



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOCIEDADE, NATUREZA E  
DESENVOLVIMENTO**

**DÁRLISON FERNANDES CARVALHO DE ANDRADE**

**EFEITO DO FOGO NA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA DE FLORESTA  
MANEJADA E NÃO MANEJADA NA FLONA DO TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL**

**SANTARÉM - PA  
2020**

**DÁRLISON FERNANDES CARVALHO DE ANDRADE**

**EFEITO DO FOGO NA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA DE FLORESTA  
MANEJADA E NÃO MANEJADA NA FLONA DO TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL**

Tese submetida conforme exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais do Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento, na Linha de Pesquisa: Impactos Ambientais e Sociais da Mudança do Uso da Terra na Amazônia.

**Orientador:** Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama

**Coorientador:** Dr. Ademir Roberto Ruschel

**SANTARÉM - PA  
2020**

**Versão em inglês do título:**

Fire effects on tree vegetation dynamics of a managed and unmanaged rainforest in Tapajós National Forest, Pará, Brazil

O autor pode autorizar consulta e cópia deste trabalho somente para uso pessoal. Qualquer outro uso estará sujeito às leis de direitos autorais. Permissões para reprodução de qualquer material contido neste trabalho devem ser obtidas com o autor.

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA**

---

A553e Andrade, Dárlison Fernandes Carvalho de  
Efeito do fogo na dinâmica da vegetação arbórea de floresta manejada e não manejada na FLONA do Tapajós, Pará, Brasil./ Dárlison Fernandes Carvalho de Andrade. – Santarém, 2020.

146 p. : il.

Inclui bibliografias.

Orientador: João Ricardo Vasconcellos Gama

Coorientador: Ademir Roberto Ruschel

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento.

1. Diversidade de espécies. 2. Taxa de recrutamento. 3. Taxa de mortalidade. I. Gama, João Ricardo Vasconcellos, *orient.* II. Ruschel, Ademir Roberto, *coorient.* III. Título.

---

CDD: 23 ed. 634.92098115

Bibliotecária - Documentalista: Renata Ferreira – CRB/2 1440

## TERMO DE APROVAÇÃO

DÁRLISON FERNANDES CARVALHO DE ANDRADE

### EFEITO DO FOGO NA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA DE FLORESTA MANEJADA E NÃO MANEJADA NA FLONA DO TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor  
em Ciências Ambientais do Programa de Pós-  
Graduação em Sociedade, Natureza e  
Desenvolvimento.

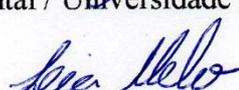
Orientador: Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama.  
Coorientador: Dr. Ademir Roberto Ruschel.

#### BANCA EXAMINADORA



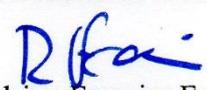
Dra. Lucieta Guerreiro Martorano

Embrapa Amazônia Oriental / Universidade Federal do Oeste do Pará



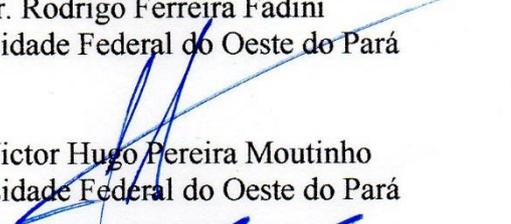
Dra. Lia de Oliveira Melo

Universidade Federal do Oeste do Pará



Dr. Rodrigo Ferreira Fadini

Universidade Federal do Oeste do Pará

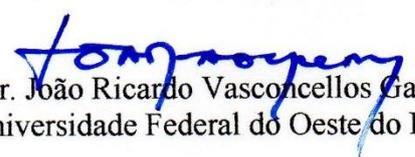


Dr. Victor Hugo Pereira Moutinho  
Universidade Federal do Oeste do Pará



Dr. Rafael Rode

Universidade Federal do Oeste do Pará



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

**APROVADA EM:** 28/ 01/ 2020.

Ao meu primeiro orientador na vida acadêmica, Olinto Gomes da Rocha Neto (*in memoriam*), pelas oportunidades e pelos valorosos ensinamentos, no período em que estive como bolsista do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC), entre 2005 e 2006, na Embrapa Amazônia Oriental, em Santarém, Pará,

À minha avó materna Raimunda Carvalho (*in memoriam*),

Aos meus pais, Francisco e Deusa,

À minha esposa Patrícia Andrade e aos meus filhos Anna Beatriz e Gael Andrade que são meus pilares de sustentação.

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

Antes de citar, nominalmente, as pessoas que foram fundamentais nesta jornada, agradeço as instituições que tornaram tudo possível. Obrigado:

Embrapa Amazônia Oriental pela cessão dos dados das parcelas permanentes da área experimental do Km 114, na Floresta Nacional do Tapajós;

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pela concessão de licença capacitação remunerada, que me permitiu cursar o doutorado com dedicação integral;

Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) por toda a estrutura disponibilizada (disciplinas, sala de estudos e secretaria do PPGSND), durante o Doutorado.

Tempo é um recurso limitado e, ao decidirmos onde iremos usá-lo, abdicamos de uma infinidade de possibilidades, dentre elas: o tempo que deixamos de dedicar a família, aos amigos e ao cuidado pessoal. A decisão por ingressar em um doutorado requer a consciência de que muito além do seu tempo, que será dedicado a árdua e nobre tarefa de responder a uma problemática científica, o candidato ao doutorado, também decide que outras pessoas não terão acesso a este tempo, pois ele será usado no “processo” que culminará com a defesa da Tese. Por tudo isso, agradeço, inicialmente, aos meus familiares e amigos, com os quais, em razão da jornada, reduzi a convivência nestes últimos anos.

Entre meus amigos e familiares, em especial, agradeço:

Aos meus pais, que sempre priorizaram a educação dos filhos, e se hoje estou apto ao doutorado, devo a eles minha eterna gratidão por todos os recursos (financeiros e tempo) que investiram na minha formação profissional e, principalmente, na construção do ser humano, espelho dos valores (honestidade, dedicação, amor-próprio, coragem, persistência e responsabilidade) que mais admiro, em ambos;

A minha esposa Patrícia Oliveira de Andrade que está comigo, incentivando minha jornada acadêmica, desde os primeiros anos da graduação. Muito obrigado por ter sido compreensiva, quando estive cursando o mestrado na Universidade Federal Rural da Amazônia, em Belém (PA) e por estar ao meu lado, durante todo o doutorado, exercendo com muito zelo e amor seu papel de mãe com os nossos filhos, Anna e Gael;

A minha sogra Francisca Elenice que nos apoiou nos momentos mais importantes de nossas vidas, quando nasceram nossos filhos, Anna (4,5 anos) e Gael (6 meses);

Aos meus amigos integrantes do grupo de ciclismo “Pedal Raiz”, que durante os últimos dois anos do doutorado, foram fundamentais para a minha saúde física e mental.

Dentre os amigos que a vida me apresentou, nestes últimos quatro anos, sou muito grato pela oportunidade de convivência e troca de saberes com o Elton Teixeira que, além dos momentos de alegria que temos compartilhado, ofertou todo o apoio que eu precisava para cursar quatro disciplinas, como aluno especial, no Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA);

Além dos amigos e familiares, diversos profissionais, alguns deles, também, amigos, foram cruciais para a elaboração e revisão do conteúdo desta Tese, em especial, agradeço:

Aos professores e alunos do Programa de Pós-Graduação em Ecologia do INPA com os quais aprendi muito sobre Ecologia de Comunidades e Estatística. Em especial, agradeço a Dra. Flávia Costa e ao Dr. William Magnusson pelas aulas transformadoras que tive a oportunidade de assistir, ao Dr. Niro Higuchi pela gentileza nas orientações que me enviou, por e-mail, sobre a análise estatística que eu poderia utilizar; e ao aluno de doutorado Alan Filipe por toda a ajuda com a análise e manipulação de dados na Plataforma R;

Aos funcionários da Embrapa Amazônia Oriental que há décadas, apesar de todas as dificuldades, dedicam seu tempo a instalação, medição e monitoramento de parcelas permanentes em áreas de floresta submetidas ao manejo florestal. Em especial, agradeço ao Dr. Ademir Roberto Ruschel, responsável pelos dados do Km 114, com quem, desde o final do meu mestrado (2011), tenho mantido contato e, juntos, pensamos a primeira proposta de estudo do que viria a ser esta Tese;

Também na Embrapa Amazônia Oriental conheci, em meados de 2019, o Dr. Gustavo Schwartz, profissional proativo, dedicado e extremamente competente. Sou muito grato ao Gustavo por ter me ajudado em um momento de insegurança quanto às análises estatísticas necessárias para os dados da área manejada atingida pelo fogo. Durante três meses de muito trabalho, conseguimos elaborar artigos com qualidade suficiente para submissão em revistas internacionais com alto fator de impacto. Nesta fase, agradeço, ainda, aos alunos de Pós-Graduação da Universidade Estadual Centro Oeste, Daniele Lima da Costa e Misael Freitas dos Santos, e ao Fábio Menezes de Carvalho do ICMBio por ajudarem no tratamento e organização dos dados utilizados nos dois últimos capítulos.

Além destes, sou grato as orientações e sugestões da Dra. Lia Melo que tem me ajudado desde a graduação, e as orientações e revisão crítica de artigos da Dra. Angela Luciana de Avila.

Durante a elaboração dos artigos científicos adquiri conhecimentos valiosos sobre redação científica com todos os profissionais já citados. A necessidade pela escrita de qualidade dos artigos me fez ir atrás de livros voltados para a redação científica e destaco a importante

influência do autor Gilson Volpato a quem sou extremamente grato por suas obras. Além disso, as devolutivas das revistas com sugestões dos revisores e editores tornaram os capítulos desta Tese muito melhores do que eram. Portanto, agradeço, também a todos os profissionais anônimos que colaboraram com a revisão do texto.

Agradeço ao meu orientador de mestrado Dr. João Olegário Pereira de Carvalho que abriu as portas da Pós-Graduação, em 2009, e que, desde então, em nenhum momento, deixou de participar da minha formação profissional. Durante o doutorado, João Olegário compartilhou comigo conhecimentos valiosos e sempre que necessário me deu aulas, por meio do exemplo na vida profissional e do compromisso que tem com a Ciência Florestal.

Por fim, destaco o Dr. João Ricardo Vasconcellos Gama, meu orientador, que acompanha minha jornada desde o início da Graduação, em 2004. Obrigado Dr. João Ricardo por ser, além de um excelente professor, um grande amigo. Nestes quinze anos (2004 – 2019) que temos compartilhado experiências e aprendizados, ter a oportunidade de sintetizar tudo isso com a obtenção do título de Dr. em Ciências Ambientais sob sua orientação simboliza toda a gratidão que tenho por nossa convivência.

Agradeço, por fim, aos membros da banca examinadora pelas valorosas contribuições.

A jornada, realmente, é árdua, mas, de fato, o maior ganho que se pode extrair de um doutorado é a evolução obtida com o “processo”, mencionado no início destes agradecimentos. É o que, de fato, faz tudo valer a pena. As dificuldades, o caminho escolhido, as pessoas que surgiram no meu caminho, os erros, os acertos, as dezenas de livros e artigos lidos, enfim, tudo isso constitui a jornada até aqui. Deste ponto em diante tudo fica na mão do imponderável, do acaso, na mão de Deus! À Deus agradeço por toda a jornada!

*“O acaso alimenta uma mente ordenada”*

Leonard Mlodinow

## RESUMO

Entre os distúrbios de origem antrópica que ocorrem nas florestas tropicais, o fogo e seus impactos a longo prazo ainda são pouco conhecidos, especialmente quando há interações com a extração seletiva de madeira. Com o monitoramento de parcelas permanentes, é possível descrever a trajetória de recuperação e entender os mecanismos de resiliência da floresta, após a ocorrência de incêndios. O objetivo deste estudo foi responder à seguinte pergunta: como o fogo afeta a trajetória de recuperação de uma floresta madura, submetida a extração seletiva de madeira, na Amazônia brasileira? Para abordar essa questão, utilizou-se um conjunto de 60 parcelas de 0,25 ha (50 m x 50 m; 12 hectares de amostra) instaladas na Floresta Nacional do Tapajós em 180 hectares de uma floresta madura de terra firme com histórico de manejo florestal (1982), e fogo (1997), monitorada através de medições frequentes de árvores com DAP  $\geq 5$  cm, de 1981 a 2012 (31 anos). Para determinar os efeitos dos distúrbios, a área basal, as taxas de mortalidade, as taxas de recrutamento e a diversidade de espécies foram comparadas através da Análise de Variância (ANOVA) de medidas repetidas e Modelos Lineares de Efeito Misto (LMM). Os resultados evidenciam que, na Amazônia brasileira, a floresta ombrófila densa, no tempo de 15 anos após o incêndio, é capaz de estabilizar suas taxas de mortalidade e a estrutura da floresta permanece semelhante às suas condições originais, principalmente, porque a mortalidade se concentra nas primeiras classes de diâmetro (DAP < 20 cm), embora ainda sejam registradas altas taxas de recrutamento e a forte presença de espécies arbóreas pioneiras. Nas florestas manejadas afetadas pelo fogo, a intensidade e frequência dos distúrbios anteriores são fatores determinantes na dinâmica da vegetação arbórea e, portanto, a resiliência da floresta está diretamente associada às condições anteriores de estrutura da floresta (área basal e presença de grandes árvores). A combinação de exploração de impacto reduzido, redução da área basal de espécies não comerciais e pequenos incêndios, não causa perdas na diversidade de espécies, embora o desbaste de alta intensidade de espécies não comerciais altere a composição das espécies. Em síntese, florestas sem histórico de distúrbios frequentes são mais resistentes e resilientes ao fogo.

**Palavras-chave:** Diversidade de espécies. Taxa de recrutamento. Taxa de mortalidade. Tratamento silvicultural. Floresta tropical

## ABSTRACT

Among the disturbances of anthropic origin that occur in tropical forests, fire and its long-term impacts are still poorly known, especially when there are interactions with selective logging. With the monitoring of permanent plots, it is possible to describe the recovery trajectory and better understand the resilience mechanisms of the forest after the occurrence of fires. The objective of my thesis was to answer the following question: how does fire affect the recovery trajectory of a mature forest subjected to selective logging in the Brazilian Amazon? To tackle this question, it was used a set of 60 plots of 0.25 ha (50 m x 50 m; 12 sample hectares) installed in the Tapajós National Forest on 180 hectares of a mature *terra firme* forest with a history of forest management (1982) and fire (1997), monitored through frequent measurements of trees with DBH  $\geq$  5 cm, from 1981 to 2012 (31 years). To determine the disturbance effects, basal area, mortality rates, recruitment rates, and species diversity, were compared through Repeated Measures Variance Analysis (ANOVA) and Linear Mixed Effect Models (MLM). The results show that in the Brazilian Amazon, in the time of 15 years after the fire, Dense Ombrophilous Forest, is able to stabilize its mortality rates and forest structure remains similar to its original conditions, mostly due to mortality is concentrated among small trees (DBH < 20 cm), although there are still high recruitment rates and the strong presence of pioneer tree species. In managed forests affected by fire, logging intensity is a determining factor in the dynamics of tree vegetation, and therefore the resilience of the forest is directly associated with previous conditions of forest structure (basal area and presence of large trees). The combination of reduced impact logging, reduction of basal area of non-commercial species, and small fires did not cause losses in species diversity, although heavy thinning alters the species composition. In short, forests with no history of frequent disturbances are more fire resistant and resilient.

**Keywords:** Species diversity. Recruitment rate. Mortality rate. Silvicultural treatment. Tropical forest

## LISTA DE ARTIGOS

**Desta Tese foram extraídos 6 artigos:**

DE ANDRADE, D. F. C.; GAMA, J. R.V.; SANTOS, F. G.; MELO, M. S.; KANASHIRO, M.; ESPADA, A. L. V. O que aprendemos sobre manejo madeireiro de florestas nativas na Amazônia brasileira? **Pesquisa Florestal Brasileira**, em avaliação por pares.

DE ANDRADE, D. F. C.; GAMA, J. R.V.; RUSCHEL, A. R. Recuperação pós-fogo da vegetação arbórea em florestas da Amazônia. *In*: MINERVINO, A. H. H.; BRASILEIRO, T. S. A. (org.). **Sociedade, Natureza e Desenvolvimento na Amazônia**. 1. ed. Santarém, UFOPA, 2019. p. 109-123.

DE ANDRADE, D. F. C.; GAMA, J. R.V.; RUSCHEL, A. R.; MELO, L. O.; DE AVILA, A. L.; DE CARVALHO, J. O. P. Post-fire recovery of a dense ombrophylous forest in Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 2, e20170840, 2019. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920170840>

DE ANDRADE, D. F. C.; RUSCHEL, DE AVILA, A. L.; A. R., GAMA, J. R.V. Composição e estrutura de uma floresta primária atingida por incêndio florestal na Amazônia Oriental. **Ciência Florestal**, no prelo.

DE ANDRADE, D. F. C., RUSCHEL, A. R., SCHWARTZ, G.; DE CARVALHO, J. O. P.; GAMA, J. R.V. Forest resilience to fire in eastern amazon depends on the intensity of pre-fire disturbance. **Forest Ecology and Management**, em avaliação por pares.

DE ANDRADE, D. F. C., RUSCHEL, A. R., SCHWARTZ, G.; DE CARVALHO, J. O. P.; DOS SANTOS, M. F.; DA COSTA, D. L.; OLIVEIRA, A. F de S.; GAMA, J. R.V. Logging and fire change species composition of dense ombrophilous forest in eastern Amazon. **Canadian Journal of Forest Research**, em avaliação por pares.

