,06	0,23	0,24	0,86	0,19	0,24	0,05	0,30	0,24
<i>Duroia fusifera</i> Hook. F. ex K. Schum	1,72	0,25	0,30	0,02	0,07	0,21	1,29	0,16	0,20	0,01	0,06	0,14	0,86	0,19	0,24	0,01	0,08	0,17
<i>Heisteria duckei</i> Sleumer	1,72	0,25	0,30	0,05	0,19	0,25	2,58	0,32	0,34	0,06	0,23	0,29	0,86	0,19	0,24	0,04	0,25	0,22
<i>Helicostylis podogyne</i> Ducke	1,72	0,25	0,30	0,08	0,31	0,29	1,72	0,21	0,27	0,09	0,38	0,29	0,86	0,19	0,24	0,08	0,47	0,30
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	1,72	0,25	0,30	0,04	0,15	0,23	2,15	0,27	0,34	0,05	0,22	0,27	1,72	0,37	0,47	0,06	0,34	0,40
<i>Lecythis jarana</i> (Huber & Ducke) A. C. Smith	1,72	0,25	0,30	0,07	0,28	0,28	2,15	0,27	0,34	0,08	0,33	0,31	2,15	0,47	0,59	0,08	0,50	0,52
<i>Newtonia</i> sp.	1,72	0,25	0,30	0,16	0,61	0,39	1,72	0,21	0,27	0,22	0,90	0,46	1,29	0,28	0,36	0,23	1,40	0,68
<i>Ouratea discophora</i> Ducke	1,72	0,25	0,23	0,21	0,78	0,42	0,86	0,11	0,13	0,07	0,28	0,18	0,86	0,19	0,24	0,07	0,45	0,29
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	1,72	0,25	0,30	0,06	0,23	0,26	0,86	0,11	0,13	0,02	0,08	0,11	0,86	0,19	0,24	0,02	0,14	0,19
<i>Tachigali guianensis</i> (Benth.) Zarucchi & Herend.	1,72	0,25	0,30	0,21	0,81	0,45	2,15	0,27	0,34	0,27	1,12	0,57	0,43	0,09	0,12	0,02	0,10	0,11
<i>Vismia guianensis</i> D. C.	1,29	0,18	0,23	0,124	0,46	0,29	0,43	0,05	0,07	0,12	0,49	0,20	-	-	-	-	-	-
<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke	1,29	0,18	0,23	0,01	0,04	0,15	1,29	0,16	0,20	0,01	0,05	0,14	0,86	0,19	0,24	0,01	0,05	0,16
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith.	1,29	0,18	0,23	0,04	0,14	0,18	0,86	0,11	0,13	0,02	0,09	0,11	0,43	0,09	0,12	0,02	0,11	0,11

Continua...

Continuação Anexo I.

Espécies	2010						2011						2015					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Dipteryx</i> sp.	1,29	0,18	0,23	0,05	0,17	0,19	1,29	0,16	0,20	0,06	0,24	0,20	0,86	0,19	0,24	0,05	0,31	0,24
<i>Dulacia candida</i> (Poepp.) Kuntze	1,29	0,18	0,23	0,02	0,08	0,16	3,01	0,37	0,47	0,03	0,14	0,33	2,15	0,47	0,59	0,04	0,22	0,43
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	1,29	0,18	0,23	0,28	1,04	0,49	0,86	0,11	0,13	0,28	1,16	0,47	0,43	0,09	0,12	0,06	0,35	0,19
<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) A. Robyns	1,29	0,18	0,23	0,04	0,16	0,19	0,86	0,11	0,13	0,04	0,17	0,14	0,86	0,19	0,24	0,04	0,26	0,23
<i>Goupia glabra</i> (Gmel.) Aublet	1,29	0,18	0,23	0,39	1,47	0,63	0,43	0,05	0,07	0,00	0,02	0,05	0,43	0,09	0,12	0,00	0,03	0,08
<i>Hymenaea parviflora</i> Huber	1,29	0,18	0,23	0,01	0,03	0,15	0,86	0,11	0,13	0,01	0,03	0,09	0,43	0,09	0,12	0,01	0,04	0,08
<i>Miconia ruficalyx</i> Gleason	1,29	0,18	0,23	0,07	0,27	0,23	2,15	0,27	0,34	0,08	0,33	0,31	0,86	0,19	0,24	0,04	0,22	0,22
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	1,29	0,18	0,23	0,08	0,30	0,24	1,72	0,21	0,20	0,13	0,54	0,32	3,87	0,84	0,47	0,05	0,33	0,55
<i>Ptychopetalum olacoides</i> Bentham	1,29	0,18	0,23	0,02	0,08	0,16	1,29	0,16	0,20	0,02	0,09	0,15	1,29	0,28	0,36	0,02	0,15	0,26
<i>Senna multijuga</i> (L.C.Rich.) Irwin & Barneby	1,29	0,18	0,23	0,02	0,06	0,16	0,86	0,11	0,13	0,02	0,08	0,11	0,43	0,09	0,12	0,01	0,04	0,09
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	0,86	0,12	0,15	0,41	1,54	0,61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidosperma desmanthum</i> Benth. ex Müll.-Arg.	0,86	0,12	0,15	0,03	0,12	0,13	1,29	0,16	0,20	0,04	0,17	0,18	0,86	0,19	0,24	0,04	0,24	0,22
<i>Aspidosperma</i> sp.	0,86	0,12	0,15	0,00	0,02	0,10	0,43	0,05	0,07	0,00	0,02	0,05	0,43	0,09	0,12	0,00	0,03	0,08
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	0,86	0,12	0,15	0,01	0,04	0,10	0,86	0,11	0,13	0,01	0,04	0,09	0,43	0,09	0,12	0,01	0,05	0,09
<i>Chrysophyllum anomalum</i> Pires	0,86	0,12	0,15	0,02	0,07	0,12	0,43	0,05	0,07	0,01	0,04	0,05	0,43	0,09	0,12	0,01	0,06	0,09
<i>Guarea</i> sp.	0,86	0,12	0,15	0,01	0,02	0,10	0,86	0,11	0,13	0,01	0,03	0,09	0,43	0,09	0,12	0,00	0,02	0,08
<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.	0,86	0,12	0,15	0,01	0,04	0,10	1,29	0,16	0,20	0,01	0,05	0,14	0,86	0,19	0,24	0,01	0,04	0,15
<i>Lacmellea floribunda</i> (Poepp.) Benth.	0,86	0,12	0,15	0,04	0,13	0,14	0,86	0,11	0,13	0,04	0,16	0,13	-	-	-	-	-	-
<i>Mezilaurus lindaviana</i> Schw.&Mez	0,86	0,12	0,15	0,01	0,04	0,11	0,43	0,05	0,07	0,01	0,04	0,05	0,43	0,09	0,12	0,01	0,07	0,09
<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	0,86	0,12	0,15	0,01	0,03	0,10	1,29	0,16	0,20	0,01	0,04	0,13	1,29	0,28	0,36	0,01	0,07	0,23
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	0,86	0,12	0,15	0,05	0,18	0,15	0,86	0,11	0,13	0,06	0,26	0,17	0,43	0,09	0,12	0,06	0,36	0,19
<i>Sapium marmieri</i> Huber	0,86	0,12	0,15	0,04	0,14	0,14	1,72	0,21	0,27	0,04	0,18	0,22	0,43	0,09	0,12	0,04	0,26	0,16
<i>Sextonia</i> Rubra	0,86	0,12	0,15	0,04	0,16	0,14	0,86	0,11	0,13	0,05	0,22	0,15	0,43	0,09	0,12	0,01	0,07	0,09
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,86	0,12	0,15	0,15	0,56	0,28	0,86	0,11	0,13	0,16	0,65	0,30	-	-	-	-	-	-
<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	0,86	0,12	0,15	0,00	0,01	0,10	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Vatairea paraensis</i> Ducke	0,86	0,12	0,15	0,01	0,02	0,10	0,86	0,11	0,13	0,01	0,03	0,09	0,86	0,19	0,24	0,01	0,04	0,16
<i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart	0,43	0,06	0,08	0,01	0,01	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,02	0,05	-	-	-	-	-	-
<i>Vitex triflora</i> Vahl.	0,43	0,06	0,08	0,02	0,08	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent	0,43	0,06	0,08	0,00	0,01	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	0,43	0,06	0,08	0,01	0,06	0,06	0,43	0,05	0,07	0,02	0,07	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl.	0,43	0,06	0,08	0,05	0,19	0,11	0,43	0,05	0,07	0,06	0,24	0,12	0,43	0,09	0,12	0,07	0,44	0,22
<i>Andira surinamensis</i> (Bondt) Splitg. ex Pulle	0,43	0,06	0,08	0,14	0,53	0,22	0,43	0,05	0,07	0,16	0,63	0,25	0,43	0,09	0,12	0,16	0,95	0,39
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J. F. Macbr.	0,43	0,06	0,08	0,50	1,90	0,68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	0,43	0,06	0,08	0,00	0,02	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,02	0,05	1,29	0,28	0,36	0,01	0,05	0,23
<i>Brosimum acutifolium</i> Huber	0,43	0,06	0,08	0,01	0,04	0,06	0,43	0,05	0,07	0,01	0,06	0,06	0,43	0,09	0,12	0,02	0,10	0,10