Todos os artigos estão apresentados com seu conteúdo original, ressalvadas algumas divergências entre a versão em inglês e as versões traduzidas.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1. Atividades humanas com efeito direto (a - d) e indireto (e - h) na ocorrência dos incêndios florestais e perda de resiliência da floresta em função do aumento da intensidade e frequência dos estresses nas árvores e distúrbios na floresta. ....40
- Figura 2. Número médio de árvores vivas e perda de biomassa acima do solo (em relação à floresta primária não queimada) por hectare em diferentes classes de tamanho de árvores, mostrando (a) a resposta temporal a incêndios em parcelas de floresta primária (barras brancas) e parcelas de florestas queimadas examinadas 1 ano (barras cinza) e 3 anos (barras sólidas) após o incêndio; e (b) a perda de árvores vivas e biomassa 3 anos após o incêndio, em floresta primária (barras brancas), floresta queimada uma vez (barras cinza) e floresta queimada duas vezes (barras sólidas). Os símbolos de círculo indicam o declínio médio na biomassa viva dos níveis de floresta não queimada em cada tratamento de perturbação.....42
- Figura 3. Perfis transversais verticais representando a “secundarização” sequencial de florestas queimadas repetidamente na Amazônia central. Essa trajetória parte de (a) uma floresta de copa fechada não queimada para (b) uma floresta de copa aberta que foi queimada uma vez, onde quase metade das árvores foram danificadas ou mortas, para (c) uma queima de duas ou três vezes em que a floresta se assemelha a florestas secundárias jovens que crescem em terras degradadas. Esse processo de secundarização da floresta envolve uma série de mudanças drásticas na estrutura e composição da floresta, incluindo perda severa de biomassa, perda da estrutura vertical resultante do desbaste do dossel superior e perda de árvores emergentes, hiperproliferação de pioneiras, rápida rotação da composição e simplificação do banco de sementes.....43
- Figura 4. Taxa de recrutamento de árvores (% ano<sup>-1</sup>) em cada grupo ecológico (Pioneiras, Demandantes de Luz e Tolerantes à Sombra), das árvores com DAP  $\geq 45$  cm, em uma floresta ombrófila densa submetida a exploração de madeira com técnicas de impacto reduzido, em cinco florestas exploradas ao longo de 13 anos (2002-2015), no município de Rio Capim, Pará, Brasil. Letras minúsculas indicam diferenças entre grupos ecológicos e letras maiúsculas indicam diferenças ( $p < 0,05$ ) ao longo do tempo dentro de cada grupo ecológico, conforme ANCOVA com teste post hoc de Tukey. ....45
- Figura 5. Localização das parcelas atingidas e não atingidas pelo fogo na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil. ....49

Figura 6. Taxa anual de mortalidade (árvores ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> ), média e desvio padrão, para as árvores remanescentes (a) e árvores recrutadas (b), taxa anual (árvores ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> ) de recrutamento (c) e a diferença entre as taxas de mortalidade e recrutamento registradas para T0 (1,75 ha) e T1 (1,25 ha), antes e depois do incêndio (d), considerando árvores com DAP ≥ 5 cm, monitoradas por 29 anos em uma área de floresta ombrófila densa sem histórico de exploração na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. ....	56
Figura 7. Taxas anuais de mortalidade e recrutamento - porcentagem de árvores recrutadas ou mortas em comparação com árvores vivas na medição anterior, mais o respectivo desvio padrão, para árvores com DAP ≥ 5 cm, nas parcelas T0 (1,75 ha), na Figura a, nas parcelas T1 (1,25 ha), na Figura b, durante 29 anos de monitoramento, em floresta ombrófila densa, sem histórico de exploração, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. ....	56
Figura 8. Mortalidade anual (árvores ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> ) por classes de diâmetro (cm), média e desvio padrão, de 1983 a 1995 (a), 1995 a 2008 (b), 2008 a 2012 (c) e perdas em área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> ), causada pela mortalidade das árvores de 1983 a 1995 (d), 1995 a 2008 (e) e 2008 a 2012 (f), para parcelas queimadas (T1) e não queimadas (T0), e a diferença entre as taxas de mortalidade (g) e perdas na área basal (h), por classe de diâmetro, registradas para a floresta afetada pelo fogo em comparação com a floresta não afetada, antes e depois do incêndio, em uma floresta ombrófila densa, sem histórico de exploração, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.....	58
Figura 9. Valores médios da densidade (a) e diferença entre as médias de densidade antes e depois do incêndio (b) e os valores médios da área basal (c) e a diferença entre as médias da área basal antes e após o incêndio (d) em todas as medições, nos 29 anos de monitoramento, para parcelas afetadas pelo fogo (T1) e não afetadas pelo fogo (T0), em floresta ombrófila densa, sem histórico de exploração, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. ....	59
Figura 10. Índice de diversidade de Shannon (A) e riqueza de espécies (B) em uma área de floresta madura sem histórico de perturbações e em uma área de floresta madura com registro de incêndio, no ano de 1997, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil. ....	68
Figura 11. Dinâmica de ingresso e egresso de espécies em uma área de floresta madura sem histórico de perturbações (T0) e em uma área de floresta madura com registro de incêndio (T1), no ano de 1997, Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil.....	68
Figura 12. Ranking de abundância das espécies arbóreas, em T1, comparando o último ano antes do incêndio e o décimo primeiro ano após o fogo na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil. ....	69

Figura 13. Localização das parcelas permanentes não queimadas e queimadas pelo incêndio de 1997, instaladas em uma floresta primária de 36 ha não-explorada e em uma floresta primária de 144 ha, onde houve colheita, em 1982, e desbastes de espécies não comerciais, com anelamento e uso de produto químico, em 1993-1994 na Floresta Nacional de Tapajós, leste da Amazônia, Brasil. T0: área de controle; T1: colheita apenas de indivíduos de espécies comerciais com DAP $\geq 45$ cm; T2: colheita apenas de indivíduos de espécies comerciais com DAP $\geq 55$ cm e baixa redução da área basal de espécies não comerciais; T3: colheita apenas de indivíduos de espécies comerciais com DAP $\geq 55$ cm e redução média da área basal de espécies não comerciais; T4: colheita apenas de indivíduos de espécies comerciais com DAP $\geq 55$ cm e alta redução da área basal de espécies não comerciais. Os tratamentos T1 e T3 não foram abordados neste estudo. ....	79
Figura 14. Densidade das árvores remanescentes, antes do incêndio (média $\pm$ dp), na primeira medição de T2 (tratamento 2) e T4 (tratamento 4) (1981) e T0 (controle) (1983) até 1995 (A) e densidade pós-incêndio em T0, T2 e T4 (tratamentos sem fogo de T0, T2 e T4) e T0F, T2F e T4F (parcelas atingidas pelo fogo de T0, T2 e T4) de 1995 a 2012 (B), na área experimental do km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. ....	85
Figura 15. Área basal de árvores com DAP $\geq 5$ cm dos tratamentos T0, T2 e T4 durante o período pré-incêndio (1981-1995) (A) e os tratamentos não queimados (T0; T2; T4) e queimados (T0F; T2F; T4F) no período pós-incêndio (1995-2012) (B). Densidade (C) e área basal (D) de árvores com DAP $> 60$ cm durante o período 1995-2012 na Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. ....	86
Figura 16. Média ( $\pm$ dp) das taxas de mortalidade (% ano <sup>-1</sup> ) dos tratamentos T0, T2 e T4 no período pré-incêndio de 1981-1995 (A) e não queimados (T0, T2 e T4) e queimados (T0F, T2F e T4F) no período pós-incêndio 1995-2012 (B). Média ( $\pm$ dp) das taxas de recrutamento (% ano <sup>-1</sup> ) seguindo os mesmos tratamentos e períodos de “A” (C) e “B” (D) na área experimental do km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. ....	87
Figura 17. Área basal por classe de diâmetro (cm) nos tratamentos não queimados (T0; T2; T4) e queimados (T0F; T2F; T4F) em 1995, 2008 e 2012 na área experimental do km 114, Floresta Nacional de Tapajós, leste da Amazônia, Brasil. ....	88
Figura 18. Equilíbrio entre o número de árvores mortas e recrutadas, no período 1995-2012 (A) e as perdas e ganhos na área basal em relação às mortes e recrutamentos de árvores (B) em todos os tratamentos na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. ....	106

Figura 19. Densidade de indivíduos de espécies não pioneiras (A) e espécies pioneiras (B) e área basal de espécies não pioneiras (C) e espécies pioneiras (D) no primeiro monitoramento pré-colheita (1981/1983), no monitoramento pré-incêndio (1995) e no monitoramento pós-incêndio, 15 anos após o incêndio florestal, na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. ....	108
Figura 20. Índice de diversidade alfa de Fisher de T0 e T0F (A), T2 e T2F (B), T4 e T4F (C), na primeira (1981/1983), na intermediária (1995) e na última medição, 15 anos após a colheita de madeira (2012), na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.....	109
Figura 21. Gráfico de ordenação da análise NMDS para a composição das espécies, usando a dissimilaridade de Bray-Curtis, na área controle (T0 e T0F, A) em T2 (T2 e T2F, B) e em T4 (T4 e T4F, C), no experimento área do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. As parcelas afetadas pelo fogo em 1997 (T0F, T2F, T4F) são representadas por símbolos fechados e as parcelas não afetadas pelo fogo (T0, T2, T4) são representadas por símbolos não preenchidos. Círculos verdes representam a primeira medição (1981, T2 e T4 / 1983, T0), triângulos azuis e quadrados vermelhos representam a medição de 1995 e 2012, respectivamente. ....	109

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas de registros históricos (1983-2012) de densidade (árvores ha <sup>-1</sup> ), área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> ), taxa de mortalidade (% ano <sup>-1</sup> ) e taxa de recrutamento (% ano <sup>-1</sup> ) nas parcelas T0 (sem fogo) e T1 (afetadas pelo fogo, em 1997), em floresta ombrófila densa, sem histórico de exploração, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.....	59
Tabela 2. Parâmetros estruturais das 10 espécies com maiores valores de índice de valor de importância (IVI) nas medições anteriores (1983 e 1995) e posteriores ao incêndio (2008 e 2012) em uma área de floresta ombrófila densa sem histórico de distúrbios (T0), na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. ....	71
Tabela 3. Parâmetros estruturais das 10 espécies com maiores valores de índice de valor de importância (IVI) nas medições anteriores (1983 e 1995) e posteriores ao incêndio (2008 e 2012) em uma área de floresta ombrófila densa atingida por fogo (T1), na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.....	73
Tabela 4. Detalhes da redução da área basal e número de árvores colhidas durante a extração seletiva de madeira, na área experimental instalada, em 1981, na área do Km 114 da Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. As informações são baseadas nos inventários de pré (1981) e pós-coeita (1983).....	77
Tabela 5. Número de árvores registradas como mortas por classe de diâmetro em T0 (12 parcelas), T2 (12 parcelas) e T4 (12 parcelas) durante o período de pré-incêndio (1981-1995), na área experimental do km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil..	89
Tabela 6. Número de árvores mortas em parcelas sem fogo e atingidas pelo fogo em T0, T2 e T4, durante os períodos de 1995-2008 e 2008-2012, no experimento do km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. ....	89
Tabela 7. Estrutura horizontal de T2 e T4, em 1981 (um ano antes da colheita), na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. ....	101
Tabela 8. Estrutura horizontal de T2 e T2F em 1995 (dois anos antes do incêndio acidental) e em 2012 (15 anos após incêndio), na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. ....	102
Tabela 9. Estrutura horizontal de T4 e T4F em 1995 (dois anos antes do incêndio acidental) e em 2012 (15 anos após o incêndio), na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. ....	104

Tabela 10. Número de árvores recrutadas no período 1995-2012 nos tratamentos T2F e T4F na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil....	106
Tabela 11. Número de espécies (na primeira e na última medição), espécies exclusivas em cada tratamento e medições, e espécies compartilhadas entre a primeira e a última medição (1981/1983 e 2012) em todos os tratamentos na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. ....	107

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>19</b>
<b>Objetivo geral.....</b>	<b>22</b>
<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>22</b>
<b>PARTE I – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>23</b>
<b>CAPÍTULO I - O QUE APRENDEMOS SOBRE MANEJO MADEIREIRO DE FLORESTAS NATIVAS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA? .....</b>	<b>23</b>
<b>1.1 Introdução .....</b>	<b>24</b>
<b>1.2 Considerações Finais .....</b>	<b>35</b>
<b>CAPÍTULO II - RECUPERAÇÃO PÓS-FOGO DA VEGETAÇÃO ARBÓREA EM FLORESTAS DA AMAZÔNIA .....</b>	<b>36</b>
<b>2.1 Introdução .....</b>	<b>37</b>
<b>2.2 Considerações finais .....</b>	<b>47</b>
<b>PARTE II - INCÊNDIO EM FLORESTA NATIVA SEM HISTÓRICO DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA .....</b>	<b>48</b>
<b>3.1 Área de estudo.....</b>	<b>48</b>
<b>CAPÍTULO III - RECUPERAÇÃO PÓS-FOGO DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA Densa NA AMAZÔNIA .....</b>	<b>51</b>
<b>3.2.1 Introdução.....</b>	<b>52</b>
<b>3.2.2 Metodologia.....</b>	<b>53</b>
<b>3.2.3 Resultados.....</b>	<b>55</b>
<b>3.2.4 Discussão .....</b>	<b>60</b>
<b>3.2.5 Conclusões.....</b>	<b>62</b>
<b>CAPÍTULO IV - COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DE UMA FLORESTA PRIMÁRIA ATINGIDA POR INCÊNDIO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL .....</b>	<b>63</b>
<b>3.3.1 Introdução.....</b>	<b>64</b>
<b>3.3.2 Metodologia.....</b>	<b>65</b>
<b>3.3.3 Resultados e discussão.....</b>	<b>67</b>
<b>3.3.4 Conclusões.....</b>	<b>75</b>
<b>PARTE III - INCÊNDIO EM FLORESTA SUBMETIDA AO MANEJO FLORESTAL MADEIREIRO .....</b>	<b>76</b>
<b>4.1 Área de estudo.....</b>	<b>76</b>

<b>4.2 Delineamento experimental e incêndio florestal .....</b>	<b>76</b>
<b>CAPÍTULO V - RESILIÊNCIA FLORESTAL PÓS-FOGO DEPENDE DA INTENSIDADE DOS DISTÚRBIOS PRÉ-FOGO .....</b>	<b>80</b>
4.3.1 Introdução.....	81
4.3.2 Metodologia.....	82
4.3.3 Resultados.....	84
4.3.4 Discussão .....	90
4.3.5 Conclusões.....	95
<b>CAPÍTULO VI - MUDANÇAS NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES EM FLORESTA OMBRÓFILA DENSA, SUBMETIDA A COLHEITA DE MADEIRA E TRATAMENTOS SILVICULTURAIS, NA AMAZÔNIA ORIENTAL.....</b>	<b>96</b>
4.4.1 Introdução.....	97
4.4.2 Metodologia.....	98
4.4.3 Resultados.....	100
4.4.4 Discussão .....	109
4.4.5 Conclusões.....	113
<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>114</b>
<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>115</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>116</b>
<b>APÊNDICE .....</b>	<b>131</b>
<b>SOBRE O AUTOR .....</b>	<b>142</b>
<b>SOBRE OS COLABORADORES .....</b>	<b>143</b>

## INTRODUÇÃO

O clima da região amazônica, com alta umidade e chuvas, não favorece a ocorrência natural de incêndios (FERNANDES et al., 2011). Contudo, neste século, a Amazônia experimentará um aumento na temperatura, frequência e extensão dos eventos de seca (BETTS; MALHI; ROBERTS, 2016). Além disso, a crescente demanda por madeira tropical, o uso contínuo do fogo na agricultura e o desenvolvimento de projetos de infraestrutura de larga escala em áreas anteriormente remotas da Amazônia (BERENGUER et al., 2014), provavelmente, tornarão as florestas tropicais consideradas “primárias” cada vez mais raras (CHAZDON, 2016).

Florestas ombrófilas densas na Amazônia são um exemplo do quão resiliente uma floresta tropical pode ser, após a extração seletiva de madeira (DE AVILA et al., 2018). A formação de aberturas no dossel pode variar em tamanho, mesmo sob técnicas de exploração de impacto reduzido (EIR) no manejo florestal (DYKSTRA, 2012; JARDIM, 2015; BUAJAN, 2018). Essas lacunas promovem a regeneração natural de espécies pioneiras e/ou demandantes de luz, em menor ou maior escala, dependendo do tamanho das clareiras (DE AVILA et al., 2015; DIONISIO et al., 2017; 2018).

Os distúrbios em florestas tropicais podem ser de causas naturais como tempestades de vento e furacões, ou por atividades humanas, como desmatamento, extração de madeira e fogo (BARLOW et al., 2016), sendo que todos podem causar sérios prejuízos a biodiversidade, assim como promover a regeneração natural das florestas (DIONISIO et al., 2018; AMARAL et al., 2019). O fogo e seus impactos a longo prazo ainda são pouco conhecidos, especialmente quando há interações entre o incêndio e a extração seletiva de madeira (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015) e são poucos os estudos que abordam os efeitos destas perturbações na conservação das comunidades arbóreas (JARDIM, 2015).

Pesquisadores e gestores enfrentam o desafio de determinar como e quando a frequência, extensão espacial e magnitude dos distúrbios podem exceder a resiliência dos ecossistemas florestais (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015), que é a capacidade do ecossistema de persistir e se reorganizar após distúrbios (KANE et al., 2019). Informações sobre mudanças na composição de espécies arbóreas, mortalidade e taxa de recrutamento, bem como a recuperação da estrutura florestal após perturbações sucessivas, como extração de madeira e fogo, podem ser úteis para a proteção e manejo de florestas tropicais em regeneração (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015; CHAZDON, 2016).

A literatura científica tem demonstrado que, logo após um distúrbio, seja pelo manejo, fogo ou queda natural de árvores, espécies pioneiras colonizam e se estabelecem rapidamente (MONTEIRO et al., 2004; AMARAL et al., 2019), as taxas de recrutamento de árvores variam de acordo com o grau de perturbação ocorrido (SILVA et al., 2015; AMARAL et al., 2019), com aumento da mortalidade (SATO et al., 2016), geralmente concentrada entre árvores menores, de 10 a 30 cm de diâmetro (BARLOW; PERES 2004; COCHRANE; SCHULZE 1999) de espécies comuns (SLIK; VERBURG; KEßLER, 2002).

No entanto, a maioria dos estudos que lidam com mortalidade, após a queima, são baseados em avaliações de curto prazo - menos de 2 anos (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003). No médio e longo prazo, é importante avaliar a sobrevivência de árvores grandes e com casca grossa, considerando que árvores com mais de 70 cm de diâmetro (CLARK; CLARK, 1996) são resistentes aos impactos do fogo, nos primeiros anos (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003).

O processo dinâmico da recomposição de florestas atingidas por distúrbios antrópicos pode ser acompanhado por meio do inventário florestal contínuo, utilizando-se parcelas permanentes (COSTA; DE CARVALHO; SILVA, 2002), onde se realizam a contagem, medição, posterior recontagem e remedição de plantas sobreviventes. Por meio do monitoramento de florestas queimadas é possível se conhecer os mecanismos de resiliência após incêndio (BETTS; MALHI; ROBERTS, 2016) e descrever a trajetória de recuperação da floresta (SATO et al., 2016).

A partir de um conjunto com 60 parcelas permanentes de 0,25 ha (50 m x 50 m; 12 hectares de amostra) instaladas, na Floresta Nacional do Tapajós, em 180 hectares de uma floresta madura de terra firme, com histórico de manejo florestal (1982) e incêndio (1997), monitorada, por meio de medições frequentes nos indivíduos arbóreos, no período de 1981 a 2012 (31 anos), este estudo pretende responder a seguinte questão: *como o fogo afeta a trajetória de recuperação de uma floresta madura submetida a extração seletiva de madeira na Amazônia Brasileira?*

A estrutura da Tese consiste em 3 Partes, sendo que na Parte I constam dois capítulos com revisão da literatura científica. No primeiro consta uma revisão referente a implementação do manejo florestal madeireiro na Amazônia brasileira e no segundo capítulo uma revisão sobre os mecanismos conhecidos de recuperação da vegetação arbórea após a ocorrência de incêndios florestais em florestas da Amazônia.

Na Parte II, o foco é nas perguntas relacionadas a dinâmica pós-fogo da floresta madura sem histórico anterior de distúrbios. No capítulo III, constam as perguntas: (1) Como o fogo afeta a mortalidade e o recrutamento de árvores ao longo de 15 anos após um incêndio acidental? (2) Houve perda significativa de área basal e densidade de árvores em razão do incêndio? (3) Qual a classe de tamanho das árvores mais afetada pelo fogo? No capítulo IV: (1) Qual o efeito de um primeiro incêndio na composição de espécies arbóreas de uma floresta primária na Amazônia? (2) Existe diferença, na diversidade de espécies arbóreas, antes e após o fogo?

Na Parte III, as perguntas estão relacionadas a área atingida pelo incêndio florestal, em 1997, com histórico de colheita de madeira (1982) e tratamentos silviculturais de redução de área basal de espécies não comerciais (1993/1994). No capítulo V, as perguntas são: (1) Como o fogo afeta a recuperação de uma floresta ombrófila densa com histórico de extração seletiva de madeira? 2) Qual a relação entre as condições florestais anteriores ao incêndio e a dinâmica pós-fogo de uma floresta ombrófila densa com um histórico de extração seletiva? No capítulo VI: (1) quais são as mudanças na composição das espécies arbóreas após uma combinação de distúrbios de extração seletiva de madeira, tratamentos silviculturais pós-colheita e incêndio?

## **Objetivo geral**

Avaliar as alterações causadas por incêndio florestal na dinâmica da vegetação arbórea de floresta madura com e sem histórico de extração seletiva de madeira.

## **Objetivos específicos**

- 1) Avaliar se há mudanças nas taxas de sobrevivência, mortalidade, recrutamento e crescimento da floresta madura, antes e após o incêndio;
- 2) Caracterizar as mudanças na composição florística, riqueza e diversidade de espécies arbórea ao longo dos anos, em área de floresta atingida por fogo, sem histórico de extração seletiva de madeira;
- 3) Avaliar se há mudanças na estrutura da floresta e na dinâmica de recrutamento e mortalidade de árvores na área atingida pelo fogo com histórico de manejo e desbastes de espécies não comerciais;
- 4) Caracterizar as mudanças na composição florística, riqueza e diversidade de espécies arbóreas na área manejada e submetida a desbastes de espécies não comerciais.

## **PARTE I – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **CAPÍTULO I - O QUE APRENDEMOS SOBRE MANEJO MADEIREIRO DE FLORESTAS NATIVAS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA?**

#### **Resumo**

Na Amazônia brasileira, além dos imóveis rurais com Reserva Legal averbada, existem Unidades de Conservação de Uso Sustentável que permitem a extração de madeira por meio do manejo florestal, seja em regime de concessão onerosa ou sob acordos de gestão comunitária. Neste trabalho, descrevemos o histórico de implementação do manejo florestal na Amazônia, fundamentados por estudos científicos e pelos aprendizados obtidos com esta atividade econômica em uma região onde a extração de madeira é, comumente, associada à degradação florestal e ao desmatamento. O tempo tem mostrado que à medida que se aumenta a governança ambiental na Amazônia, incentiva-se os empreendimentos florestais empresariais e comunitários em imóveis rurais, florestas públicas sob regime de concessão onerosa e sob gestão comunitária. Contudo, os desafios para a execução do manejo florestal são além de técnicos, dependentes de uma infraestrutura organizacional das instituições envolvidas na cadeia produtiva e do nível organizacional dos empreendedores florestais. A presença da madeira de origem ilegal em grandes quantidades, é um dos grandes fatores de competitividade desleal do mercado madeireiro, por isso o manejo florestal pode ser considerado uma alternativa viável para gerar oferta de madeira legal e garantir o uso e conservação das espécies florestais “*in situ*”, levando em consideração a adaptação das florestas manejadas, frente às mudanças climáticas, e os diferentes processos genéticos e ecológicos que regulam o florescimento, frutificação, dispersão das sementes, regeneração natural e crescimento das espécies tropicais.

**Palavras-chave:** Biodiversidade. Manejo florestal comunitário. Unidades de conservação.

## 1.1 Introdução

As florestas são de grande importância social, econômica e ecológica para um país, pois proporcionam trabalho e subsistência para as populações rurais, fornecem produtos lenhosos, não lenhosos e serviços ecossistêmicos para a sociedade, colaboram com o equilíbrio ecológico e abrigam uma vasta diversidade de fauna e flora. O manejo florestal pode ser uma ferramenta útil para a conservação da biodiversidade de florestas nativas (DARRIGO; VENTICINQUE; DOS SANTOS, 2016) e, especialmente nos trópicos, florestas manejadas representam uma esperança para o alcance simultâneo de metas de conservação e redução da pobreza (BURIVALOVA et al., 2016) e têm um importante papel no alcance das metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas (UNITED NATIONS, 2019; KANASHIRO, 2019)

Do total de florestas existentes no Brasil, 62,8% são representadas pelas florestas públicas (SFB, 2019). A Amazônia, com 5,4 milhões de km<sup>2</sup> de área, detém a maior reserva de madeira tropical do planeta (SATO et al., 2016), com, aproximadamente, 227 milhões de hectares de florestas públicas federais (92% do total de florestas públicas do país), sendo 27,6%, deste total, destinados às Unidades de Conservação Federais, um importante indicador das áreas reservadas à conservação ambiental no país. As demais áreas (164,7 milhões de hectares) são compostas por Terras Indígenas, Áreas de Uso Comunitário (Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE), Projeto de Desenvolvimento Sustentável (PDS) e Projeto de Assentamento Florestal (PAF), Áreas Militares e Áreas não destinadas (SFB, 2019).

Antes da realização das concessões florestais, terras devolutas são destinadas, e, onde se identifica ocupação ou usufruto por comunidades locais, os órgãos competentes destinam as áreas para as comunidades por meio da criação de Reservas Extrativistas (RESEX), Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) e concessão de uso, por meio de PAF, PDS, PAE ou outros similares, com a ressalva de que nestas áreas, também é possível o manejo florestal (BRASIL, 2006). Em 2018, existiam 17 contratos de concessão em execução que totalizavam 1,018 milhão de hectares, sendo que as unidades de manejo estão localizadas nas Florestas Nacionais do Jamari e Jacundá, no estado de Rondônia, e nas Florestas Nacionais de Saracá-Taquera, Crepori, Altamira e Caxiuanã, no estado do Pará (SFB, 2019).

Além das áreas de floresta pública concedidas de forma onerosa e daquelas sob usufruto gratuito das comunidades, existem, também, as áreas de reserva legal em imóveis particulares

com potencial para o manejo florestal, amplamente conhecidas a partir da implementação do Cadastro Ambiental Rural (CAR) (BRASIL, 2012). Embora com muitas áreas com potencial para o manejo florestal, o histórico de implementação da atividade na Amazônia mostra um cenário de dificuldades que empreendedores e governo têm enfrentado na região, apesar da atividade ter se mostrado importante para a conservação da biodiversidade, fortalecimento da economia local, manutenção das comunidades rurais e suprimento de matéria prima para o mercado florestal (SABOGAL et al., 2005; HUMPHRIES et al., 2020; INCRA, 2010).

As cobranças crescentes ao setor, por parte do governo, da comunidade científica e do mercado internacional, pela adoção das práticas sustentáveis, têm sido cruciais para o aperfeiçoamento do manejo florestal na região. Neste trabalho, sintetizamos o histórico de implementação e aprendizados do manejo florestal madeireiro na Amazônia brasileira a partir de uma rede de conhecimento científico gerada com as principais experimentações científicas e iniciativas existentes.

#### 1.1.1 Definindo manejo florestal pela legislação ambiental

A legislação ambiental brasileira tem avançado simultaneamente com as experimentações e o aumento do conhecimento científico sobre os impactos da atividade na região. O primeiro código florestal brasileiro é de 1934 - decreto nº 23.793, mas somente, em 1965, a Lei nº 4.771, que revogou o código florestal anterior, trouxe uma clara proibição a exploração de forma empírica das florestas primitivas da bacia amazônica, que só poderiam ser utilizadas em observância a planos técnicos de condução e manejo (BRASIL, 1965).

Após 21 anos da publicação do Código Florestal de 1965, a primeira normatização referente ao manejo florestal na Amazônia ocorreu com a publicação da Portaria do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) nº 486/86-P de 28/10/1986, normatizada pela Instrução Normativa nº 80 de 24/09/1991. Até a edição da Instrução Normativa nº 80, os planos de manejo eram apresentados em cada estado de forma diferente, na verdade, não passavam, na grande maioria, de um agregado de informações que não chegavam a constituir propriamente um plano de manejo (SILVA, 1996).

Em 19/10/1994, o artigo 15 do código florestal (Brasil, 1965) foi efetivamente regulamentado pelo decreto nº 1.282/1994, que incorporou aspectos sociais e ambientais ao plano de manejo, posteriormente, revogado pelo decreto 5.975/2006. Em 1995, o Instituto

Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) estabeleceu, por meio da publicação da portaria nº 48, as normas para apresentação dos planos de manejo florestal sustentável na bacia amazônica (SILVA, 1996).

No âmbito do manejo florestal comunitário, particularmente para instrumentalizar o manejo madeireiro em territórios de uso coletivo, como os assentamentos ambientalmente diferenciados e as unidades de conservação de uso sustentável, duas instruções normativas foram publicadas. A primeira, pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), Instrução Normativa nº 65, de 27 de dezembro de 2010, a qual estabelece critérios e procedimentos para as atividades de Manejo Florestal Sustentável em Projetos de Assentamento (INCRA, 2010). E a segunda, pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Instrução Normativa nº 16, de 04 de agosto de 2011, que regula as diretrizes e os procedimentos administrativos para a aprovação do Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) comunitário para exploração de recursos madeireiros no interior de Reserva Extrativista, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Floresta Nacional (ICMBio, 2011).

Essas duas normativas são consideradas marcos importantes para o manejo florestal comunitário na Amazônia, uma vez que tornam mais transparente o processo de licenciamento de PMFS Comunitário, dando celeridade na análise e aprovação da atividade e, sobretudo, esclarecendo que o manejo florestal nesses territórios deve ser de gestão comunitária, permitindo, com isso, mais autonomia e engajamento de comunidades sobre a forma de acesso e uso a seus recursos florestais (IFT, 2016; ESPADA; VASCONCELLOS SOBRINHO, 2019).

Em 25 de maio de 2012 foi publicado o novo código florestal (BRASIL, 2012) - Lei Federal nº 12.651 - no qual Manejo Florestal está definido como:

*A administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços de natureza florestal.*

No conceito de manejo florestal previsto no código florestal brasileiro vigente é clara a tentativa de se buscar um texto que caracterize a atividade de forma ampla incluindo aspectos sociais, ambientais e econômicos.

### 1.1.2 História do manejo florestal na Amazônia brasileira

As primeiras experiências silviculturais voltadas ao manejo florestal foram executadas na Índia e Birmânia, em meados do século XIX, e os sistemas silviculturais utilizados no manejo florestal em florestas tropicais são, na realidade, adaptações dos modelos clássicos (principalmente europeus) desenvolvidos para as florestas temperadas (HIGUCHI, 1994). No Brasil, as primeiras discussões sobre manejo florestal iniciaram no final da década de 1950 com a realização de inventários florestais na Amazônia, no período de 1953-1961, resultado de uma parceria entre Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) e o governo brasileiro (HEINSDIJK; BASTOS, 1963).

Ferreira et al. (1999) detalha o histórico das primeiras iniciativas de experimentações científicas voltadas ao manejo florestal na Amazônia brasileira:

*Em 1957, na Reserva de Curuá-una, no oeste do Estado do Pará, houve a utilização, de forma adaptada, de técnicas silviculturais praticadas no sudeste Asiático para a realidade amazônica, em pesquisas sobre manejo florestal de florestas nativas. Na Floresta Nacional do Tapajós, as primeiras experiências silviculturais começaram em 1973, no âmbito do Projeto FAO/BRA-45, executado pelo Projeto de Desenvolvimento e Pesquisa Florestal - PRODEPEF, do extinto IBDF. A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) passou a atuar, efetivamente, em pesquisa sobre silvicultura e manejo de florestas tropicais, a partir de 1978, por meio do convênio entre essa empresa e o IBDF, que, devido à extinção do PRODEPEF, transferiu as pesquisas e parte do corpo técnico à Embrapa.*

*Além dos trabalhos da Embrapa, outras instituições governamentais desenvolveram importantes pesquisas correlatas, dentre elas, destacaram-se o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), a Faculdade de Ciências Agrárias do Pará (FCAP) e a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM), em convênio com a FCAP e o Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA) da Universidade Federal do Pará (UFPA) e a Fundação de Tecnologia do Estado do Acre (FUNTAC) que, em parceria com a Embrapa, desenvolveu atividades pioneiras em manejo florestal de uso múltiplo, com o envolvimento de comunidades no manejo da floresta.*

*A partir do início dos anos 90, organizações não-governamentais adicionaram importantes contribuições ao conhecimento científico sobre o manejo florestal na Amazônia. Destaca-se, entre elas, o Instituto do Homem e do Meio Ambiente*

*Amazônico (IMAZON), o Instituto Floresta Tropical (IFT), o Instituto Socio Ambiental (ISA) e o Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM).*

Paralelamente ao fortalecimento das pesquisas sobre manejo florestal, o setor madeireiro cresceu na Amazônia por três principais razões, a mais óbvia são as estradas: o governo brasileiro abriu acesso à Amazônia, entre os anos de 1960 e 1970, através de grandes programas de colonização e de construção de estradas. As estradas, principalmente a rodovia Belém – Brasília (BR153), em 1960, e posteriormente, na década de 70, com a construção da rodovia transamazônica (BR230) e da rodovia Santarém – Cuiabá (BR163), a floresta interfluvial se tornou acessível aos madeireiros (UHL; VIEIRA, 1989). A segunda razão foi o esgotamento dos estoques de madeira de espécies folhosas do sul do País e o crescimento da economia nacional, que criaram uma grande demanda por madeira produzida na Amazônia e, por último, a abundância da madeira a baixos custos na Amazônia, pois grande parte da exploração era feita em terras devolutas e sem os custos do processo de licenciamento e planejamento que a atividade requer (FERREIRA et al., 1999).

Entre 2001 e 2005, o Centro Internacional de Investigação Florestal (CIFOR), com o apoio da Agência dos Estados Unidos para o Desenvolvimento Internacional (USAID) e colaboração de instituições no Brasil, na Bolívia e no Peru, financiou o projeto “*Restrições e oportunidades para a adoção de práticas de manejo em florestas Amazônicas*”. A meta do projeto era entender os obstáculos e as oportunidades para a adoção do manejo florestal por empresas madeireiras em escala industrial na Amazônia dos três países, e apresentar sugestões de políticas, regulamentos e incentivos para favorecer efetivamente a maior adoção de boas práticas (SABOGAL et al., 2005). Segundo as conclusões de Sabogal et al. (2005), o empresário que adotava o manejo florestal enfrentava dificuldades com a burocracia dos órgãos reguladores, competição com empresas madeireiras clandestinas, falta de segurança fundiária e falta de conhecimento da sociedade em geral sobre o que é manejo florestal.

Até o início dos anos 2000, não havia um conjunto de normativas e eficiência licenciadora e fiscalizatória. Além disso, a ausência de regulamentação fundiária facilitava o uso indiscriminado do produto florestal (SABOGAL et al., 2005). Mesmo nas atuais condições estabelecidas para a gestão florestal, a partir da lei nº. 11.284 de 2006, que institui entre outros dispositivos, a concessão florestal em áreas públicas, dando acesso à floresta ao empreendedor florestal, sejam empresas ou comunidades organizadas, por prazo compatível com a necessidade de inversões financeiras para o manejo florestal (POKORNY; PALHETA;

STEINBRENNER, 2011), ainda persistem as condições de competição desleal a partir da disponibilização de produtos florestais de origem ilegal ou de controle precário.

### 1.1.3 Parâmetros técnicos do manejo florestal

A legislação ambiental brasileira estabelece um limite máximo de  $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  para corte de árvores, com  $\text{DAP} > 50 \text{ cm}$ , em planos de manejo florestal com ciclo de corte, variando de 25 a 35 anos, e determina a manutenção de pelo menos 10% do número de árvores por espécie, na área de efetiva exploração da UPA, que atendam aos critérios de seleção para corte indicados no PMFS, respeitados o limite mínimo de manutenção de três árvores por espécie por 100 ha (cem hectares), em cada UT. Estes são os principais parâmetros técnicos utilizados com objetivo de garantir que a exploração madeireira seja baixa o suficiente para possibilitar a recuperação da floresta em um ciclo de corte (CONAMA, 2009).

Além destes, o governo brasileiro tem estabelecido parâmetros específicos para algumas espécies florestais presentes no Apêndice 2 da lista do CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora), dentre as quais o Mogno (*Swietenia macrophylla* King) e o Pau-rosa (*Aniba rosaeodora* Ducke) (IBAMA, 2003; 2011).

Estudos tem recomendado ciclos de corte de 60 anos ou mais (VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006); utilização de técnicas de exploração de impacto reduzido (SIST et al., 2014); intensidades de colheita de menos de cinco árvores por hectare e remoção da área basal, aproximadamente, de 15% ou menos; diâmetro mínimo de corte de 60 cm; diâmetro máximo de corte de 110 cm (SIST et al., 2014) e revisão dos protocolos de colheita para garantir maior eficiência na extração de madeira e aumento nos investimentos em treinamento, capacitação das pessoas envolvidas nas atividades de manejo e gerenciamento dos empreendimentos florestais (ZIMMERMAN; KORMOS, 2012).

No entanto, condições específicas dos sítios também precisam ser consideradas (BRAZ et al., 2015). Na Floresta Nacional do Tapajós, oeste do estado do Pará, por exemplo, os resultados do monitoramento das parcelas permanentes mais antigas, instaladas em áreas manejadas, no ano de 1975, pela Embrapa, indicam que, apesar de um volume de colheita praticamente três vezes o legalmente permitido de ser explorado atualmente ( $72,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), após 30 anos de uma extração seletiva de madeira, um segundo ciclo de corte é possível, desde que espécies não exploradas na primeira colheita sejam incluídas (REIS et al., 2010). Atualmente,

os casos de segunda colheita no Brasil, embora em escala experimental, podem ser observados apenas na Floresta Nacional do Tapajós, realizados pela equipe de pesquisa da Embrapa em parceria com a Cooperativa Mista da FLONA do Tapajós (COOMFLONA). Outras experiências do setor produtivo serão necessárias para termos, avaliações cada vez mais consistentes e assim construirmos diretrizes e recomendações técnicas precisas em prol do Manejo Florestal Sustentável para que este possa se consolidar como um importante Sistema de Uso do Terra.