Continua...

Continuação Anexo I.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Croton sonderianus</i> Muell. Arg.	0,43	0,06	0,08	0,01	0,02	0,05	0,43	0,05	0,07	0,01	0,02	0,05	0,43	0,09	0,12	0,01	0,04	0,08
<i>Derris spruceana</i> (Benth.) Ducke	0,43	0,06	0,08	0,00	0,00	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,00	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Diploptropis purpurea</i> var. <i>leptophylla</i> (Kleinh.) Amshoff	0,43	0,06	0,08	0,00	0,00	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Diploptropis</i> sp.	0,43	0,06	0,08	0,07	0,26	0,13	0,43	0,05	0,07	0,14	0,58	0,23	0,43	0,09	0,12	0,15	0,89	0,37
<i>Heisteria laxiflora</i> Engler	0,43	0,06	0,08	0,00	0,00	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll.-Arg.) Woodson	0,43	0,06	0,08	0,04	0,16	0,10	0,43	0,05	0,07	0,05	0,18	0,10	-	-	-	-	-	-
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A. Mori	0,43	0,06	0,08	0,04	0,14	0,09	0,43	0,05	0,07	0,04	0,17	0,10	-	-	-	-	-	-
<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	0,43	0,06	0,08	0,02	0,07	0,07	0,43	0,05	0,07	0,02	0,08	0,07	-	-	-	-	-	-
<i>Lonchocarpus spruceanus</i> Benth.	0,43	0,06	0,08	0,01	0,04	0,06	0,86	0,11	0,13	0,01	0,05	0,10	0,43	0,09	0,12	0,01	0,07	0,10
<i>Matayba opaca</i> Radlk.	0,43	0,06	0,08	0,00	0,01	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,08
<i>Mezilaurus</i> sp.	0,43	0,06	0,08	0,11	0,42	0,18	1,29	0,16	0,20	0,12	0,47	0,28	-	-	-	-	-	-
<i>Ormosia flava</i> (Ducke) Raud.	0,43	0,06	0,08	0,00	0,01	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Panopsis sessilifolia</i>	0,43	0,06	0,08	0,02	0,07	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pera schomburgkiana</i> Müll. Arg.	0,43	0,06	0,08	0,04	0,15	0,10	0,43	0,05	0,07	0,05	0,20	0,11	0,43	0,09	0,12	0,05	0,32	0,18
<i>Planchonella pachycarpa</i> Pires	0,43	0,06	0,08	0,00	0,00	0,05	1,29	0,16	0,20	0,00	0,01	0,12	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Platymiscium filipes</i> Benth.	0,43	0,06	0,08	0,07	0,26	0,13	0,43	0,05	0,07	0,08	0,34	0,15	-	-	-	-	-	-
<i>Pouteria oppositifolia</i> (Ducke) Baehni	0,43	0,06	0,08	0,16	0,59	0,24	0,86	0,11	0,13	0,21	0,86	0,37	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Pradosia schomburgkiana</i> (A.DC.) Cronquist subsp. <i>schomburgkiana</i>	0,43	0,06	0,08	0,01	0,03	0,06	0,43	0,05	0,07	0,01	0,04	0,05	0,86	0,19	0,24	0,01	0,08	0,17
<i>Pterocarpus officinalis</i> Jacq.	0,43	0,06	0,08	0,01	0,03	0,05	0,86	0,11	0,13	0,02	0,08	0,11	0,43	0,09	0,12	0,03	0,16	0,12
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	0,43	0,06	0,08	0,00	0,01	0,05	0,86	0,11	0,13	0,01	0,02	0,09	0,86	0,19	0,24	0,01	0,03	0,15
<i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marcano-Berti	0,43	0,06	0,08	0,01	0,05	0,06	0,43	0,05	0,07	0,01	0,06	0,06	0,43	0,09	0,12	0,01	0,09	0,10
<i>Schefflera morototoni</i> Mag. Steyem. & Fondin	0,43	0,06	0,08	0,02	0,06	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Swartzia acuminata</i> Willd. ex Vogel	0,43	0,06	0,08	0,10	0,39	0,17	0,43	0,05	0,07	0,11	0,45	0,19	0,43	0,09	0,12	0,11	0,67	0,30
<i>Swartzia ingifolia</i> Ducke	0,43	0,06	0,08	0,00	0,00	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Tachigali melinonii</i> (Harms) Zarucchi & Herend.	0,43	0,06	0,08	0,00	0,01	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Vantanea parviflora</i> Lam.	0,43	0,06	0,08	0,00	0,01	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,02	0,05	0,43	0,09	0,12	0,00	0,03	0,08
<i>Zanthoxylum huberi</i> P. G. Waterman	0,43	0,06	0,08	0,00	0,01	0,05	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,02	0,08
<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel	-	-	-	-	-	-	0,43	0,00	0,01	0,00	0,04	-	0,43	0,09	0,12	0,00	0,02	0,08
<i>Annona cherimolioides</i> Triana&Planch.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Casearia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.	-	-	-	-	-	-	2,58	0,32	0,27	0,01	0,05	0,21	-	-	-	-	-	-
<i>Cecropia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,08
<i>Cheiloclinium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Chimarrhis turbinata</i> DC.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,02	0,08