#### 1.1.4 Manejo florestal sustentável: uma análise crítica

O mercado tradicional e a insuficiência de estudos científicos sobre as características da madeira fazem com que a colheita seja restrita a poucas espécies arbóreas (CARDOSO et al., 2012) e, embora, o manejo mantenha até 88% das árvores adultas (BRAZ; DE MATTOS, 2015), a concentração da colheita em um número reduzido de espécies de alto valor, incentiva a expansão da atividade para áreas remotas da Amazônia (ZIMMERMAN; KORMOS, 2012).

Além disso, após a colheita, as espécies emergentes de crescimento lento reduzem em densidade e a floresta não apresentará estrutura e composição similares a uma floresta primária, em razão das alterações causadas pelas intervenções silviculturais (VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006). Dentro de três rotações de colheita, o manejo florestal de escala industrial pode resultar no esgotamento comercial e biológico de espécies de madeira de alto valor (ZIMMERMAN; KORMOS, 2012).

Estudos recomendam o manejo com regras específicas para cada espécie de acordo com suas respostas à colheita florestal, como observado no caso do jatobá (*Hymenae courbaril* L.) (CARNEIRO et al., 2011), ressaltando que as espécies mais sensíveis precisam de diâmetros de corte maiores, ciclos de corte mais longos e maior proporção de remanescentes (DEGEN et al., 2006; PIPONIOT et al., 2019). Por isso, as práticas de manejo florestal devem levar em conta não apenas os parâmetros de crescimento, mas também as variáveis ecológicas e reprodutivas, a fim de avançar para a sustentabilidade (SEBBENN et al., 2008).

Há, também, espécies que possuem recomendações de manejo que sugerem a colheita de árvores com diâmetro abaixo do limite estabelecido pela legislação brasileira, como é o caso, por exemplo, da Acariquara (*Minquartia guianensis* Aubl.), utilizada na construção civil, que

apresenta diminuição do crescimento diamétrico quando as árvores possuem  $DAP \geq 50$  cm (ANDRADE et al., 2017).

Por outro lado, existem espécies que sugerem um quadro preocupante como é caso da maçaranduba (*Manilkara spp.*), que, embora com elevada abundância na floresta não explorada (SEBBENN et al., 2008), necessita de iluminação para acelerar seu crescimento, algo que ocorre nos primeiros anos pós-colheita, mas com o tempo esse crescimento é reduzido (COSTA; DE CARVALHO; VAN DEN BERG, 2007). A *Manilkara huberi*, por exemplo, possui pouca regeneração natural e lenta reposição da área basal extraída com previsão de mais de 100 anos de intervalo de tempo entre colheitas para recuperação da área basal original (CASTRO; CARVALHO, 2014).

Ainda com relação à maçaranduba, estudos detectaram o isolamento genético da espécie por distância e a necessidade de manutenção de grandes áreas de floresta, não explorada, para garantir a sobrevivência de maior número de subpopulações (AZEVEDO et al., 2008). As avaliações de como cada espécie responde aos impactos do manejo florestal têm se tornado frequentes e podem representar uma mudança de paradigma à medida que mais informações são geradas para as espécies alvo do manejo.

Embora a Resolução CONAMA n° 406 de 02 de fevereiro de 2009 tenha tornado obrigatória a adoção de procedimentos técnicos-científicos para a identificação botânica das espécies florestais manejadas (CONAMA, 2009), normalmente, os inventários florestais apresentam problemas na identificação de campo, na tradução do nome regional para o nome científico e viés na identificação das espécies de interesse comercial (KANASHIRO et al., 2002; LACERDA; NIMMO, 2010). No manejo florestal é fundamental uma base de dados confiável quanto à identificação de espécies e dendrometria. Se essa base possui erros será mais difícil a busca pela sustentabilidade (SEBBENN et al., 2008; VAN GARDINGEN; VALLE; THOMPSON, 2006). Por isso, a identificação correta das espécies deve ser uma exigência básica de qualquer plano de manejo florestal (KANASHIRO et al., 2002; LACERDA; NIMMO, 2010).

Em relação aos impactos do manejo florestal madeireiro na fauna, os impactos diretos da exploração madeireira na biodiversidade animal nos trópicos variam amplamente, dependendo de diferentes combinações de muitos fatores, incluindo filogenia, nicho ecológico, intensidade de exploração madeireira, proximidade e extensão da floresta não perturbada, o

grau de fragmentação, estratégia de alocação de unidades anuais de manejo e assim por diante (ZIMMERMAN; KORMOS, 2012).

Os morcegos, por exemplo, são agentes primários de dispersão e polinização de muitas plantas pioneiras e são importantes componentes da biodiversidade. Em monitoramentos de curto prazo (2 - 4 anos), os impactos da exploração de impacto reduzido de madeira sobre populações de morcegos, assembleias e guildas são pequenos (CASTRO-ARELLANO et al., 2007), mas, em publicação posterior, os mesmos autores detectaram que a formação de clareiras nas florestas pode reduzir o tempo disponível para forragear, limitando a capacidade dos morcegos de satisfazer seus requisitos dietéticos diários, especialmente em períodos de estresse (CASTRO-ARELLANO et al., 2009).

Vale salientar que morcegos são importantes vetores de polinização, e estão associados a espécies de alto valor comercial no manejo florestal, como, por exemplo, ao Jatobá (*Hymenae courbaril* L.) e ao Piquiá (*Caryocar villosum* (Aubl.) Pers.), (CARNEIRO et al., 2011). A combinação de perda de habitat de pousada, aumento do risco de predação, e o tempo reduzido para forrageamento pode ter danos cumulativos e efeitos sobre populações de morcegos que requerem, porém, longo prazo de monitoramento para detectar (CASTRO-ARELLANO et al., 2009).

#### 1.1.5 Manejo, produção sustentável e conservação dos recursos florestais - bens e serviços ecossistêmicos

De fato, o manejo florestal é um distúrbio que tem potencial para modificar a composição florística da floresta (MAGNUSSON et al., 1999), mas sem causar prejuízos à densidade de árvores, área basal e volume da floresta, no médio prazo (DA SILVA-RIBEIRO, et al., 2013; VIEIRA et al., 2014; 2015). No curto prazo estudos apontam aumento na diversidade de espécies após as aberturas de dossel causadas pela retirada de madeira (OLIVEIRA et al., 2005; KARSTEN et al., 2013; DE AVILA et al., 2015).

As “flutuações” já observadas, a partir do monitoramento com parcelas permanentes, em áreas com e sem histórico de extração madeireira (DE AVILA et al., 2015) indicam que mudanças na composição de espécies, mesmo quando pequenas, sempre ocorrem, e a floresta nunca permanece a mesma, característica que permite o segundo, terceiro, quarto ciclo sem a

obrigação de colher exatamente as mesmas espécies e seus respectivos volumes (REIS et. al., 2010).

Na floresta manejada, busca-se um equilíbrio entre uso e conservação, e esta deve ser tratada como uma floresta voltada a produtividade, sendo assim apresentará flutuações na riqueza de espécies da fauna e flora, e não se pode exigir, portanto, que nessas áreas o estoque de árvores colhidas da espécie, seja o mesmo no próximo ciclo de corte, no qual algumas espécies da colheita anterior serão novamente colhidas e outras serão, naturalmente, substituídas por novas espécies que garantam a viabilidade econômica do manejo (RUSCHEL, 2008).

No entanto, as modificações possíveis na composição e estrutura, entendemos ser um tema importante a ser discutido, pois o conceito de sustentabilidade relacionado ao manejo florestal pode não dar conta destas mudanças, e isto é um assunto importante a ser dialogado de forma clara com a sociedade. O ônus do desenvolvimento social e econômico pode ter um preço com relação às composições, no futuro, das florestas manejadas (PIPONIOT et al., 2019). Adicionalmente, a necessidade por florestas manejadas, embora estas voltadas à conservação, deve reforçar o valor ainda mais imprescindível da manutenção e cuidado dos órgãos ambientais com as Unidades de Conservação de Proteção Integral, para a preservação da diversidade biológica das Florestas Tropicais, e garantia dos compromissos nacionais com os Acordos Internacionais das quais o Brasil é signatário.

Se o manejo florestal fosse amplamente utilizado na Amazônia, é provável que as taxas de desmatamento fossem menores e teríamos incentivo ao melhor aproveitamento dos recursos florestais, visto que os resultados de pesquisas já demonstram que: [1] nos primeiros anos, após a colheita florestal, há aumento nas taxas de crescimento das árvores comerciais (DE CARVALHO; SILVA; LOPES, 2004; DE AVILA et al., 2017); [2] retira-se, nas áreas manejadas, volume considerável de matéria prima para comercialização (HUMPHRIES et al., 2020); [3] danos a vegetação remanescente são naturalmente suprimidos e a floresta apresenta bons indicadores de recuperação (DE AVILA et al., 2017; BRAZ; DE MATTOS, 2015; BRAZ et al., 2015); e [4] o corte seletivo de árvores por hectare, atrelado a critérios de viabilidade econômica e embsamento científico, pode reduzir o ciclo de corte (DE AVILA et al., 2017; BRAZ; DE MATTOS, 2015; BRAZ et al., 2015).

Em relação aos impactos do manejo no âmbito social, ambiental e econômico, alguns mecanismos e estratégias foram desenvolvidos para corrigir erros associados a implantação da

atividade nos trópicos. A certificação e o manejo florestal comunitário são as estratégias mais importantes e ambas têm por objetivo trazer sustentabilidade às iniciativas, promovendo conservação ambiental e bem-estar humano (BURIVALOVA et al., 2016). Em contraste com a exploração madeireira industrial, muitas iniciativas de manejo florestal de pequena e média escala têm surgido em comunidades amazônicas, e, combinados ou não com outras alternativas econômicas, têm se mostrado viáveis para proteção de ecossistemas de florestas tropicais em bom estado de conservação, promovendo meios de subsistência as populações locais (ZIMMERMAN; KORMOS, 2012).

Na Floresta Nacional do Tapajós, o manejo florestal comunitário realizado pela Cooperativa Mista da FLONA do Tapajós (COOMFLONA) é um exemplo, que impressiona pela capacidade de execução dos atores comunitários. Além desta iniciativa, há, também, iniciativas comunitárias de manejo madeireiro na Floresta Nacional do Purus (AM), na Reserva Extrativista (RESEX) Verde Para Sempre (PA), na RESEX Chico Mendes (AC) e na RESEX Ituxi (AM) (ICMBio, 2015; 2019; IFT 2016).

Por fim, vale destacar a importância do fortalecimento das instituições governamentais, de licenciamento e monitoramento, de pesquisa, fomento, capacitação e extensão florestal, que devem se manter fortes e capazes em dar assistência e apoio institucional, em tempo real, as necessidades/demandas, seja para comunitários e/ou demais empreendimentos florestais, uma vez que as atividades obedecem períodos específicos para sua execução, e a falta de apoio institucional, no tempo adequado, põe em risco o manejo florestal em si, considerando que os aspectos econômicos podem colocar esses empreendimentos florestais em uma situação de contínua instabilidade produtiva.

Embora o foco deste capítulo seja o manejo madeireiro, a floresta, é muito mais do que a madeira, produz bens e serviços ecossistêmicos, e os demais produtos fazem da floresta uma fonte única para a vida dos povos e populações tradicionais. Neste sentido, o Manejo Florestal Sustentável tem relação direta com a Soberania, Segurança Alimentar e Nutricional e os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas, (HLPE, 2017, UNITED NATIONS, 2019; KANASHIRO, 2019). A existência do Observatório de Manejo Florestal Comunitário e Familiar ([www.observatoriomfcf.org.br](http://www.observatoriomfcf.org.br)), que também tem o foco muito mais amplo que a madeira representa uma iniciativa importante para fortalecer todo diálogo e implementação de atividades relacionadas ao Manejo Florestal Comunitário e Familiar, na esperança de que realmente esta atividade venha a se solidificar como um importante Sistema

de Uso da Terra, e com grande contribuição para o Desenvolvimento Sustentável da Amazônia Brasileira.

## 1.2 Considerações Finais

Os desafios para a execução do manejo florestal são além de técnicos, dependentes de toda uma infraestrutura organizacional das instituições envolvidas na cadeia produtiva e do nível organizacional dos empreendedores florestais. No início da década de 1990, pesquisadores como FINEGAN et al., (1993), relatavam problemas quanto a falta de [1] condições de mercado para a diversidade dos produtos oriundos da floresta; [2] linha específica de financiamento; e [3] conhecimento do retorno econômico da atividade. Além disso, o poder público tem tido extrema dificuldade em coibir práticas ilegais de extração de madeira na região, fato que gera uma competição desleal no mercado entre madeira de origem legal vs. madeira ilegal. Somado a tudo isso, a questão fundiária é fator intrínseco da cadeia produtiva da madeira na Amazônia.

Quanto às questões técnicas e econômicas do manejo florestal, a perspectiva é de que as espécies comerciais vão mudar com o tempo, principalmente após um longo período, como 3 ciclos (100 anos, aproximadamente), por isso é importante que os empreendimentos madeireiros comecem a utilizar outras espécies ou mesmo utilizar plantios de enriquecimento de espécies de interesse, para ajudar a suprimir a demanda de madeira que tende a crescer.

A presença da madeira de origem ilegal em grandes quantidades, é um dos grandes fatores de competitividade desleal do mercado madeireiro, mas há uma tendência no mercado nacional e internacional de consumo consciente de madeira, por isso o manejo florestal pode ser considerado uma alternativa viável para gerar oferta de madeira legal e garantir o uso e conservação das espécies florestais “*in situ*”, levando em consideração a adaptação das florestas manejadas, frente às mudanças climáticas, e os diferentes processos genéticos e ecológicos que regulam o florescimento, frutificação, dispersão das sementes, regeneração natural e crescimento das espécies tropicais.

## **CAPÍTULO II - RECUPERAÇÃO PÓS-FOGO DA VEGETAÇÃO ARBÓREA EM FLORESTAS DA AMAZÔNIA**

### **Resumo**

A conversão de florestas em áreas agricultáveis é a principal causa de perda de biodiversidade nos trópicos, mas há, também, a perda associada aos distúrbios antrópicos que são menos visíveis do que o desmatamento, a saber: extração seletiva de madeira, a caça de animais silvestres e os incêndios florestais. O fogo é útil para reduzir, de forma rápida e eficaz, a biomassa da floresta recém-desmatada em cinzas ricas em nutrientes para fertilizar o solo, porém é um risco ameaçador para as florestas circunvizinhas das áreas agricultáveis. A literatura científica indica que os ecossistemas florestais na Amazônia apresentam, em razão da alta umidade, resistência a propagação dos incêndios florestais, mas a frequência com que os eventos de fogo estão ocorrendo têm aumentado a conversão de florestas em áreas agricultáveis ou degradadas, e colocado essa capacidade em risco. Os incêndios recorrentes podem diminuir a abundância e diversidade das espécies de crescimento lento tolerantes à sombra, típicas de florestas não incendiadas, transformando florestas de dossel fechado em florestas mais abertas dominadas por espécies típicas de florestas secundárias. As florestas tropicais úmidas na Amazônia, podem se recuperar após incêndios porque mantêm seus mecanismos de resiliência, com altas taxas de recrutamento e manutenção da diversidade de espécies, porém ações antrópicas, tais como a agropecuária e a exploração florestal ilegal e de alta intensidade têm aumentado a ocorrência de incêndios e colocado em risco a resiliência da floresta.

**Palavras-chave:** Resiliência. Manejo florestal. Biodiversidade; Distúrbios antrópicos; Floresta tropical

## 2.1 Introdução

A conversão de florestas em áreas agricultáveis é a principal causa de perda de biodiversidade nos trópicos (NEWBOLD et al., 2015), mas há, também, a perda associada aos distúrbios antrópicos que são menos visíveis do que o desmatamento, a saber: exploração predatória de madeira e os incêndios florestais, individualmente ou combinados (BARLOW et al., 2016). Há, ainda, uma degradação silenciosa das florestas pela caça de animais silvestres e a consequente diminuição da fauna que pode comprometer tanto a frutificação quanto a dispersão de sementes na floresta. A floresta vazia de sua macrofauna leva a perda da diversidade genética das espécies florestais, aumenta a taxa de endogamia e diminui a resiliência das populações (WILKIE et al., 2011). Em muitas regiões de floresta tropical, distúrbios em florestas primárias, com alto valor para a conservação, têm resultado em grandes perdas de biodiversidade, principalmente porque grandes áreas de floresta não perturbada estão se tornando menos comuns (EDWARDS, 2016).

Na medida que populações humanas foram ocupando a Amazônia, o fogo sempre esteve presente porque é extremamente útil para reduzir, de forma rápida e eficaz, a biomassa da floresta recém desmatada em cinzas ricas em nutrientes para fertilizar o solo. Porém, quando mal utilizado é um risco para as florestas circunvizinhas das áreas agricultáveis (COCHRANE, 2003). Incêndios que ocorriam com grandes intervalos de recorrência (LIESENFELD; VIEIRA; MIRANDA, 2016), em frequências que já foram de 400 - 700 anos (MEGGERS, 1994), atualmente não passam de décadas (NEPSTAD et al., 2001).

A partir da década de 1970 (século XX), quando se construíram importantes rodovias federais na Amazônia, integrando a região ao restante do Brasil - Transamazônica (BR-230) e Santarém-Cuiabá (BR-163), os grandes eventos de fogo, como, por exemplo, os incêndios registrados entre nos anos de 1997 e 1998 (XAUD; MARTINS; DOS SANTOS, 2013) passaram a se tornar frequentes na região, onde se acreditava que a vegetação seria imune ao fogo (FEARNSIDE, 2005; DA SILVA et al., 2018).

Antes do início do século XXI, incêndios que atingiram grandes áreas de floresta no Estado de Roraima, entre 1997 e 1998, foram um marco importante para o registro de incêndios em áreas de floresta ombrófila densa, onde a alta umidade, tanto do solo quanto da vegetação deveriam ser uma barreira ao fogo (XAUD; MARTINS; DOS SANTOS, 2013). Contudo, somente no início deste século, o bioma Amazônia já foi atingido por três grandes eventos de

seca, sendo 2005, 2010 (SATO et al., 2016) e, mais recentemente, em 2015 (PANISSET et al., 2017). No Estado do Acre, por exemplo, 90% das áreas de floresta atingidas por fogo foram queimadas somente nos anos de 2005 e 2010 (DA SILVA et al., 2018).