Continua...

Continuação Anexo I.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Chrysophyllum</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Copaifera reticulata</i> Ducke	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz et Pav.) Cham.	-	-	-	-	-	-	1,72	0,21	0,20	0,01	0,05	0,16	-	-	-	-	-	-
<i>Couepia robusta</i> Huber	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Coussarea macrophylla</i> M. Arg	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,02	0,08
<i>Coussarea</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Cupania</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,00	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Diospyros kaki</i> L.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,00	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Ecclinusa abbreviata</i> Ducke	-	-	-	-	-	-	0,86	0,11	0,13	0,00	0,02	0,09	0,43	0,09	0,12	0,00	0,02	0,08
<i>Eugenia flavescens</i> DC.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,00	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Inga Edulis</i>	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Inga</i> sp1.	-	-	-	-	-	-	3,44	0,43	0,47	0,02	0,06	0,32	0,43	0,09	0,12	0,00	0,02	0,08
<i>Inga striata</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	1,72	0,21	0,27	0,01	0,03	0,17	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,08
<i>Joannesia heveoides</i> Ducke	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,00	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm	-	-	-	-	-	-	1,29	0,16	0,20	0,00	0,01	0,13	-	-	-	-	-	-
<i>Mabea angustifolia</i> Spruce	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,02	0,05	0,43	0,09	0,12	0,00	0,03	0,08
<i>Maquira guianensis</i> Aubl.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Maytenus rigida</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,02	0,05	0,43	0,09	0,12	0,00	0,03	0,08
<i>Neea</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,00	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Ocotea fragrantissima</i>	-	-	-	-	-	-	0,86	0,11	0,07	0,01	0,03	0,07	-	-	-	-	-	-
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	-	-	-	-	-	-	0,86	0,11	0,13	0,00	0,01	0,08	-	-	-	-	-	-
<i>Paquira aquatica</i> Aubl.	-	-	-	-	-	-	1,29	0,16	0,20	0,01	0,06	0,14	0,86	0,19	0,24	0,02	0,12	0,18
<i>Parinari montana</i>	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,00	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Parkia pendula</i> (Wild) Benth	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Perebea guianensis</i> Aubl	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,86	0,19	0,24	0,00	0,01	0,15
<i>Pouteria Engleri</i>	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,00	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Pouteria</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Protium robustum</i>	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,00	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Pterocarpus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,86	0,11	0,13	0,00	0,01	0,09	-	-	-	-	-	-
<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	-	-	-	-	-	-	1,29	0,16	0,20	0,01	0,03	0,13	0,43	0,09	0,12	0,00	0,02	0,08
<i>Rinorea falcata</i>	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,02	0,08

Continua...

Continuação Anexo 1.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Sagotia brachysepala</i>	-	-	-	-	-	-	1,72	0,21	0,27	0,01	0,04	0,17	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Strychnos subcordata</i> Spruce ex Benth.	-	-	-	-	-	-	1,29	0,16	0,20	0,00	0,02	0,13	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Swartzia Reticulada</i>	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	0,43	0,09	0,12	0,00	0,02	0,08
<i>Swartzia schomburgkii</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	0,86	0,11	0,13	0,00	0,01	0,08	0,43	0,09	0,12	0,00	0,01	0,07
<i>Swartzia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,86	0,11	0,13	0,00	0,01	0,08	-	-	-	-	-	-
<i>Talisia Allenii</i>	-	-	-	-	-	-	3,01	0,37	0,47	0,01	0,04	0,29	2,15	0,47	0,59	0,01	0,04	0,37
<i>Thyrsodium paraensis</i>	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Trattinickia burserifolia</i> Martius.	-	-	-	-	-	-	0,43	0,05	0,07	0,00	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
Totais	698,49	100	100	26,59	100	100	807,74	100	100	24,47	100	100	459,35	100	100	16,46	100	100

**Anexo 2.** Fitossociologia das espécies na floresta sem manejo ao longo de 7 anos, antes do fogo, ordenadas de acordo com seu valor de IVI em 2010, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental. Em que: DA = arv. ha<sup>-1</sup>, DR= Densidade relativa, FR = Frequência relativa, DoA = Dominância absoluta, DoR = Dominância relativa, IVI = Índice de valor de importância

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	56,27	7,78	4,94	2,03	7,60	6,77	60,34	7,00	4,26	2,06	7,31	6,19	39,32	8,26	6,35	1,51	7,69	7,43
<i>Eschweilera blanchetiana</i> Miers.	40,68	5,62	4,60	1,27	4,77	5,00	48,81	5,66	4,17	1,40	4,96	4,93	29,15	6,13	5,02	1,02	5,17	5,44
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	38,64	5,34	4,02	1,06	3,98	4,45	40,68	4,72	3,49	1,05	3,71	3,97	24,41	5,13	4,18	0,77	3,92	4,41
<i>Protium cf. heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	22,37	3,09	3,10	0,52	1,96	2,72	22,37	2,60	2,52	0,52	1,84	2,32	11,53	2,42	2,34	0,40	2,04	2,27
<i>Nectandra</i> sp.	16,27	2,25	2,30	0,82	3,09	2,54	16,95	1,97	1,74	0,79	2,81	2,17	5,42	1,14	1,34	0,21	1,06	1,18
<i>Duguetia</i> sp1	23,05	3,19	2,41	0,31	1,15	2,25	29,83	3,46	2,91	0,36	1,27	2,55	12,20	2,56	2,68	0,29	1,47	2,24
<i>Protium paraense</i>	12,88	1,78	1,72	0,85	3,18	2,23	14,92	1,73	1,94	0,89	3,16	2,28	6,10	1,28	1,51	0,37	1,88	1,55
<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	22,37	3,09	2,53	0,28	1,03	2,22	29,83	3,46	2,71	0,32	1,13	2,43	14,24	2,99	2,34	0,17	0,88	2,07
<i>Naucleopsis</i> sp.	17,63	2,44	2,41	0,30	1,14	2,00	19,66	2,28	2,03	0,33	1,18	1,83	9,49	1,99	1,84	0,21	1,09	1,64

Continua...

Continuação Anexo 2.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	16,27	2,25	2,18	0,39	1,45	1,96	17,63	2,05	1,94	0,38	1,35	1,78	6,78	1,42	1,34	0,22	1,12	1,29
<i>Buchenavia capitata</i> (Vahl) Eichler	3,39	0,47	0,57	1,24	4,64	1,89	3,39	0,39	0,48	1,44	5,10	1,99	2,71	0,57	0,67	1,54	7,79	3,01
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	14,24	1,97	2,07	0,40	1,51	1,85	15,59	1,81	1,94	0,43	1,53	1,76	10,17	2,14	2,17	0,31	1,57	1,96
<i>Tachigali</i> sp.	8,14	1,12	1,26	0,83	3,12	1,83	10,85	1,26	1,16	0,96	3,40	1,94	6,10	1,28	1,34	0,85	4,31	2,31
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	16,27	2,25	2,41	0,20	0,77	1,81	16,95	1,97	2,23	0,23	0,82	1,67	6,78	1,42	1,51	0,11	0,58	1,17
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	18,31	2,53	2,07	0,19	0,71	1,77	19,66	2,28	2,03	0,20	0,71	1,68	6,78	1,42	1,34	0,10	0,53	1,10
<i>Eschweilera amazonica</i> Knuth	13,56	1,87	1,72	0,46	1,71	1,77	12,88	1,49	1,45	0,45	1,61	1,52	7,46	1,57	1,51	0,24	1,23	1,43
<i>Inga ingoides</i> (Rich) Willd.	15,59	2,16	2,18	0,22	0,82	1,72	16,27	1,89	1,94	0,25	0,87	1,57	6,10	1,28	1,51	0,08	0,41	1,06
<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	10,17	1,41	1,72	0,48	1,81	1,65	12,88	1,49	1,74	0,46	1,62	1,62	8,14	1,71	2,01	0,23	1,14	1,62
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	3,39	0,47	0,46	1,02	3,83	1,59	3,39	0,39	0,39	0,91	3,21	1,33	2,03	0,43	0,50	0,46	2,35	1,09
<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook.f. ex Miers	4,07	0,56	0,69	0,84	3,15	1,47	4,07	0,47	0,58	0,88	3,11	1,39	4,07	0,85	1,00	0,86	4,35	2,07
<i>Chimarrhis turbinata</i> DC.	2,71	0,37	0,34	0,92	3,46	1,39	2,03	0,24	0,29	0,77	2,72	1,08	2,03	0,43	0,50	0,76	3,87	1,60
<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.) DC.	12,20	1,69	1,84	0,14	0,52	1,35	14,24	1,65	1,65	0,13	0,47	1,26	6,78	1,42	1,67	0,10	0,53	1,21
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	0,68	0,09	0,11	0,99	3,72	1,31	0,68	0,08	0,10	1,02	3,62	1,27	-	-	-	-	-	-
<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	10,17	1,41	1,61	0,21	0,80	1,27	10,85	1,26	1,36	0,23	0,80	1,14	4,75	1,00	1,17	0,13	0,64	0,94
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	12,20	1,69	1,49	0,15	0,54	1,24	11,53	1,34	1,26	0,13	0,47	1,02	8,14	1,71	1,84	0,12	0,60	1,38
<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	10,85	1,50	1,38	0,19	0,71	1,20	11,53	1,34	1,36	0,20	0,70	1,13	9,49	1,99	2,17	0,19	0,95	1,70
<i>Croton urucurana</i>	8,81	1,22	1,49	0,22	0,82	1,18	9,49	1,10	1,36	0,23	0,83	1,10	6,10	1,28	1,51	0,19	0,98	1,26
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	8,14	1,12	1,26	0,30	1,13	1,17	7,46	0,87	0,97	0,31	1,09	0,98	6,10	1,28	1,34	0,27	1,36	1,33
<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl	0,68	0,09	0,11	0,87	3,26	1,16	0,68	0,08	0,10	0,92	3,25	1,14	0,68	0,14	0,17	0,94	4,76	1,69
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	8,14	1,12	1,26	0,19	0,72	1,04	9,49	1,10	1,26	0,14	0,50	0,95	6,78	1,42	1,67	0,13	0,66	1,25
<i>Pouteria bilocularis</i> (H. Winkler) Baehni	3,39	0,47	0,57	0,54	2,02	1,02	4,07	0,47	0,58	0,43	1,54	0,86	4,07	0,85	1,00	0,44	2,22	1,36
<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	8,81	1,22	1,38	0,11	0,42	1,01	9,49	1,10	1,26	0,15	0,52	0,96	4,75	1,00	1,00	0,13	0,64	0,88
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	4,75	0,66	0,69	0,39	1,45	0,93	4,75	0,55	0,58	0,37	1,32	0,82	2,03	0,43	0,50	0,15	0,77	0,57

Continua...