As previsões de redução substancial da precipitação ao longo da bacia Amazônica durante o século XXI indicam um quadro de diminuição dos intervalos entre grandes incêndios na região e prejuízos consideráveis aos ecossistemas florestais e sequestro de carbono (BETTS; MALHI; ROBERTS, 2016; PANISSET et al., 2017). Os incêndios recorrentes, nas últimas décadas, estão relacionados, principalmente, aos eventos de grandes secas (El Niño) e as mudanças de uso da terra na região - extração predatória de madeira (CONDÉ; HIGUCHI; LIMA, 2019; AMARAL et al., 2019), queima de pastagens, cultivos agrícolas e a prática de corte-e-queima da floresta (DA SILVA et al., 2018).

Embora os incêndios sejam mais comuns em florestas secas (BONGERS et al., 2009), nas florestas úmidas, as áreas submetidas a extração de madeira, frequentemente, estão próximas às pastagens propensas a incêndios. Até a década de 80, a atividade madeireira não tinha se consolidado na Amazônia (HIGUCHI, 1994), mas o avanço da extração seletiva de madeira sem o uso de técnicas de exploração de impacto reduzido propiciou o surgimento de grandes áreas de clareiras que aumentaram a suscetibilidade da floresta aos incêndios (HOLDSWORTH; UHL, 1998).

Em consequência disto, áreas de floresta perturbada em regeneração aumentaram em proporção e hoje são tão grandes quanto áreas de floresta primária na Amazônia (CHAZDON, 2016). Neste sentido, é importante a realização de estudos que forneçam informações sobre a regeneração e capacidade de resiliência da floresta em áreas utilizadas para agricultura (D'OLIVEIRA et al., 2011).

### 2.1.1 A vulnerabilidade da floresta ao fogo

As árvores de uma floresta primária na Amazônia são vulneráveis ao fogo por não possuírem adaptações a este tipo de distúrbio (BARLOW et al., 2002; MARTINS et al., 2012). Na primeira vez que o sub-bosque de uma floresta madura é atingido por um incêndio, a intensidade do fogo tende a ser baixa e o fogo é considerado rasteiro, com altura das chamas entre 10 e 30 cm, em baixa velocidade e a flamabilidade da floresta vai depender dos padrões de precipitação, da altura da floresta, da quantidade e qualidade do material orgânico e do

tamanho das aberturas do dossel (LIESENFELD; VIEIRA; MIRANDA, 2016; RAY; NEPSTAD; MOUTINHO, 2005).

A susceptibilidade das florestas tropicais ao fogo tem forte interação com a severidade das secas causadas pelo fenômeno El Niño (CONDÉ; HIGUCHI; LIMA, 2019) porque são nestes períodos que se acumulam grandes quantidades de material orgânico seco e potencialmente inflamável na floresta (COCHRANE, 2003). Mas, além da relação existente entre os grandes eventos de seca e os incêndios florestais (XAUD; MARTINS; DOS SANTOS, 2013) há, também, evidências de que a fragmentação da floresta por atividades econômicas (extração madeireira predatória, pecuária e agricultura) criam condições favoráveis para a ocorrência de incêndios florestais com potencial para gerar grandes perdas ambientais e econômicas (SOARES-FILHO et al., 2012).

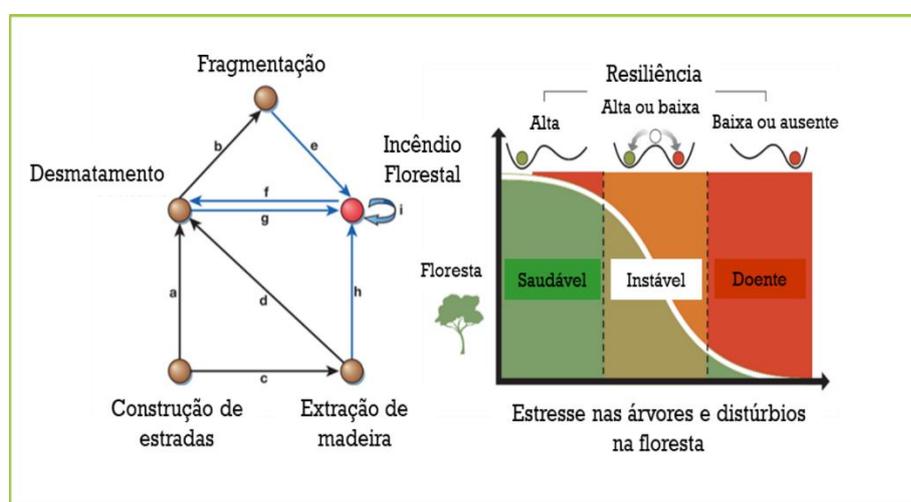
Nas estações secas mais intensas (anos em que ocorre o fenômeno El Niño), até mesmo na floresta sob regime de manejo, o risco de incêndio é provável se a floresta estiver próxima a pastos ou campos com resíduos e fogo (HOLDSWORTH; UHL, 1998; UHL; KAUFFMAN, 1990). O risco existe, também, porque a mortalidade das árvores remanescentes aumenta após a colheita de madeira (MAZZEI et al., 2010). A redução da cobertura do dossel e o aumento dos resíduos tornam as florestas alteradas pela exploração madeireira, ainda mais vulneráveis a futuras queimadas (MONTEIRO et al., 2004) e a tendência é que distúrbios na floresta, como os incêndios florestais, sejam cada vez mais frequentes na Amazônia, induzindo mudanças marcantes na estrutura e composição de espécies (BARLOW et al., 2016; CHAZDON, 2016) com possibilidade de redução do valor econômico da floresta (HOLDSWORTH; UHL, 1997).

Os incêndios florestais e as extrações seletivas de madeira são distúrbios com duração, intensidade e frequência variável, ocorrem de forma abrupta e podem alterar de forma significativa a diversidade e riqueza de espécies (KARSTEN et al., 2013; CONDÉ et al., 2016), e resultar na seleção de espécies adaptadas ao fogo (CONDÉ et al., 2016). Em áreas onde ocorre extração seletiva de madeira há uma relação entre a retirada de madeira e a vulnerabilidade das florestas tropicais a ocorrência de fogo (DA SILVA et al., 2018; HOLDSWORTH; UHL, 1998), principalmente, porque o impacto direto da extração seletiva de madeira é a retirada das árvores de grande porte ( $DAP \geq 60$  cm) (SIST et al., 2014) e consequente aumento na entrada de luz até o solo, gerando maior quantidade de resíduos lenhosos (combustíveis) na floresta (SIST et al., 2014).

Em florestas com histórico de extração seletiva de madeira, os estoques totais de madeira para uma colheita futura reduzem drasticamente com o aumento da intensidade da exploração (DE AVILA et al., 2018), sendo que em áreas intensamente exploradas as espécies pioneiras tendem a dominar a regeneração (MONTEIRO et al., 2004; DIONISIO et al., 2018). Neste cenário, a quantidade de combustível (matéria orgânica seca) disponível e as aberturas de dossel aumentam proporcionalmente com o nível de intensidade da extração madeireira (RAY; NEPSTAD; MOUTINHO, 2005) tornando a floresta mais vulnerável a potenciais incêndios (BARLOW et al., 2016; BERENGUER et al., 2014; SOARES-FILHO et al., 2012). Por fim, florestas com histórico de fogo são mais vulneráveis a outras explorações madeiras (DA SILVA et al., 2018) e, também, a novos episódios de fogo.

As interações entre as mudanças de uso da terra (fragmentação da floresta, desmatamento, exploração predatória de madeira e construção de estradas) e a ocorrência dos incêndios florestais diminuem a resistência e a resiliência da floresta à medida que os incêndios passam a se tornar recorrentes. A construção de estradas para diminuir os custos do transporte da madeira resulta em novos acessos fortemente associados ao desmatamento, que fragmenta a floresta e aumenta o efeito de borda (COCHRANE, 2003; TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015; Figura 1).

**Figura 1.** Atividades humanas com efeito direto (a - d) e indireto (e - h) na ocorrência dos incêndios florestais e perda de resiliência da floresta em função do aumento da intensidade e frequência dos estresses nas árvores e distúrbios na floresta.



**Fonte:** Adaptado de Cochrane, (2003, Figura 1) e Trumbore; Brando; Hartmann, (2015, Figura 3)

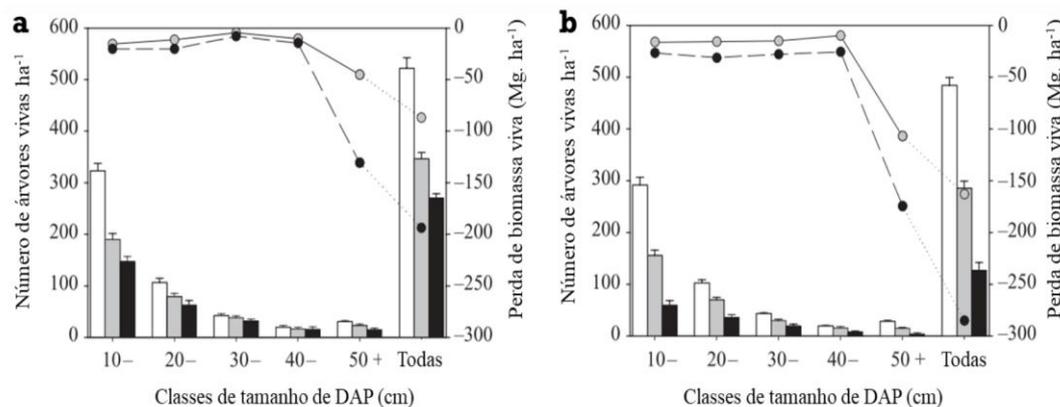
### 2.1.2 Impacto do fogo na vegetação arbórea

Ainda se conhece pouco sobre a resposta das plantas da Amazônia ao fogo, principalmente, com relação ao fogo de superfície, tipo de incêndio com potencial de impacto tão grande quanto o desmatamento, porém, com menor quantidade de investigações científicas (LIESENFELD; VIEIRA; MIRANDA, 2016). A mortalidade de árvores, após incêndios na floresta, por exemplo, é afetada por processos complexos, sejam diretos, como necrose de tecidos por transferência de calor, ou indiretos, como, por exemplo, infestação por patógenos, insetos ou alterações fisiológicas, por exemplo), tornando difícil fazer previsões quanto a causas e respostas, ao longo do tempo, da variável mortalidade (MICHALETZ; JOHNSON, 2007).

Em áreas atingidas por incêndios, a mortalidade parecer ser maior, principalmente, entre as árvores de menor porte (10 – 30 cm de diâmetro) (BARLOW; PERES, 2004; COCHRANE; SCHULZE, 1999), e a mortalidade de árvores de grande porte e com casca grossa, normalmente com mais de 70 cm de diâmetro (CLARK; CLARK, 1996) é um exemplo da dificuldade em se estimar as perdas no longo prazo, considerando que são estas árvores que parecem resistir nos primeiros anos após o fogo (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003).

Nos estudos de Sato et al. (2016), o fogo não causou aumento na mortalidade das árvores grandes (DAP > 40 cm) porque, aparentemente, a intensidade do incêndio não foi suficiente para impactar a sobrevivência e o padrão de distribuição destas árvores até 10 anos após a ocorrência do incêndio. Ressalta-se que as taxas de mortalidade e as mudanças na estrutura da floresta estão fortemente ligadas a severidade da queima (BARLOW; PERES, 2004). Após incêndios recorrentes, até menos as árvores das maiores classes de tamanho (50 cm ou mais de diâmetro) tornam-se vulneráveis e diminuem em abundância, resultando em uma grande redução na biomassa viva acima do solo e consequente aumento nas emissões de carbono (BARLOW; PERES, 2004) (Figura 2).

**Figura 2.** Número médio de árvores vivas e perda de biomassa acima do solo (em relação à floresta primária não queimada) por hectare em diferentes classes de tamanho de árvores, mostrando (a) a resposta temporal a incêndios em parcelas de floresta primária (barras brancas) e parcelas de florestas queimadas examinadas 1 ano (barras cinza) e 3 anos (barras sólidas) após o incêndio; e (b) a perda de árvores vivas e biomassa 3 anos após o incêndio, em floresta primária (barras brancas), floresta queimada uma vez (barras cinza) e floresta queimada duas vezes (barras sólidas). Os símbolos de círculo indicam o declínio médio na biomassa viva dos níveis de floresta não queimada em cada tratamento de perturbação.



**Fonte:** Barlow e Peres, (2004).

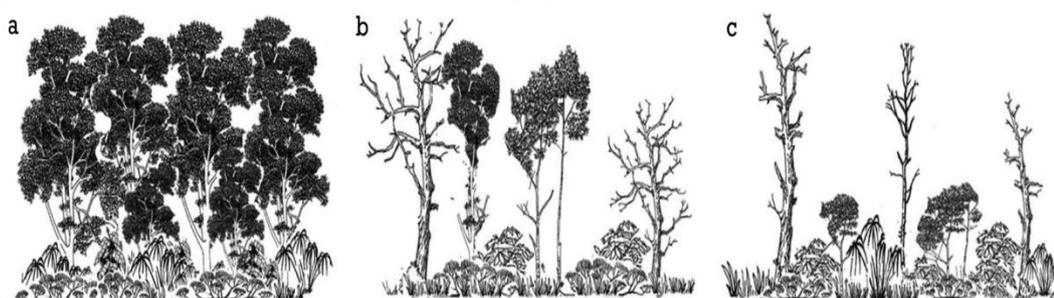
Após o fogo de alta intensidade, a floresta pode sofrer modificações na composição florística com sérios prejuízos a integridade do ecossistema (DE ARAUJO et al., 2013). Na Amazônia, há uma elevada incidência de espécies localmente raras e maior densidade de indivíduos concentrados em poucas espécies (TER STEEGE et al., 2013). Esta característica potencializa os riscos de ações humanas levarem a extinção local de espécies arbóreas de menor abundância e resistência aos incêndios, pois, embora, as espécies com maior densidade de árvores sofram maior mortalidade (SLIK; VERBURG; KEßLER, 2002), são as espécies raras que têm maior probabilidade de serem extintas localmente (COCHRANE; SCHULZE, 1999).

### 2.1.3 As consequências dos incêndios recorrentes

Os incêndios na região amazônica podem causar perda de biomassa e subsequente redução dos estoques de carbono florestal (SATO et al., 2016) e podem promover a secundarização ou empobrecimento de grandes áreas de florestas, extirpando árvores que não conseguem tolerar o estresse térmico induzido pelo contato com fogo. Este processo de secundarização da floresta envolve uma série de mudanças drásticas na sua estrutura e composição, incluindo perda severa de biomassa, perda de estrutura vertical resultante da morte de árvores do dossel superior e da perda de árvores emergentes, proliferação de pioneiras, rápida

rotatividade na composição de espécies e simplificação dos bancos de sementes (BARLOW; PERES, 2008, Figura 3).

**Figura 3.** Perfis transversais verticais representando a “secundarização” sequencial de florestas queimadas repetidamente na Amazônia central. Essa trajetória parte de (a) uma floresta de copa fechada não queimada para (b) uma floresta de copa aberta que foi queimada uma vez, onde quase metade das árvores foram danificadas ou mortas, para (c) uma queima de duas ou três vezes em que a floresta se assemelha a florestas secundárias jovens que crescem em terras degradadas. Esse processo de secundarização da floresta envolve uma série de mudanças drásticas na estrutura e composição da floresta, incluindo perda severa de biomassa, perda da estrutura vertical resultante do desbaste do dossel superior e perda de árvores emergentes, hiperproliferação de pioneiras, rápida rotação da composição e simplificação do banco de sementes.



**Fonte:** Barlow e Peres, (2008).

A produção de resíduos pela exploração ilegal de madeira tem facilitado a penetração e propagação do fogo em florestas nativas (CONDÉ; HIGUCHI; LIMA, 2019) e quando estes incêndios se tornam recorrentes (2 ou mais) há uma redução na biomassa da floresta, principalmente, pela perda de árvores de grande porte (MARTINS et al., 2012), que não persistem após incêndios severos, onde todas as árvores parecem se tornar igualmente vulneráveis (COCHRANE; SCHULZE, 1999), aumentando os riscos de um processo de secundarização da floresta como já alertado por Xaud; Martins; Dos Santos, (2013) e Barlow e Peres (2008).

O preocupante é que o fogo, como uma perturbação recorrente, apresenta um potencial sem paralelos para empobrecer e alterar a estrutura da floresta (COCHRANE; SCHULZE, 1999). Além disso, os incêndios recorrentes podem diminuir a abundância e diversidade das espécies de crescimento lento tolerantes à sombra típicas de florestas não incendiadas transformando florestas de dossel fechado em florestas mais abertas dominadas por espécies típicas de florestas secundárias (BARLOW; PERES, 2008).

#### 2.1.4 Recuperação da vegetação arbórea após o fogo

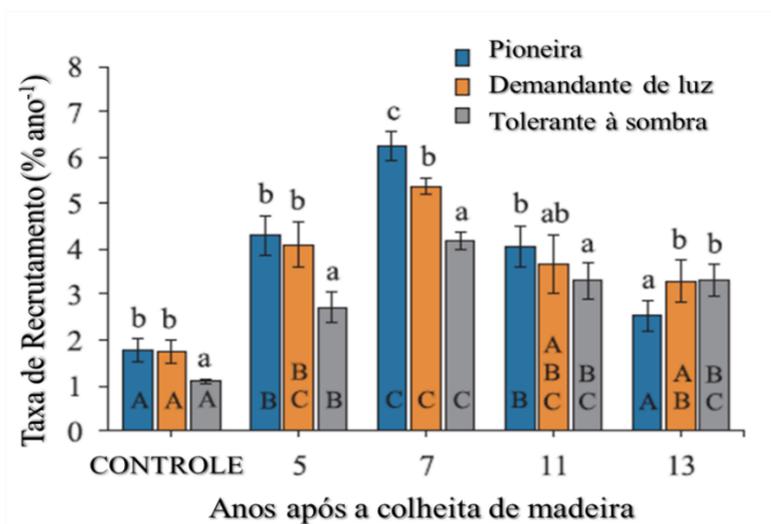
As árvores vivem, em geral, por muitos anos e, quando resistem ao incêndio, podem ser bons indicadores de avaliação do estado de recuperação da floresta, se monitoradas ao longo do tempo (BARLOW et al., 2002). Contudo, da mesma forma que a maior parte dos estudos sobre mortalidade de árvores após incêndios florestais é baseada em estudos de curto prazo, ou seja, menos de dois anos (BARLOW et al., 2002), a maior parte do conhecimento sobre a regeneração florestal após incêndios é limitada aos primeiros 10 - 15 anos (CHAZDON, 2016).