Continuação Anexo 2.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Ocotea guianensis</i> Aublet	7,46	1,03	1,15	0,15	0,56	0,91	6,78	0,79	0,87	0,18	0,64	0,77	3,39	0,71	0,84	0,11	0,57	0,71
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	5,42	0,75	0,92	0,28	1,04	0,90	9,49	1,10	1,16	0,32	1,14	1,14	6,10	1,28	1,34	0,26	1,30	1,31
<i>Protium paniculatum</i> var. <i>riedelianum</i> (Engl.) D.C.Daly	8,14	1,12	1,26	0,07	0,26	0,88	8,14	0,94	1,16	0,08	0,29	0,80	2,03	0,43	0,50	0,03	0,17	0,37
<i>Endlicheria longicaudata</i> (Ducke) Kosterm.	6,78	0,94	1,15	0,12	0,47	0,85	10,17	1,18	1,45	0,15	0,53	1,06	4,07	0,85	1,00	0,08	0,40	0,75
<i>Virola melinonii</i> (Benoist) A.C.Sm.	6,78	0,94	1,03	0,10	0,38	0,79	6,78	0,79	0,87	0,12	0,42	0,69	3,39	0,71	0,84	0,08	0,39	0,65
<i>Pausandra martini</i> Baill.	7,46	1,03	1,15	0,03	0,12	0,77	9,49	1,10	1,16	0,04	0,13	0,80	3,39	0,71	0,84	0,01	0,07	0,54
<i>Xylopia benthami</i> R. E. Fries	6,78	0,94	1,15	0,04	0,14	0,74	8,14	0,94	1,07	0,05	0,17	0,73	4,07	0,85	1,00	0,04	0,18	0,68
<i>Chamaecrista scleroxylon</i> (Ducke) H.S.Irwin & Barneby	2,71	0,37	0,46	0,35	1,29	0,71	4,07	0,47	0,48	0,37	1,30	0,75	2,71	0,57	0,67	0,21	1,04	0,76
<i>Mouriri brachyanthera</i> Ducke	6,78	0,94	0,69	0,13	0,47	0,70	5,42	0,63	0,48	0,13	0,45	0,52	2,71	0,57	0,33	0,08	0,43	0,44
<i>Elizabetha paraensis</i> Ducke	4,75	0,66	0,69	0,19	0,71	0,69	8,14	0,94	1,07	0,21	0,76	0,92	4,75	1,00	1,17	0,18	0,94	1,04
<i>Siparuna cuspidata</i> A.DC.	6,10	0,84	1,03	0,03	0,12	0,67	6,78	0,79	0,97	0,04	0,14	0,63	4,07	0,85	1,00	0,03	0,14	0,67
<i>Licania</i> sp.	6,10	0,84	0,92	0,04	0,14	0,63	8,81	1,02	1,07	0,05	0,18	0,76	2,71	0,57	0,67	0,02	0,11	0,45
<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	4,07	0,56	0,69	0,15	0,58	0,61	4,75	0,55	0,68	0,17	0,59	0,61	2,71	0,57	0,67	0,11	0,57	0,60
<i>Poecilanthe</i> sp.	5,42	0,75	0,92	0,04	0,14	0,60	8,81	1,02	1,16	0,06	0,21	0,80	2,71	0,57	0,67	0,03	0,13	0,46
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	4,07	0,56	0,69	0,15	0,56	0,60	4,75	0,55	0,68	0,12	0,43	0,55	1,36	0,28	0,33	0,03	0,13	0,25
<i>Mouriri duckeana</i> Morley	4,07	0,56	0,69	0,14	0,52	0,59	4,07	0,47	0,58	0,15	0,54	0,53	2,03	0,43	0,50	0,14	0,72	0,55
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	2,03	0,28	0,23	0,34	1,26	0,59	2,03	0,24	0,19	0,43	1,52	0,65	1,36	0,28	0,33	0,39	1,98	0,87
<i>Richardella macrophylla</i> (Lam.) Aubrév.	4,07	0,56	0,69	0,14	0,51	0,59	5,42	0,63	0,58	0,10	0,35	0,52	1,36	0,28	0,33	0,05	0,27	0,30
<i>Eperua schomburgkiana</i> Benth.	0,68	0,09	0,11	0,41	1,52	0,58	0,68	0,08	0,10	0,43	1,53	0,57	-	-	-	-	-	-
<i>Pogonophora</i> sp.	5,42	0,75	0,80	0,04	0,15	0,57	7,46	0,87	0,78	0,05	0,17	0,60	3,39	0,71	0,84	0,03	0,16	0,57
<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke	3,39	0,47	0,57	0,17	0,64	0,56	3,39	0,39	0,48	0,19	0,68	0,52	2,03	0,43	0,50	0,17	0,89	0,60
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	4,07	0,56	0,57	0,13	0,48	0,54	4,75	0,55	0,58	0,15	0,53	0,55	3,39	0,71	0,67	0,10	0,53	0,64
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	2,03	0,28	0,34	0,26	0,99	0,54	2,03	0,24	0,29	0,28	0,98	0,50	2,03	0,43	0,50	0,28	1,41	0,78
<i>Mabea caudata</i> Pax & K.Hoffm.	4,07	0,56	0,69	0,09	0,34	0,53	5,42	0,63	0,78	0,11	0,40	0,60	4,07	0,85	1,00	0,11	0,58	0,81

Continua...

Continuação Anexo 2.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith.	2,71	0,37	0,46	0,20	0,75	0,53	1,36	0,16	0,19	0,15	0,53	0,30	0,68	0,14	0,17	0,16	0,79	0,37
<i>Planchonella pachycarpa</i> Pires	4,07	0,56	0,69	0,07	0,25	0,50	4,07	0,47	0,58	0,08	0,27	0,44	2,71	0,57	0,67	0,06	0,31	0,52
<i>Inga auristellae</i> Harms	3,39	0,47	0,57	0,12	0,44	0,49	4,75	0,55	0,68	0,15	0,54	0,59	2,03	0,43	0,50	0,04	0,18	0,37
<i>Aniba burchellii</i> Kosterm.	2,03	0,28	0,34	0,22	0,83	0,49	2,71	0,31	0,39	0,27	0,97	0,56	1,36	0,28	0,33	0,23	1,17	0,60
<i>Tachigali guianensis</i> (Benth.) Zarucchi & Herend.	2,03	0,28	0,34	0,22	0,81	0,48	2,71	0,31	0,39	0,31	1,11	0,60	1,36	0,28	0,33	0,32	1,60	0,74
<i>Talisia retusa</i> AC. Smith	4,07	0,56	0,69	0,01	0,05	0,44	4,07	0,47	0,58	0,02	0,05	0,37	1,36	0,28	0,33	0,01	0,04	0,22
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	2,03	0,28	0,34	0,16	0,61	0,41	2,03	0,24	0,29	0,12	0,42	0,32	1,36	0,28	0,33	0,11	0,57	0,40
<i>Guarea subsessiliflora</i> C. DC.	4,75	0,66	0,46	0,03	0,11	0,41	5,42	0,63	0,48	0,03	0,12	0,41	2,71	0,57	0,67	0,02	0,08	0,44
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	2,03	0,28	0,34	0,16	0,59	0,41	6,10	0,71	0,78	0,19	0,68	0,72	3,39	0,71	0,84	0,18	0,91	0,82
<i>Maquira guianensis</i> Aubl	3,39	0,47	0,57	0,04	0,14	0,39	4,07	0,47	0,58	0,02	0,08	0,38	2,03	0,43	0,50	0,02	0,08	0,34
<i>Swartzia laurifolia</i> Benth.	2,71	0,37	0,46	0,09	0,33	0,39	2,71	0,31	0,39	0,09	0,33	0,35	0,68	0,14	0,17	0,03	0,13	0,15
<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K.Schum.	3,39	0,47	0,46	0,03	0,11	0,35	4,75	0,55	0,68	0,04	0,14	0,46	2,71	0,57	0,67	0,03	0,16	0,46
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don.	0,68	0,09	0,11	0,22	0,82	0,34	0,68	0,08	0,10	0,23	0,80	0,33	-	-	-	-	-	-
<i>Brosimum guianensis</i> (Aubl.) Huber	2,71	0,37	0,46	0,04	0,17	0,33	6,10	0,71	0,78	0,06	0,21	0,56	2,71	0,57	0,50	0,04	0,19	0,42
<i>Chrysophyllum anomalum</i> Pires	2,03	0,28	0,34	0,09	0,35	0,33	2,71	0,31	0,39	0,12	0,41	0,37	2,03	0,43	0,50	0,12	0,61	0,51
<i>Cynometra hostmanniana</i> Tul.	2,71	0,37	0,23	0,10	0,37	0,33	2,03	0,24	0,19	0,06	0,21	0,21	0,68	0,14	0,17	0,01	0,06	0,12
<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	2,71	0,37	0,46	0,04	0,13	0,32	2,71	0,31	0,39	0,05	0,16	0,29	1,36	0,28	0,33	0,03	0,14	0,25
<i>Theobroma glaucum</i> H.Karst.	2,71	0,37	0,46	0,03	0,12	0,32	2,03	0,24	0,29	0,02	0,08	0,20	2,03	0,43	0,50	0,02	0,11	0,35
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	2,03	0,28	0,34	0,09	0,33	0,32	2,03	0,24	0,29	0,10	0,36	0,30	0,68	0,14	0,17	0,02	0,12	0,14
<i>Lecythis jarana</i> (Huber & Ducke) A. C. Smith	2,71	0,37	0,46	0,02	0,08	0,31	2,03	0,24	0,29	0,02	0,08	0,20	1,36	0,28	0,33	0,02	0,08	0,23
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	2,71	0,37	0,34	0,05	0,19	0,30	2,71	0,31	0,29	0,06	0,21	0,27	2,03	0,43	0,33	0,06	0,30	0,36
<i>Protium paniculatum</i> Engl.	2,03	0,28	0,34	0,07	0,25	0,29	3,39	0,39	0,48	0,09	0,30	0,39	0,68	0,14	0,17	0,07	0,36	0,22
<i>Goupia glabra</i> (Gmel.) Aublet	0,68	0,09	0,11	0,18	0,66	0,29	0,68	0,08	0,10	0,19	0,68	0,28	0,68	0,14	0,17	0,19	0,95	0,42
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	2,03	0,28	0,34	0,05	0,20	0,27	1,36	0,16	0,19	0,07	0,26	0,20	1,36	0,28	0,33	0,01	0,03	0,22

Continua...

Continuação Anexo 2.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Heisteria duckei</i> Sleumer	2,71	0,37	0,34	0,02	0,09	0,27	2,71	0,31	0,29	0,03	0,09	0,23	2,03	0,43	0,50	0,03	0,14	0,35
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	1,36	0,19	0,23	0,10	0,39	0,27	1,36	0,16	0,19	0,12	0,43	0,26	1,36	0,28	0,33	0,13	0,68	0,43
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	2,03	0,28	0,34	0,05	0,17	0,27	2,03	0,24	0,29	0,06	0,21	0,25	1,36	0,28	0,33	0,06	0,30	0,31
<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	2,03	0,28	0,34	0,05	0,17	0,27	4,75	0,55	0,39	0,06	0,20	0,38	21,69	4,56	1,67	0,08	0,41	2,21
<i>Duroia fusifera</i> Hook. F. ex K. Schum	2,03	0,28	0,34	0,04	0,16	0,26	2,03	0,24	0,29	0,04	0,15	0,23	0,68	0,14	0,17	0,00	0,01	0,11
<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) A. Robyns	2,71	0,37	0,34	0,02	0,06	0,26	3,39	0,39	0,39	0,02	0,08	0,29	0,68	0,14	0,17	0,00	0,01	0,11
<i>Helicostylis podogyne</i> Ducke	2,03	0,28	0,34	0,04	0,14	0,26	2,03	0,24	0,29	0,04	0,14	0,22	1,36	0,28	0,33	0,03	0,14	0,25
<i>Lonchocarpus spruceanus</i> Benth.	2,03	0,28	0,34	0,04	0,14	0,26	2,03	0,24	0,29	0,04	0,15	0,23	2,03	0,43	0,50	0,05	0,23	0,39
<i>Cedrela odorata</i> Ruiz & Pav.	0,68	0,09	0,11	0,15	0,56	0,26	0,68	0,08	0,10	0,19	0,68	0,28	0,68	0,14	0,17	0,20	1,01	0,44
<i>Astronium gracilis</i> Engl.	2,03	0,28	0,34	0,03	0,10	0,24	2,03	0,24	0,29	0,03	0,10	0,21	-	-	-	-	-	-
<i>Heisteria laxiflora</i> Engler	2,03	0,28	0,34	0,02	0,07	0,23	2,03	0,24	0,29	0,02	0,07	0,20	1,36	0,28	0,33	0,02	0,09	0,24
<i>Pterocarpus</i> sp.	0,68	0,09	0,11	0,13	0,49	0,23	0,68	0,08	0,10	0,15	0,55	0,24	0,68	0,14	0,17	0,15	0,78	0,36
<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	2,03	0,28	0,34	0,02	0,06	0,23	2,03	0,24	0,29	0,02	0,07	0,20	-	-	-	-	-	-
<i>Inga capitata</i> Desv.	2,03	0,28	0,23	0,03	0,13	0,21	4,07	0,47	0,48	0,04	0,15	0,37	1,36	0,28	0,33	0,02	0,11	0,24
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl) Willd.	0,68	0,09	0,11	0,11	0,41	0,21	0,68	0,08	0,10	0,12	0,43	0,20	0,68	0,14	0,17	0,10	0,53	0,28
<i>Solanum americanum</i> Mill.	1,36	0,19	0,23	0,05	0,18	0,20	2,03	0,24	0,29	0,05	0,19	0,24	2,71	0,57	0,67	0,06	0,30	0,51
<i>Vantanea parviflora</i> Lam.	1,36	0,19	0,23	0,05	0,18	0,20	0,68	0,08	0,10	0,05	0,16	0,11	0,68	0,14	0,17	0,04	0,22	0,18
<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	1,36	0,19	0,23	0,05	0,17	0,20	1,36	0,16	0,19	0,05	0,18	0,18	1,36	0,28	0,33	0,06	0,29	0,30
<i>Bixa arborea</i> Huber	2,03	0,28	0,23	0,02	0,07	0,19	2,03	0,24	0,19	0,02	0,08	0,17	1,36	0,28	0,17	0,02	0,10	0,18
<i>Ouratea discophora</i> Ducke	1,36	0,19	0,23	0,04	0,14	0,18	1,36	0,16	0,19	0,05	0,18	0,18	-	-	-	-	-	-
<i>Lacmellea aculeata</i> (Ducke) Monach.	1,36	0,19	0,23	0,03	0,12	0,18	1,36	0,16	0,19	0,03	0,12	0,16	0,68	0,14	0,17	0,01	0,05	0,12
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent	1,36	0,19	0,23	0,03	0,11	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pterocarpus officinalis</i> Jacq.	1,36	0,19	0,23	0,03	0,10	0,17	3,39	0,39	0,48	0,04	0,14	0,34	2,03	0,43	0,50	0,04	0,18	0,37
<i>Swartzia acuminata</i> Willd. ex Vogel	0,68	0,09	0,11	0,08	0,30	0,17	0,68	0,08	0,10	0,10	0,35	0,18	0,68	0,14	0,17	0,12	0,63	0,31