Após a ocorrência do fogo, a composição e estrutura se restabelecem gradualmente (CHAZDON, 2016), sendo possível, inclusive, descrever a trajetória de recuperação das florestas amazônicas afetadas pelo fogo por meio do monitoramento contínuo (SATO et al., 2016), procedimento comum em estudos sobre a dinâmica de florestas, após a ocorrência de extrações seletivas de madeira (DIONISIO et al., 2018; DE AVILA et al., 2018). No entanto, são raros os estudos de monitoramento, no longo prazo, de áreas atingidas por incêndios (BARLOW et al., 2002) e mais raros ainda são os estudos que acompanham as alterações na estrutura e composição da vegetação em uma mesma área ao longo do tempo (CHAZDON, 2016).

A extração madeireira e/ou a ocorrência de incêndios são distúrbios capazes de modificar a composição e dinâmica da floresta, principalmente porque podem elevar a riqueza de espécies (BONGERS et al., 2009; COCHRANE, 2003) e a abundância de espécies pioneiras (DIONISIO et al., 2018, Figura 4) com domínio dessas espécies no sub-bosque nas áreas mais severamente afetadas pelo fogo (COCHRANE; SCHULZE, 1999).

O aumento da presença de espécies pioneiras na regeneração da floresta alterada por fogo e o consequente aumento na competição com outras espécies também já foi relatado por MONTEIRO et al., (2004). Em locais com histórico de extração seletiva de madeira, os efeitos das aberturas de dossel, causadas pela exploração florestal, não perduram por mais de uma década (DIONISIO et al., 2018, Figura 4), mas há pouca informação científica sobre as alterações causadas pelo fogo na estrutura, diversidade e composição de espécies na trajetória de recuperação de áreas com histórico de extração seletiva de madeira (CONDÉ; HIGUCHI; LIMA, 2019).

**Figura 4.** Taxa de recrutamento de árvores (% ano<sup>-1</sup>) em cada grupo ecológico (Pioneiras, Demandantes de Luz e Tolerantes à Sombra), das árvores com DAP ≥ 45 cm, em uma floresta ombrófila densa submetida a exploração de madeira com técnicas de impacto reduzido, em cinco florestas exploradas ao longo de 13 anos (2002-2015), no município de Rio Capim, Pará, Brasil. Letras minúsculas indicam diferenças entre grupos ecológicos e letras maiúsculas indicam diferenças ( $p < 0,05$ ) ao longo do tempo dentro de cada grupo ecológico, conforme ANCOVA com teste post hoc de Tukey.



Fonte: Dionisio et al., (2018)

As clareiras abertas pela morte das árvores de grande porte são fundamentais para que as mudanças na dinâmica da floresta aconteçam (CLARK; CLARK, 1996), sendo que uma fonte importante de regeneração das espécies de floresta madura, após incêndios, é a produção de sementes por árvores sobreviventes em manchas da floresta que não queimaram ou por árvores sobreviventes em áreas queimadas (CHAZDON, 2016).

Um indicador importante de recuperação de florestas em regeneração é a intensidade de colonização e estabelecimento de espécies endêmicas e espécies típicas de florestas maduras (CHAZDON et al., 2010). Nos estudos de Barlow e Peres (2004), após três anos da ocorrência de incêndio, espécies pioneiras foram abundantes na área, destacando-se na composição de espécies da floresta em regeneração: *Pouroma* spp., *Cecropia* spp., *Aparisthmium cordatum* (A. Juss.) Baill, *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don., *Miconia* spp., *Talisia* spp. e *Mabea* spp., considerando árvores com menos de 10 cm de diâmetro e mais de um metro de altura.

Após a ocorrência de um incêndio, as taxas de recrutamento de árvores variam bastante de acordo com o grau de perturbação que a floresta sofreu (DA SILVA et al., 2015), na primeira década pós-distúrbio, o recrutamento de árvores de até 20 cm de diâmetro concentra-se, principalmente, entre as espécies pioneiras (MONTEIRO et al., 2004), o que torna, no curto

prazo, a floresta queimada diferente, em sua composição florística, daquela não queimada (BARLOW; PERES, 2008).

O tempo de recuperação das condições originais de uma floresta tropical atingida por fogo pode estar associado ao grau de severidade dos incêndios (MARTINS et al., 2012), a saúde da floresta no momento do incêndio (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015), as características da floresta circunvizinha, que contribui consideravelmente para a rápida recolonização do ambiente (LOPES et al., 2002) e, também, a proteção da floresta, em regeneração. Na literatura científica constam relatos positivos de recuperação dos estoques de biomassa após 12 anos da ocorrência de um incêndio (MARTINS et al., 2012), mas há também casos preocupantes de áreas de floresta que não tiveram sua biomassa perdida recuperada após 10 anos da ocorrência do incêndio (SATO et al., 2016).

#### 2.1.5 Manejo e conservação

Além da maior vulnerabilidade ao fogo das florestas submetidas a extração seletiva de madeira, a exploração ilegal contribui para a posterior transformação da floresta em áreas de uso agropecuário. A análise conjunta da exploração de madeira ilegal e sem planejamento como fator causador do aumento da suscetibilidade da floresta ao fogo e as previsões dos eventos climáticos extremos de seca são importantes para entendermos a evolução dos incêndios florestais na Amazônia (DA SILVA et al., 2018). Embora os incêndios afetem diretamente a produtividade da floresta, as práticas atuais de extração de madeira geralmente tendem a aumentar em vez de mitigar o problema dos incêndios florestais (DE OLIVEIRA et al., 2018)..

Espécies de menor valor comercial, como, por exemplo, *Bixa arborea* Huber e *Inga* spp. podem ser beneficiadas após explorações de madeira de alta intensidade (REIS et al., 2010) e a ocorrência de incêndios florestais (LOPES et al., 2002). Contudo, pouco se sabe sobre o tempo que espécies beneficiadas pelos distúrbios persistem no ambiente. Se estas espécies assumirem papel de destaque na floresta, no médio e longo prazo, as ações de manejo terão que considerá-las como espécies alvo ou para a exploração ou para redução de suas populações em intervenções silviculturais pós-colheita.

Estudos que aumentem a lista de espécies comerciais incluindo, também, àquelas que se beneficiam após distúrbios, dentre elas, a já citada *Bixa arborea* Huber, *Virola michelii* Heckel, *Tapirira guianensis* Aubl, *Tachigali* spp., *Cordia* spp., *Guatteria* spp. (LOPES et al.,

2002; REIS et al., 2010), são fundamentais para a sustentabilidade do manejo florestal. A legislação brasileira define que os ciclos de corte em planos de manejo florestal devem ser definidos entre 25 e 35 anos, e o diâmetro mínimo de corte em 50 centímetros, sendo que colheitas futuras estão atreladas às taxas de crescimento das espécies comerciais, que, na maioria, costumam ser baixas (DIONISIO et al., 2018).

Informações sobre as mudanças na composição florística, na dinâmica de mortalidade e recrutamento de árvores, além de uma avaliação sobre a recuperação da estrutura da floresta após distúrbios sucessivos - extração de madeira e incêndios - podem ser úteis para a proteção e manejo de florestas tropicais em regeneração (CHAZDON, 2016). Árvores remanescentes das espécies alvo do manejo, por exemplo, podem sofrer reduções de seus estoques, após a ocorrência de um incêndio florestal em uma área sob manejo de madeira, comprometendo colheitas futuras.

Embora a qualidade destas florestas esteja comprometida (BARLOW et al., 2016), em muitas regiões, ações voltadas a recuperação destes ambientes e a restauração da cobertura florestal em áreas improdutivas são medidas importantes para reestabelecer a conectividade entre grandes áreas de floresta na Amazônia (EDWARDS, 2016). Por fim, florestas sem histórico de ações antrópicas têm se tornado extremamente raras e cruciais para a conservação da biodiversidade, aumentando a necessidade por ações que garantam a proteção destes ambientes (WATSON, et al. 2018).

## **2.2 Considerações finais**

As pesquisas têm demonstrado que o fogo tem causado alterações significativas na dinâmica e na composição florística da floresta, o homem não tem alterado somente a paisagem das áreas agricultáveis, como, também, tem causado modificações nas áreas de florestas circunvizinhas que estão cada vez mais vulneráveis aos incêndios em períodos de grandes secas.

Os tomadores de decisão e os usuários dos recursos florestais na Amazônia devem priorizar a proteção de ecossistemas florestais intactos que estão cada dia mais raros, mas sem negligenciar as áreas críticas, ou seja, locais onde há fragmentação por atividades econômicas (pecuária, agricultura e extração de madeira) e onde os incêndios costumam ocorrer com maior frequência. Por fim, ações antrópicas, tais como a agropecuária e a exploração florestal têm aumentado a ocorrência de incêndios e colocado em risco a resiliência da floresta.

## **PARTE II - INCÊNDIO EM FLORESTA NATIVA SEM HISTÓRICO DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA**

### **3.1 Área de estudo**

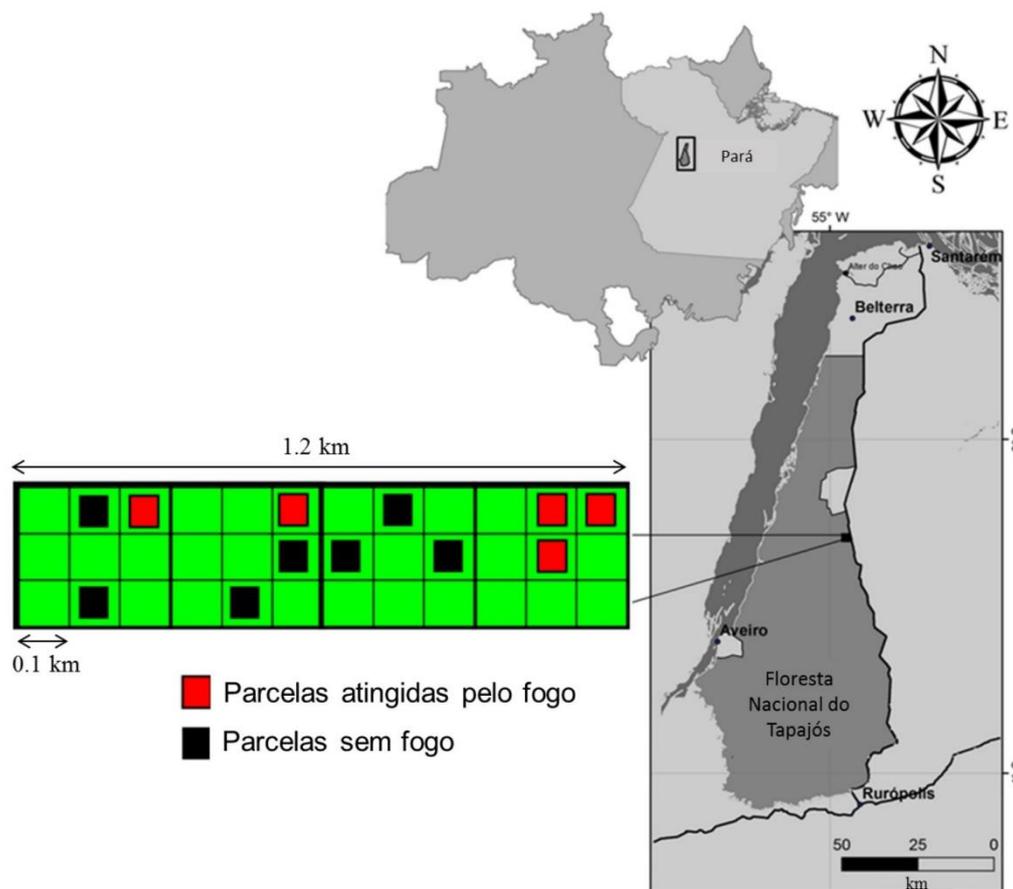
A Floresta Nacional do Tapajós, Unidade de Conservação Federal, compreende cerca de 527.000 hectares e está localizada no oeste do Estado do Pará (Lat. 3° 19'S, Long: 54° 57'W, DATUM WGS 84) nas margens da BR-163 (DE ANDRADE et al., 2015, DE AVILA et al., 2017). O clima é quente e úmido (Am na classificação Köppen) com uma média anual de precipitação de chuva de 2000 mm. Há uma estação seca (agosto a novembro) com uma temperatura média anual de 25 °C. O tipo de solo mais comum é o Latossolo Amarelo Distrófico ou Latossolo, com textura argilosa, perfil profundo e baixa fertilidade (DE OLIVEIRA JUNIOR et al., 2015).

A área de estudo está localizada em uma região de platô da Floresta Nacional do Tapajós, próxima ao Km 114 da BR-163, e representava, em 1983 (ano em que a área foi selecionada), uma típica floresta ombrófila densa ou floresta de terra firme não explorada da região, caracterizada pelo dossel dominado por árvores de grande porte ( $DAP \geq 60$  cm) e poucas árvores emergentes (DE CARVALHO, 2002).

#### **3.1.1 Coleta de dados**

Em 1983, 36 hectares de floresta madura foram selecionados para monitorar a dinâmica da composição e estrutura florística de uma floresta natural não manejada. Um total de 12 parcelas permanentes de 0,25 hectares cada (50 m x 50 m) foram instaladas aleatoriamente (Figura 5). Todas as árvores com diâmetro na altura do peito ( $DAP \geq 5$  cm) foram identificadas, numeradas com placas de alumínio e medidas em 1983, 1987, 1989, 1995, 2008 e 2012, conforme metodologia descrita em Silva et al. (2005).

**Figura 5.** Localização das parcelas atingidas e não atingidas pelo fogo na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil.



**Fonte:** adaptado de De Oliveira et al. (2005).

As árvores foram identificadas na floresta por parataxonomistas e aquelas que permaneceram não identificadas tiveram seu material botânico coletado para identificação no herbário da Embrapa Amazônia Oriental, em Belém, Pará. Medidas sucessivas na área e outros estudos que foram realizados anteriormente (por exemplo, DE AVILA et al., 2018) foram importantes para confirmar a lista florística e reduzir os erros de identificação de espécies. As espécies foram classificadas de acordo com APG IV (2016) e seus nomes foram padronizados de acordo com a classificação de REFLORA (2019).

Os dados obtidos nas medições das parcelas permanentes foram digitalizados e organizados no software Monitoramento de Florestas Tropicais (MFT), produzido pela Embrapa Amazônia Oriental, e, posteriormente, exportados para planilhas eletrônicas para

análise. A pesquisa foi autorizada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBIO, com a autorização nº. 57419/2017.

### 3.1.2 Identificação das parcelas afetadas pelo incêndio

De 9 a 13 de dezembro de 1997, um incêndio rasteiro queimou um trecho de 1.200 metros da Floresta Nacional do Tapajós nas proximidades do Km 114 da Rodovia BR-163. O fogo teve início nas margens da rodovia e atingiu a vegetação muito rapidamente, afetando parte das parcelas permanentes. Uma equipe da unidade regional da Embrapa trabalhou no local por dois dias para combater o incêndio (SOUSA, 1997). Informações de outros estudos realizados na área (DE OLIVEIRA et al. 2005; DE AVILA et al. 2018) e o relatório de inspeção de campo, após o incêndio (SOUSA, 1997) foram úteis para identificar quais parcelas foram atingidas pelo fogo, mas não há um detalhamento sobre a intensidade do fogo em cada uma das parcelas. Conforme histórico disponível, das 12 parcelas cinco delas foram afetadas pelo fogo, denominadas "T1", e sete não foram afetadas pelo incêndio, denominadas "T0".

### **CAPÍTULO III - RECUPERAÇÃO PÓS-FOGO DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA Densa NA AMAZÔNIA**

#### **Resumo**

O conhecimento disponível sobre a resiliência de florestas, na Amazônia, ao fogo é escasso. Há necessidade de mais estudos de longo prazo sobre a dinâmica das comunidades arbóreas em florestas afetadas por incêndios. No presente estudo, avaliamos a dinâmica de espécies arbóreas, antes e depois de um incêndio acidental ocorrido em 1997 em uma área experimental de floresta de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós, no oeste do Pará, Brasil. Aproximadamente 3500 árvores com diâmetro medido a 1,30 m acima do solo (DAP)  $\geq 5$  cm foram botanicamente identificadas e medidas em 12 parcelas permanentes de 0,25 ha (50 m x 50 m), em 1983, 1987, 1989, 1995, 2008 e 2012. Análises das taxas de sobrevivência, mortalidade e recrutamento de árvores foram utilizadas. Os resultados mostraram que, embora o fogo tenha aumentado as taxas de mortalidade e recrutamento, após 15 anos, a maior mortalidade ocorreu em árvores com diâmetros menores (DAP  $< 30$  cm). Portanto o fogo não afetou a sobrevivência de árvores grandes no longo prazo, explicando por que a redução na densidade de árvores vivas não teve grande influência na diminuição da área basal na floresta queimada.

**Palavras-chave:** Floresta primária. Mortalidade de árvores. Dinâmica pós-incêndio. Recrutamento de árvores. Resiliência.

### 3.2.1 Introdução

A floresta amazônica é uma fonte de fascínio para os cientistas (CORREIA et al., 2016), entre os quais há consenso de que quanto maior for o conhecimento sobre a dinâmica e a diversidade biológica, mais eficientes serão as ações de manejo, conservação e restauração desse bioma (SILVA et al., 2015). Ao mesmo tempo, a diversidade amazônica também é alvo de interesses econômicos que, nas últimas décadas, contribuíram significativamente para mudanças na paisagem desse território (NEPSTAD et al., 2013). Além do desmatamento que tem levado à perda de serviços ambientais (FEARNSIDE, 2006), estudos recentes mostraram que a degradação causada pela extração seletiva de madeira sem critérios técnicos, incêndios e outros usos antropogênicos inadequados são tão prejudiciais quanto o desmatamento (BARLOW et al., 2016).

É provável que, neste século, a Amazônia sofra um aumento na temperatura, frequência e extensão dos eventos de seca (BETTS; MALHI; ROBERTS, 2016). Assim, os incêndios florestais podem ser cada vez mais recorrentes (BARLOW et al., 2016), considerando que a ameaça dos incêndios oriundos de áreas agrícolas, localizadas ao redor das florestas, é resultado de uma sinergia entre o desmatamento e a ocorrência de eventos extremos de clima, como, por exemplo, El Niño (ARAGÃO et al., 2008).

O conhecimento disponível sobre a resiliência de florestas, na Amazônia, ao fogo é escasso. O monitoramento de florestas queimadas é a melhor maneira para se conhecer os mecanismos de resiliência após incêndios (BETTS; MALHI; ROBERTS, 2016) e descrever o caminho de recuperação da vegetação arbórea (SATO et al., 2016). O impacto dos incêndios florestais está diretamente associado à mortalidade das árvores (SATO et al., 2016). O conhecimento existente infere que, nas florestas afetadas pelo fogo, a mortalidade é diretamente proporcional à gravidade do incêndio e, após a queima inicial, é maior em árvores com diâmetros menores (XAUD; MARTINS; DOS SANTOS, 2013).