Continua...

Continuação Anexo 2.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Miconia ruficalyx</i> Gleason	1,36	0,19	0,23	0,02	0,07	0,16	1,36	0,16	0,19	0,03	0,11	0,15	1,36	0,28	0,17	0,03	0,16	0,20
<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	1,36	0,19	0,23	0,02	0,07	0,16	2,03	0,24	0,29	0,03	0,09	0,21	1,36	0,28	0,33	0,01	0,07	0,23
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	1,36	0,19	0,23	0,01	0,05	0,16	1,36	0,16	0,19	0,02	0,06	0,14	-	-	-	-	-	-
<i>Mezilaurus lindaviana</i> Schw.&Mez	1,36	0,19	0,23	0,01	0,05	0,16	1,36	0,16	0,19	0,02	0,06	0,14	1,36	0,28	0,33	0,02	0,11	0,24
<i>Couepia robusta</i> Huber	1,36	0,19	0,23	0,01	0,04	0,15	1,36	0,16	0,19	0,01	0,04	0,13	0,68	0,14	0,17	0,01	0,05	0,12
<i>Theobroma</i> sp.	1,36	0,19	0,23	0,01	0,03	0,15	1,36	0,16	0,19	0,01	0,04	0,13	0,68	0,14	0,17	0,00	0,02	0,11
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	1,36	0,19	0,23	0,01	0,03	0,15	2,71	0,31	0,39	0,01	0,05	0,25	2,03	0,43	0,50	0,01	0,07	0,33
<i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart	1,36	0,19	0,23	0,01	0,02	0,15	1,36	0,16	0,19	0,01	0,02	0,12	-	-	-	-	-	-
<i>Annona cherimolioides</i> Triana&Planch.	1,36	0,19	0,23	0,00	0,02	0,14	1,36	0,16	0,19	0,00	0,02	0,12	0,68	0,14	0,17	0,00	0,02	0,11
<i>Duguetia cadaverica</i> Huber	1,36	0,19	0,23	0,00	0,01	0,14	4,07	0,47	0,58	0,02	0,05	0,37	0,68	0,14	0,17	0,01	0,03	0,11
<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke	0,68	0,09	0,11	0,06	0,21	0,14	0,68	0,08	0,10	0,06	0,23	0,13	-	-	-	-	-	-
<i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marcano-Berti	0,68	0,09	0,11	0,05	0,19	0,13	1,36	0,16	0,19	0,06	0,23	0,19	0,68	0,14	0,17	0,06	0,31	0,21
<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg	0,68	0,09	0,11	0,04	0,14	0,12	0,68	0,08	0,10	0,04	0,14	0,11	-	-	-	-	-	-
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,68	0,09	0,11	0,03	0,13	0,11	1,36	0,16	0,19	0,06	0,20	0,18	1,36	0,28	0,33	0,07	0,33	0,32
<i>Aspidosperma</i> sp.	0,68	0,09	0,11	0,03	0,09	0,10	0,68	0,08	0,10	0,04	0,14	0,11	0,68	0,14	0,17	0,05	0,23	0,18
<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll.-Arg.) Woodson	0,68	0,09	0,11	0,02	0,09	0,10	0,68	0,08	0,10	0,04	0,13	0,10	-	-	-	-	-	-
<i>Erythroxylum gracilipes</i> Peyr.	0,68	0,09	0,11	0,02	0,08	0,10	0,68	0,08	0,10	0,02	0,08	0,09	-	-	-	-	-	-
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm	0,68	0,09	0,11	0,02	0,07	0,09	1,36	0,16	0,19	0,02	0,06	0,14	0,68	0,14	0,17	0,02	0,08	0,13
<i>Ampelocera edentula</i> Kuhlman	0,68	0,09	0,11	0,02	0,07	0,09	0,68	0,08	0,10	0,02	0,07	0,08	-	-	-	-	-	-
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0,68	0,09	0,11	0,02	0,07	0,09	0,68	0,08	0,10	0,02	0,07	0,08	0,68	0,14	0,17	0,02	0,10	0,14
<i>Joannesia heveoides</i> Ducke	0,68	0,09	0,11	0,02	0,07	0,09	0,68	0,08	0,10	0,03	0,10	0,09	0,68	0,14	0,17	0,03	0,15	0,15
<i>Vismia guianensis</i> D. C.	0,68	0,09	0,11	0,02	0,06	0,09	0,68	0,08	0,10	0,02	0,05	0,08	-	-	-	-	-	-
<i>Protium robustum</i>	0,68	0,09	0,11	0,01	0,05	0,09	2,71	0,31	0,39	0,02	0,09	0,26	1,36	0,28	0,33	0,01	0,03	0,22
<i>Copaifera reticulata</i> Ducke	0,68	0,09	0,11	0,01	0,05	0,09	0,68	0,08	0,10	0,01	0,05	0,07	0,68	0,14	0,17	0,01	0,07	0,13

Continua...

Continuação Anexo 2.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Maytenus</i> sp.	0,68	0,09	0,11	0,01	0,05	0,09	0,68	0,08	0,10	0,01	0,05	0,07	-	-	-	-	-	-
<i>Panopsis sessilifolia</i>	0,68	0,09	0,11	0,01	0,05	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	0,68	0,09	0,11	0,01	0,04	0,08	2,03	0,24	0,29	0,02	0,05	0,19	1,36	0,28	0,33	0,01	0,07	0,23
<i>Zanthoxylum huberi</i> P. G. Waterman	0,68	0,09	0,11	0,01	0,04	0,08	1,36	0,16	0,19	0,01	0,04	0,13	0,68	0,14	0,17	0,01	0,06	0,12
<i>Senna multijuga</i> (L.C.Rich.) Irwin & Barneby	0,68	0,09	0,11	0,01	0,04	0,08	0,68	0,08	0,10	0,01	0,04	0,07	-	-	-	-	-	-
<i>Mezilaurus</i> sp.	0,68	0,09	0,11	0,01	0,03	0,08	1,36	0,16	0,19	0,01	0,04	0,13	0,68	0,14	0,17	0,01	0,04	0,12
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers & Benth.	0,68	0,09	0,11	0,01	0,03	0,08	0,68	0,08	0,10	0,01	0,02	0,07	-	-	-	-	-	-
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	0,68	0,09	0,11	0,01	0,02	0,08	1,36	0,16	0,19	0,01	0,04	0,13	0,68	0,14	0,17	0,01	0,05	0,12
<i>Rinorea neglecta</i> Sandwith	0,68	0,09	0,11	0,00	0,02	0,08	1,36	0,16	0,19	0,01	0,04	0,13	0,68	0,14	0,17	0,01	0,05	0,12
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	0,68	0,09	0,11	0,00	0,02	0,08	0,68	0,08	0,10	0,01	0,03	0,07	0,68	0,14	0,17	0,01	0,06	0,12
<i>Aniba rosaeodora</i> Ducke	0,68	0,09	0,11	0,00	0,01	0,07	0,68	0,08	0,10	0,01	0,02	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	0,68	0,09	0,11	0,00	0,01	0,07	1,36	0,16	0,19	0,01	0,03	0,13	1,36	0,28	0,33	0,01	0,05	0,22
<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	0,68	0,09	0,11	0,00	0,01	0,07	0,68	0,08	0,10	0,00	0,01	0,06	0,68	0,14	0,17	0,00	0,02	0,11
<i>Pouteria oppositifolia</i> (Ducke) Baehni	0,68	0,09	0,11	0,00	0,01	0,07	0,68	0,08	0,10	0,00	0,02	0,06	0,68	0,14	0,17	0,01	0,03	0,11
<i>Guarea</i> sp.	0,68	0,09	0,11	0,00	0,01	0,07	0,68	0,08	0,10	0,00	0,01	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A.Chev.	0,68	0,09	0,11	0,00	0,01	0,07	0,68	0,08	0,10	0,00	0,01	0,06	0,68	0,14	0,17	0,00	0,02	0,11
<i>Rinorea macrocarpa</i> (C.Mart. Ex Eichler) Kuntze	0,68	0,09	0,11	0,00	0,01	0,07	1,36	0,16	0,19	0,00	0,02	0,12	0,68	0,14	0,17	0,00	0,01	0,11
<i>Matayba opaca</i> Radlk.	0,68	0,09	0,11	0,00	0,01	0,07	4,07	0,47	0,58	0,01	0,04	0,37	1,36	0,28	0,33	0,01	0,03	0,22
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,02	0,01	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Casearia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,02	0,01	0,06	0,68	0,14	0,17	0,00	0,01	0,11
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz et Pav.) Cham.	-	-	-	-	-	-	1,36	0,16	0,19	0,01	0,02	0,13	0,68	0,14	0,17	0,01	0,06	0,12
<i>Cupania</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,03	0,01	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Derris spruceana</i> (Benth.) Ducke	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,02	0,01	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Dulacia candida</i> (Poepp.) Kuntze	-	-	-	-	-	-	1,36	0,16	0,19	0,01	0,01	0,12	-	-	-	-	-	-

Continua...

Continuação Anexo 2.

Espécies	2010						2015						2017					
	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI	DA	DR	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Eugenia flavescens</i> DC.	-	-	-	-	-	-	1,36	0,16	0,19	0,02	0,02	0,12	0,68	0,14	0,17	0,00	0,01	0,11
<i>Inga striata</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	2,03	0,24	0,29	0,02	0,03	0,19	-	-	-	-	-	-
<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.	-	-	-	-	-	-	2,03	0,24	0,29	0,02	0,03	0,18	0,68	0,14	0,17	0,01	0,03	0,11
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	-	-	-	-	-	-	1,36	0,16	0,19	0,03	0,02	0,12	1,36	0,28	0,33	0,01	0,04	0,22
<i>Parinari montana</i>	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,03	0,01	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,03	0,01	0,06	0,68	0,14	0,17	0,00	0,02	0,11
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,03	0,01	0,06	0,68	0,14	0,17	0,00	0,02	0,11
<i>Pouteria</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,03	0,02	0,06	0,68	0,14	0,17	0,01	0,03	0,11
<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	-	-	-	-	-	-	4,07	0,47	0,58	0,03	0,07	0,37	-	-	-	-	-	-
<i>Rapanea gardneriana</i>	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,03	0,02	0,06	0,68	0,14	0,17	0,00	0,01	0,11
<i>Sagotia brachysepala</i>	-	-	-	-	-	-	1,36	0,16	0,19	0,03	0,02	0,12	0,68	0,14	0,17	0,00	0,02	0,11
<i>Schefflera morototoni</i> Mag. Steyem. & Fondin	-	-	-	-	-	-	1,36	0,16	0,19	0,03	0,02	0,12	0,68	0,14	0,17	0,00	0,02	0,11
<i>Swartzia Duckei</i>	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,02	0,01	0,06	0,68	0,14	0,17	0,00	0,02	0,11
<i>Swartzia schomburgkii</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,02	0,01	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Swartzia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	1,36	0,16	0,19	0,02	0,05	0,13	1,36	0,28	0,33	0,02	0,08	0,23
<i>Talisia allenii</i>	-	-	-	-	-	-	2,71	0,31	0,29	0,02	0,04	0,22	-	-	-	-	-	-
<i>Tovumito ubelato</i>	-	-	-	-	-	-	0,68	0,08	0,10	0,01	0,01	0,06	-	-	-	-	-	-
Total	723,39	100	100	26,71	100	100	861,69	100	100	28,20	100	100	475,93	100	100	19,70	100	100