A maioria dos estudos que lidam com mortalidade, após incêndios, são baseados em avaliações de curto prazo - menos de 2 anos (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003). No médio e longo prazo, é importante avaliar a sobrevivência de árvores grandes e com casca grossa, considerando que árvores com mais de 70 cm de diâmetro (CLARK; CLARK, 1996) são resistentes, nos primeiros anos, aos impactos do fogo (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003). A sobrevivência de grandes árvores não persiste após incêndios graves, onde todas as árvores parecem se tornar igualmente vulneráveis (BARLOW; PERES, 2004). Além dessas questões

sobre mortalidade de árvores após eventos de fogo, estudos de longo prazo sobre processos de recrutamento, incluindo a sobrevivência de recrutas precoces, permanecem desconhecidos (BENTOS et al., 2017).

Portanto, este capítulo tem como objetivo avaliar as taxas de sobrevivência, mortalidade, recrutamento e crescimento da floresta madura, antes e após o incêndio, a partir de dados obtidos em parcelas permanentes em uma área de floresta ombrófila densa, monitorada por 29 anos (1983-2012), abrangendo 14 anos antes e 15 anos após uma incêndio florestal.

O monitoramento foi realizado na Floresta Nacional do Tapajós onde parcelas permanentes foram instaladas - em uma área florestal sem histórico de extração seletiva de madeira - para respondermos às seguintes perguntas: (1) Como o fogo afeta a mortalidade e o recrutamento de árvores ao longo de 15 anos após um incêndio acidental? (2) Houve perda significativa de área basal e densidade de árvores devido ao incêndio? (3) Qual a classe de tamanho das árvores mais afetada pelo fogo?

Com base em estudos anteriores (DE ARAUJO et al., 2013, BARLOW et al., 2003, DE AVILA et al., 2017, XAUD; MARTINS; DOS SANTOS, 2013), a primeira hipótese deste estudo é que (1) As taxas de mortalidade e recrutamento da floresta afetada pelo fogo serão maiores quando comparadas à floresta não queimada e (2) Após 15 anos, apenas as pequenas árvores serão afetadas pelo fogo e o tempo decorrido após o incêndio será suficiente para recuperar as perdas na área basal e a densidade das árvores.

### 3.2.2 Metodologia

#### 3.2.2.1 Análise de Dados

O agrupamento das parcelas permitiu analisar a relação de efeito entre as variáveis resposta (taxas de recrutamento - TR, taxas de mortalidade - TM, porcentagem de sobrevivência das árvores remanescentes - SR que são aquelas registradas na primeira medição realizada em 1983, área basal - AB, densidade das árvores - D) e a variável explicativa (ocorrência do incêndio, em 1997), comparando dados das diferentes medidas realizadas nas parcelas, antes e depois do incêndio, utilizando o método de estudo de impacto proposto por Sit e Taylor (1998).

As árvores que atingiram ou excederam o diâmetro mínimo de inclusão de 5 cm ( $DAP \geq 5$  cm) foram consideradas "recrutadas" em cada medição subseqüente. Esse valor foi convertido para o equivalente em hectares e dividido pelo número de anos do intervalo entre as medições

para obter o número de recrutadas por hectare e ano. A partir desse valor, a porcentagem anual de recrutadas foi calculada pela relação entre o número de novas árvores em cada medição e o número de árvores presentes na medição anterior (COLPINI et al., 2010).

Árvores "mortas" foram consideradas aquelas com DAP  $\geq 5$  cm medidas em uma ocasião e encontradas mortas na ocasião seguinte. Assim como as árvores recrutadas, o número de árvores registradas como mortas em cada medição foi convertido para o equivalente em hectares por ano, bem como a mortalidade anual em porcentagem (COLPINI et al., 2010)

As árvores "remanescentes" foram todas as árvores registradas na primeira medição (1983) que permaneceram vivas nas medições subsequentes. A SR foi calculada pela razão entre o número de árvores remanescentes em cada medição e o total de árvores presentes na primeira medição. Métodos gráficos foram utilizados para avaliar a mortalidade de árvores remanescentes, árvores recrutadas e mortalidade por classe de diâmetro.

A AB foi calculada pela soma das áreas seccionais de cada árvore em cada parcela e depois expressa em hectares. A densidade das árvores foi calculada pelo número total de árvores por unidade de área, neste caso, em hectares (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

#### 3.2.2.1.1 Análise estatística

As variáveis AB e D foram tabuladas, considerando as parcelas T0 e T1, para as seis medições realizadas, bem como as taxas de mortalidade e recrutamento, entre os cinco períodos monitorados (1983 - 1987, 1987 - 1989, 1989 - 1995, 1995 - 2008, 2008 - 2012). Para avaliar se o incêndio afetou a dinâmica e a estrutura da floresta, foi utilizada uma ANOVA para amostras repetidas, considerando o tempo como parcelas subdivididas, devido à dependência entre as múltiplas observações (1983 – 2012) nas mesmas unidades amostrais (VON ENDE, 1993).

Para testar os pressupostos da análise paramétrica, foram aplicados os testes de normalidade de Shapiro-Wilk e homogeneidade de variância de Bartlett. O valor de F foi corrigido, quando necessário, usando os fatores de correção Greenhouse-Geisser (G-G) ou Huynh-Feldt (H-F) para inferir sobre cada fonte de variação (VON ENDE, 1993).

Utilizamos o fator mais baixo (GG ou HF) em vez do valor "F" para testar as hipóteses: hipótese nula (H0)  $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3$ : ou seja, não há diferença significativa entre as variáveis analisadas (AB, D, TR e TM) entre as medidas ou períodos; Hipótese alternativa (H1)  $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3$ : existe pelo menos uma média das variáveis observadas (AB, D, TR e TM) diferente, entre

as medidas ou períodos. Todos os dados foram digitados no software Monitoramento de Florestas Tropicais - MFT (produzido pela Embrapa Amazônia Oriental) e, posteriormente, exportados para o Microsoft Office Excel 2016 para elaboração de gráficos. As análises estatísticas foram realizadas no Software IBM SPSS 20.

### 3.2.3 Resultados

Das 3360 árvores existentes em 1983, 47% morreram (1588) e outras 1495 recrutaram até o ano de 2012. No período de 29 anos, nas parcelas T1, 49,41% das 1230 árvores  $\text{ha}^{-1}$  existentes, em 1983, tinham morrido até 2012, correspondendo a uma mortalidade de 21,03 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , enquanto nas parcelas T0, 32,33% de 1041 árvores  $\text{ha}^{-1}$  morreram (11,64 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ), no mesmo período.

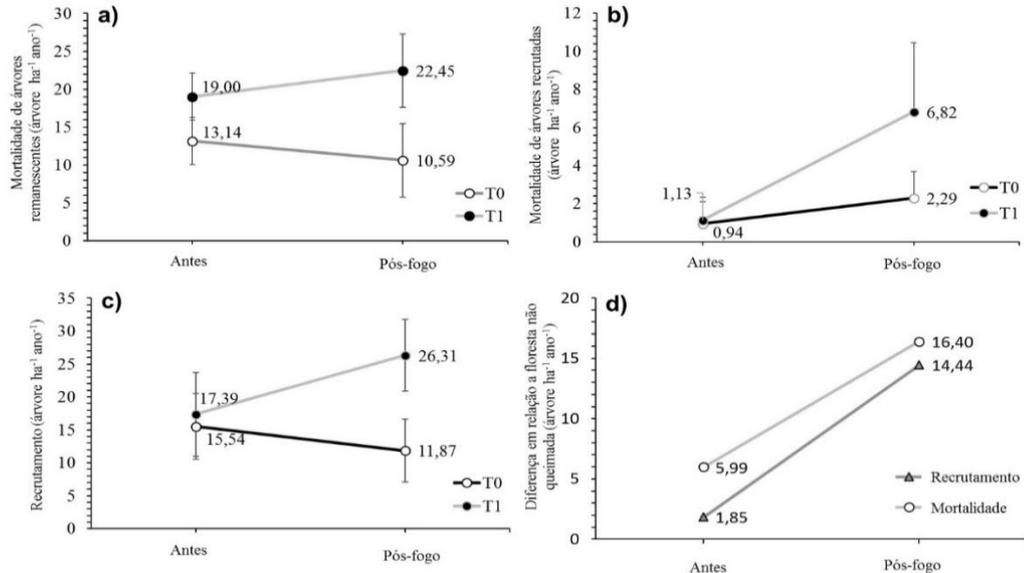
Somente no período de 1995 (2 anos antes do incêndio) a 2008 (11 anos após o incêndio), nas parcelas T1 morreram 27,50% das árvores remanescentes, correspondendo a 25,86 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , enquanto em T0 esse percentual foi 14,27% (11,36 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ), no mesmo período. Antes do incêndio, a mortalidade média das árvores remanescentes era de 13,14 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , em T0, e 19,00 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  em T1; portanto, existia uma diferença de 5,86 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  (antes do fogo) que aumentou para 11,86 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  após o incêndio (Fig. 6a).

O percentual de sobrevivência de árvores remanescentes (SR) na última medição em 2012 foi de 50,59% para T1 e 67,67% para T0, indicando uma tendência natural de substituição gradual de árvores mais velhas, em ambas as áreas, intensificada na área afetada pelo fogo.

Em toda a área amostral, 239 árvores recrutadas após a primeira medição foram registradas como mortas até a última medição (29 anos de monitoramento), correspondendo a 2,76 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , ou 15,05% do total árvores mortas na área de estudo. Antes do incêndio, a mortalidade média de árvores recrutadas era de 0,94 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  para T0 e 1,13 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  para T1, a diferença entre as áreas aumentou de 0,19 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  para 4,54 árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , após o incêndio (Fig. 6b).

Em T1, o aumento da mortalidade das árvores após o incêndio foi compensado pelo aumento do recrutamento de novos indivíduos (Fig. 6c) e, da mesma forma que ocorreu com as taxas de mortalidade, as taxas de recrutamento de T0 e T1 se distanciaram após o incêndio, indicando o papel do fogo como agente de mudanças na dinâmica da floresta, considerando a mortalidade e o recrutamento de árvores (Fig. 6d).

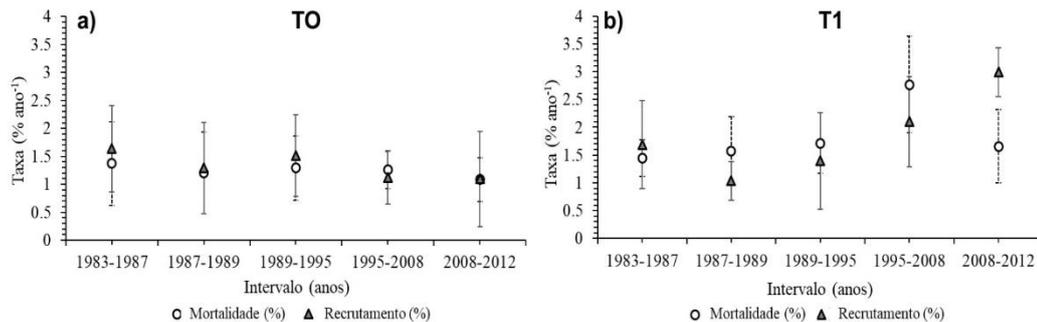
**Figura 6.** Taxa anual de mortalidade (árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ), média e desvio padrão, para as árvores remanescentes (a) e árvores recrutadas (b), taxa anual (árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ) de recrutamento (c) e a diferença entre as taxas de mortalidade e recrutamento registradas para T0 (1,75 ha) e T1 (1,25 ha), antes e depois do incêndio (d), considerando árvores com DAP  $\geq 5$  cm, monitoradas por 29 anos em uma área de floresta ombrófila densa sem histórico de exploração na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.



Fonte: autores (2019)

Na área queimada (T1), houve um aumento significativo nas taxas de mortalidade de 1995 a 2008 ( $F = 3,27$ ,  $p = 0,05$ , Tabela 1) e um aumento significativo nas taxas de recrutamento de 2008 a 2012 ( $F = 5,01$ ,  $p = 0,03$ , Tabela 1). Estes valores foram os mais altos registrados nos 29 anos de monitoramento, sendo 2,77% e 2,99%, respectivamente (Fig. 7a e 7b).

**Figura 7.** Taxas anuais de mortalidade e recrutamento - porcentagem de árvores recrutadas ou mortas em comparação com árvores vivas na medição anterior, mais o respectivo desvio padrão, para árvores com DAP  $\geq 5$  cm, nas parcelas T0 (1,75 ha), na Figura a, nas parcelas T1 (1,25 ha), na Figura b, durante 29 anos de monitoramento, em floresta ombrófila densa, sem histórico de exploração, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.



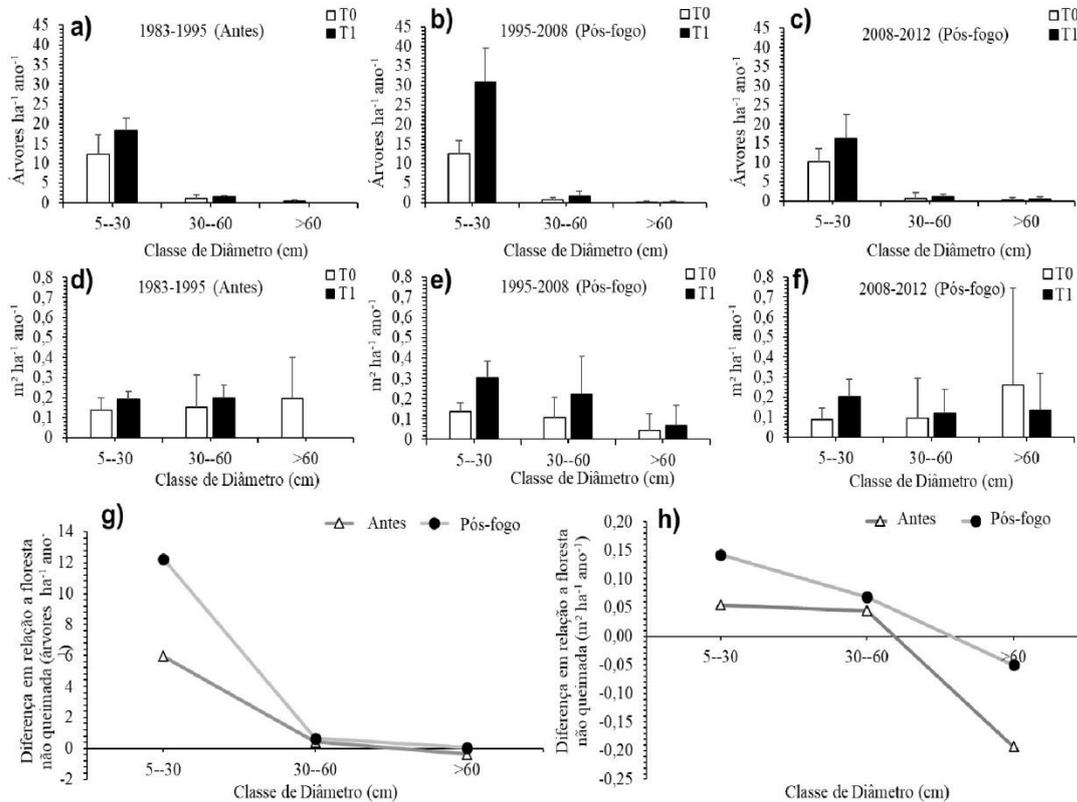
Fonte: autores (2019)

Antes do incêndio (1983 - 1995), 92,54% das árvores mortas em T1 e 89,58% em T0 tinham diâmetros menores que 30 cm (Fig. 8a). Após o incêndio, estes percentuais de árvores mortas com DAP < 30 cm aumentaram para 94,58% em T1 e para 94,12% em T0, no período 1995 - 2008, e permaneceram altos com 91,95% em T1 e 90,91% em T0, entre 2008 - 2012 (Figuras 8b e 8c).

Todas as árvores recrutadas e registradas como mortas tinham DAP  $\leq$  20 cm, portanto o período de 29 anos não foi suficiente para avaliar a mortalidade de árvores recrutadas com diâmetros maiores. Em relação às perdas na área basal, nas parcelas T1 houve diminuição de 63,16% na área basal das árvores com DAP < 30 cm no período de 1995 a 2008 (Fig. 8e), quando comparado ao período anterior ao fogo (1983 - 1995) (Fig. 8d), enquanto em T0 houve uma redução de 7,14%.

No período de 2008 a 2012 (Fig. 8f), houve uma maior perda de árvores grandes (DAP > 60 cm) nas parcelas não queimadas (T0) (Fig. 8h), ao contrário de T1, onde poucas árvores grandes morreram (Fig. 8c), indicando que, após 15 anos, o incêndio afetou principalmente árvores de menor tamanho. No período anterior ao incêndio, a diferença entre o número de árvores menores que 30 cm que morreram em T1 e T0 foi de apenas 5,96 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e passou a 12,24 árvores ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, o que gerou perdas em área basal para árvores menores que 30 cm (Fig. 8g e 8h).

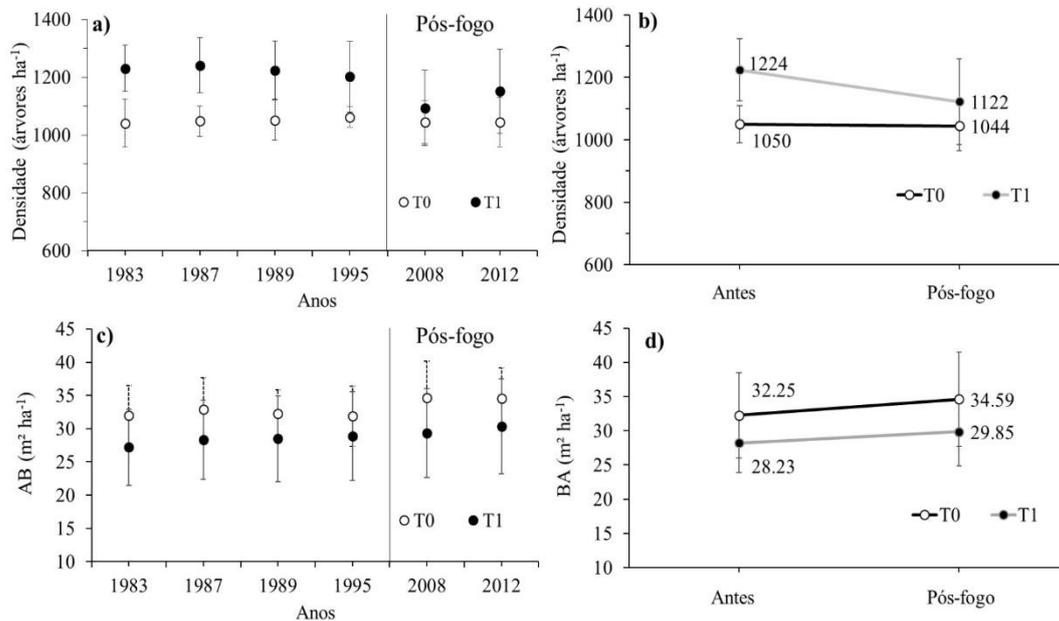
**Figura 8.** Mortalidade anual (árvores  $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ) por classes de diâmetro (cm), média e desvio padrão, de 1983 a 1995 (a), 1995 a 2008 (b), 2008 a 2012 (c) e perdas em área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ), causada pela mortalidade das árvores de 1983 a 1995 (d), 1995 a 2008 (e) e 2008 a 2012 (f), para parcelas queimadas (T1) e não queimadas (T0), e a diferença entre as taxas de mortalidade (g) e perdas na área basal (h), por classe de diâmetro, registradas para a floresta afetada pelo fogo em comparação com a floresta não afetada, antes e depois do incêndio, em uma floresta ombrófila densa, sem histórico de exploração, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.



Fonte: autores (2019)

Em 29 anos, houve pouca variação na densidade das árvores (árvores  $\text{ha}^{-1}$ ) para as parcelas T0, enquanto nas parcelas T1 houve redução, na densidade após o incêndio ( $F = 4,59$ ,  $p = 0,05$ , Tabela 1; Figs 9a e 9b). Em relação à área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), os valores obtidos na última medição foram os mais altos de todo o período do estudo, tanto em T1 quanto em T0, não existindo, portanto, efeito de fogo na redução da área basal (Tabela 1), embora, em T0, a floresta tenha acumulado maior área basal nos 29 anos de estudo ( $F = 3,43$ ,  $p = 0,04$ , Tabela I, Figs. 9c e 9d).

**Figura 9.** Valores médios da densidade (a) e diferença entre as médias de densidade antes e depois do incêndio (b) e os valores médios da área basal (c) e a diferença entre as médias da área basal antes e após o incêndio (d) em todas as medições, nos 29 anos de monitoramento, para parcelas afetadas pelo fogo (T1) e não afetadas pelo fogo (T0), em floresta ombrófila densa, sem histórico de exploração, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.



Fonte:

autores (2019)

**Tabela 1.** Análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas de registros históricos (1983-2012) de densidade (árvores ha<sup>-1</sup>), área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), taxa de mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) e taxa de recrutamento (% ano<sup>-1</sup>) nas parcelas T0 (sem fogo) e T1 (afetadas pelo fogo, em 1997), em floresta ombrófila densa, sem histórico de exploração, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.

Fonte de variação	Densidade (árvores ha <sup>-1</sup> )					AB (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )					
	GL	F	<i>p</i>	G-G	H-F	GL	F	<i>p</i>	G-G	H-F	
T0	Tempo	5	0,13	0,99	0,84	0,89	5	3,43	0,01	0,04	0,04
	Erro	20					20				
T1	Tempo	5	4,59	0,01	0,04	0,05	5	1,85	0,15	0,24	0,23
	Erro	20					20				
Fonte de variação	TM (%)					TR (%)					
	GL	F	<i>p</i>	G-G	H-F	GL	F	<i>p</i>	G-G	H-F	
T0	Tempo	4	0,28	0,89	0,73	0,80	4	0,78	0,55	0,53	0,55
	Erro	24					24				
T1	Tempo	4	3,27	0,04	0,05	0,04	4	5,01	0,01	0,03	0,01
	Erro	16					16				

Fonte: autores (2019)

### 3.2.4 Discussão

#### 3.2.4.1 Mortalidade e recrutamento

As taxas anuais de mortalidade e recrutamento apresentaram um padrão característico de florestas tropicais nativas, sem histórico de exploração seletiva, com taxas entre 1 e 2% ao ano (DIONISIO et al., 2017, DE SOUZA et al., 2012), exceção às taxas de recrutamento, registradas de 2008 a 2012, e as taxas de mortalidade de 1995 a 2008 nas parcelas T1, onde a taxa de mortalidade foi semelhante ao padrão encontrado em uma área explorada na Floresta Nacional do Tapajós - 2,6%, 2,4% e 2,2% por ano para cinco, seis e onze anos após a colheita, respectivamente (SILVA et al., 1995).

Há uma tendência nas áreas não afetadas pelo fogo de redução da mortalidade das árvores mais antigas que estão sendo monitoradas desde 1983 (remanescentes), correlacionada com o período de monitoramento, um padrão que divergiu das parcelas queimadas, onde após o incêndio (2008) ocorreu maior mortalidade. Após 15 anos, houve estabilização das taxas de recrutamento, como observado nos estudos de De Avila et al. (2017), após a extração seletiva de madeira, demonstrando que o efeito dos distúrbios no aumento das taxas de recrutamento é temporário e de curta duração,

Após o incêndio, as taxas de mortalidade e recrutamento registradas para as parcelas T1 foram relativamente mais altas do que nas parcelas T0 e significativamente maiores quando comparadas às taxas registradas nas mesmas parcelas, nos anos anteriores ao fogo (Tabela 1). Em relação ao número total de árvores mortas em toda a comunidade, o percentual de árvores recrutadas, que morreram em anos subsequentes, foi de apenas 15,05%, muito abaixo do percentual de árvores que foram registradas na primeira medição e que foram morrendo ao longo do tempo (remanescentes).

Em relação ao aumento da mortalidade de árvores recrutadas nas parcelas T0 e T1, após o incêndio, espera-se que a medida que se tenham mais árvores registradas como recrutadas, maior será a probabilidade de registros de morte para essas árvores. Esse tipo de monitoramento, portanto, deve ser realizado a longo prazo, para que as informações sobre a sobrevivência das árvores recrutadas sejam conhecidas em intervalos de tempo maiores.

A mortalidade de árvores que recrutaram na área ( $DAP < 20$  cm) associada a maior mortalidade das árvores remanescentes de pequeno porte ( $DAP < 30$  cm) podem ser resultado, além do efeito direto do fogo, de uma maior competição causada pelo

recrutamento/densificação de indivíduos, principalmente onde houve aberturas na cobertura, geradas pelo fogo.

Após o incêndio, houve, portanto, uma redução na abundância de árvores ( $p = 0,05$ , Tabela 1), principalmente devido às maiores taxas de mortalidade registradas para árvores menores (DAP < 30 cm), entre as quais a competição foi intensificada.

Os valores de SR registrados para ambas as áreas mostraram que há uma substituição gradual dos indivíduos remanescentes nos estratos florestais ao longo do tempo, e o fogo parece ter acelerado esse processo, uma característica que precisa ser monitorada no longo prazo.

#### 3.2.4.2 Recuperação florestal

A dinâmica sucessional é impulsionada por altas taxas de mortalidade (CHAZDON, 2008) e a abertura do dossel causada pela morte de grandes árvores pode desempenhar um papel fundamental nos processos de mudanças na dinâmica e estrutura das florestas (CLARK; CLARK, 1996), uma condição que esperávamos ter observado após a ocorrência do incêndio (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003, CLARK; CLARK, 1996). No entanto, neste estudo, antes e após a ocorrência do fogo, a maior mortalidade ocorreu entre árvores com diâmetros menores (DAP < 30 cm), em conformidade com os resultados de Xaud; Martins; Dos Santos (2013), e o incêndio na área de estudo não afetou a sobrevivência das árvores de grande porte (SATO et al., 2016), explicando por que a redução na densidade de árvores vivas (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003) não afetou a diminuição da área basal na floresta queimada.

A abordagem adotada aqui para investigar a recuperação florestal foi limitada às taxas de mortalidade e recrutamento, bem como às mudanças nos componentes estruturais da floresta - densidade de árvores e área basal. Entre as variáveis observadas, as taxas de mortalidade e recrutamento foram úteis para caracterizar os efeitos do fogo sobre a dinâmica da vegetação arbórea e foram extremamente sensíveis para avaliar um estágio de desequilíbrio na floresta.

As florestas são ecossistemas dinâmicos (CHAZDON, 2012) e complexos que, após a ocorrência de distúrbios, têm processos ecologicamente organizados para recuperação de suas condições originais (GHAZOUL et al., 2015). A floresta registrou rápida recuperação, após o incêndio, com altas taxas de mortalidade que foram compensadas por altas taxas de recrutamento, na primeira década pós-incêndio, e pela diminuição gradual nas taxas de mortalidade ao longo do tempo.

### 3.2.5 Conclusões

Quinze anos após o incêndio, a floresta afetada pelo fogo estabilizou as taxas de mortalidade, mas ainda apresenta altas taxas de recrutamento. A maior mortalidade ocorreu em árvores com diâmetros menores ( $DAP < 30$  cm) e o incêndio na área estudada não afetou a sobrevivência de árvores de grande porte ( $DAP > 60$  cm), explicando por que a redução na densidade de árvores vivas não teve um efeito negativo sobre a área basal na floresta queimada.

## CAPÍTULO IV - COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DE UMA FLORESTA PRIMÁRIA ATINGIDA POR INCÊNDIO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL

### Resumo

A dinâmica da composição florística de uma área de floresta primária, atingida por fogo, em 1997, na Amazônia brasileira foi analisada, comparando-se dados de inventários amostrais, realizados nos anos de 1983, 1987, 1989, 1995, 2008 e 2012, em 12 parcelas permanentes de 0,25 hectares, com dados anteriores (14 anos) e posteriores ao incêndio (15 anos). A área de estudo está localizada em uma floresta ombrófila densa, sem histórico de distúrbios antrópicos, na Floresta Nacional do Tapajós, oeste do estado do Pará. As questões deste estudo são as seguintes: (1) Qual o efeito de um primeiro incêndio na composição de espécies arbóreas de uma floresta primária na Amazônia? (2) Existe diferença, na diversidade de espécies arbóreas, antes e após o fogo? Para responder essas questões, (i) foram descritas, quantificadas e comparadas a composição de espécies arbóreas de antes e depois o fogo, (ii) foram quantificadas e comparadas a riqueza e a diversidade de espécies arbóreas de antes e depois do fogo. Após 15 anos da ocorrência do incêndio, a floresta não registrou perdas em riqueza e diversidade de espécies arbóreas, indicando boa resiliência ao distúrbio e as alterações pós-fogo na composição florística da floresta foram definidas, principalmente, pela entrada e saída de espécies localmente raras. As espécies com maior densidade e área basal são responsáveis pela manutenção da estrutura da floresta, destacando-se dentre elas: *Rinorea guianensis* Aubl. e *Protium apiculatum* Swart.

**Palavras-chave:** Composição florística. Floresta tropical. Resiliência.

### 3.3.1 Introdução

Desde o último terço do século XX, com as políticas de ocupação da Amazônia e a expansão do agronegócio, a riqueza dos ecossistemas florestais desta região tem sido ameaçada pelas drásticas mudanças ocorridas na paisagem. No Estado do Pará, a construção de rodovias, a extração seletiva de madeira, a mineração e a agropecuária provocaram a fragmentação da vegetação e, estas atividades de uso da terra, associadas a eventos climáticos como o El Niño, têm contribuído para o aumento dos incêndios na região (HOLDSWORTH; UHL, 1997; BARLOW; PERES, 2004). Somente no Pará, que representa, aproximadamente, 25% de toda a Amazônia Brasileira, o quantitativo de área de floresta alterada, entre os anos de 2006 a 2015, por incêndio ou extrações seletivas de madeira, é maior do que a área de floresta desmatada em toda a Amazônia Brasileira, no mesmo período (BARLOW et al., 2016).

Incêndios florestais ocorriam na floresta Amazônica com grandes intervalos de recorrência, os quais já foram de 400 - 700 anos (MEGGERS, 1994), e atualmente não passam de décadas. Os efeitos combinados de El Niño e as mudanças de uso da terra têm aumentado drasticamente a frequência do fogo em florestas tropicais úmidas (BARLOW et al., 2016). Os eventos de fogo ou a extração seletiva de madeira na Amazônia são distúrbios com duração, intensidade e frequência variável, ocorrem de forma abrupta e podem alterar de forma significativa a diversidade de espécies no bioma (KARSTEN et al., 2013).

Na floresta amazônica há uma elevada ocorrência de espécies raras (DE ANDRADE et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2005) e poucas espécies com alta densidade (TER STEEGE et al., 2013), característica que potencializa os riscos de ações humanas levarem a extinção de espécies com baixa abundância e mais suscetíveis a alterações ambientais. No estudo de De Araujo et al. (2013) em uma floresta primária do Acre, incendiada em 2005, a fitocenose apresentou modificações na composição florística com redução na diversidade de espécies, indicando sérios prejuízos estruturais e funcionais ao ecossistema.

A dinâmica das florestas tropicais é contínua e a comunidade vegetal, passa por uma série de estágios de desenvolvimento. A dinâmica da vegetação arbórea, portanto, não cessa quando a floresta atinge um desenvolvimento estrutural máximo (clímax), permanecem os distúrbios localizados (endógenos), como quedas de árvores ou inundações locais, que não afetam de maneira uniforme todo o conjunto da floresta (CHAZDON, 2012).

Ambientes com distúrbios que resultem em grandes clareiras podem beneficiar espécies pioneiras (REIS et al., 2010), mas espécies tolerantes a sombra que, apesar de se desenvolverem

em condições de dossel fechado e sub-bosque, também, beneficiam-se da radiação solar proveniente de clareiras, sejam naturais ou provenientes da exploração florestal, embora este benefício diminua gradativamente à medida que o tempo passa (JARDIM; SOARES, 2010). O processo dinâmico da recomposição de florestas atingidas por distúrbios antrópicos pode ser acompanhado por meio do inventário florestal contínuo, utilizando-se parcelas permanentes (COSTA; DE CARVALHO, SILVA, 2002), onde se realizam a contagem, medição, posterior recontagem e remedição de plantas sobreviventes.

A dinâmica de uma área de floresta ombrófila densa sem histórico de extração de madeira, e atingida por um incêndio, em 1997, foi analisada, comparando-se dados de monitoramento anterior ao fogo (1983 - 1995) e pós-fogo (1997 - 2012). Objetivo deste capítulo é avaliar as mudanças ocorridas na composição florística, riqueza e diversidade de espécies arbórea ao longo dos anos, em área de floresta atingida por fogo, sem histórico de extração seletiva de madeira.

As questões deste estudo são as seguintes: (1) Qual o efeito de um primeiro incêndio na composição de espécies arbóreas de uma floresta primária na Amazônia? (2) Existe diferença, na diversidade de espécies arbóreas, antes e após o fogo? Para responder essas questões, (i) foram descritas, quantificadas e comparadas a composição de espécies arbóreas de antes e após o fogo e (ii) foram quantificadas e comparadas a abundância, riqueza e diversidade de espécies arbóreas antes e após o fogo.

### 3.3.2 Metodologia

#### 3.3.2.1 Análise de dados

##### 3.3.2.1.1 Composição e diversidade florística

A diversidade foi calculada mediante o emprego do índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) (CONDÉ; TONINI, 2013) e foram comparadas a riqueza de espécies, registrada em cada uma das áreas (T0 e T1), com a riqueza estimada pelo método Chao de primeira ordem (Chao 1) que se baseia na abundância das espécies raras. A estimativa de riqueza é calculada pela equação:

$$\text{Chao 1} = S_{\text{obs}} + \frac{a^2}{2b^2}$$

**Em que:** “ $S_{obs}$ ” o número de espécies observado nas amostras, “a” é o número de espécies representadas por apenas um espécime, e “b” é o número de espécies representado por exatamente dois espécimes (COLWELL; CODDINGTON, 1994)

As respostas na riqueza de espécies foram analisadas pela comparação do acréscimo (ingresso) ou perda de espécies (egresso) desde a primeira medição (1983) até a última, em 2012 (DE AVILA et al., 2015). Foram consideradas como espécies localmente raras aquelas que possuíam, em cada uma das medições, apenas 1 (uma) árvore representando a espécie, para T0 e T1 (AMARAL et al., 2009).

#### 3.3.2.1.2 Estrutura

Além da utilização de gráficos de ranking de abundância para avaliar a distribuição das espécies entre as medições para as parcelas T0 e T1 (QUARESMA et al., 2017), os parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal da floresta (frequência, densidade, dominância e valor de importância das espécies) foram calculados conforme definições descritas em Da Silva; Matos; Ferreira, (2008). O índice de valor de Importância, obtido por meio do somatório dos valores relativos de frequência, abundância e dominância, foi dividido por três para obtenção de um índice com escala de 0 a 1, no intuito de facilitar a interpretação.

#### 3.3.2.1.3 Análise Estatística

A diversidade de espécies ( $H'$ ) para cada medição foi comparada considerando o grau de dependência entre as medições realizadas, ou seja, medições, antes do fogo, das parcelas atingidas pelo fogo comparada com a medição posterior das parcelas atingidas pelo fogo, e da mesma forma as comparações foram feitas com as parcelas que não foram atingidas pelo fogo (SIT; TAYLOR, 1998). As comparações entre as medições ocorreram por meio de uma Análise de Variância (ANOVA) para medidas repetidas, considerando o tempo como parcelas subdivididas, em razão da dependência entre as múltiplas observações nas mesmas unidades de amostra (REIS et al., 2015; VON ENDE, 1993).

Para atender as premissas da ANOVA de medidas repetidas, foram aplicados os testes de normalidade de Shapiro-Wilk e de homogeneidade de variância de Bartlett. O valor de F foi corrigido usando os fatores de correção Greenhouse-Geisser (G-G) ou Huynh-Feldt (H-F) para

inferir sobre cada fonte de variação (VON ENDE, 1993). Foi utilizado para as inferências, o menor fator (G-G ou H-F) ao invés do valor de “F” para o teste de hipótese:

Hipótese nula ( $H_0$ )  $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3$ : Isto é, não há diferença significativa entre os valores do Índice de Diversidade ( $H'$ ) para as medições ou períodos; Hipótese alternativa ( $H_1$ )  $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3$ : existe pelo menos uma média ( $H'$ ) diferente entre as medições ou períodos.

### 3.3.3 Resultados e discussão

#### 3.3.3.1 Composição e Diversidade florística

No inventário de 1983, 3.360 árvores com diâmetro medido a 1,30 m acima do solo (DAP)  $\geq 5$  cm foram inventariadas, nas 12 parcelas de floresta, equivalentes, em média, a 1.120 árvores  $ha^{-1}$  e 29,98  $m^2 ha^{-1}$  de área basal (CV = 18,01%; Erro de Amostragem Relativo = 11,44%). Deste total, foram registradas, em T0, 1.041 árvores  $ha^{-1}$  pertencentes à 235 espécies e 52 famílias botânicas e, em T1, 1.230 árvores  $ha^{-1}$  de 248 espécies e 52 famílias. As cinco famílias mais abundantes foram as mesmas em T0 e T1, sendo elas: Fabaceae (39 espécies em T0 e, 39, em T1), Sapotaceae (22; 25), Lecythydaceae (13; 13), Moraceae (13; 12) e Annonaceae (10; 10).

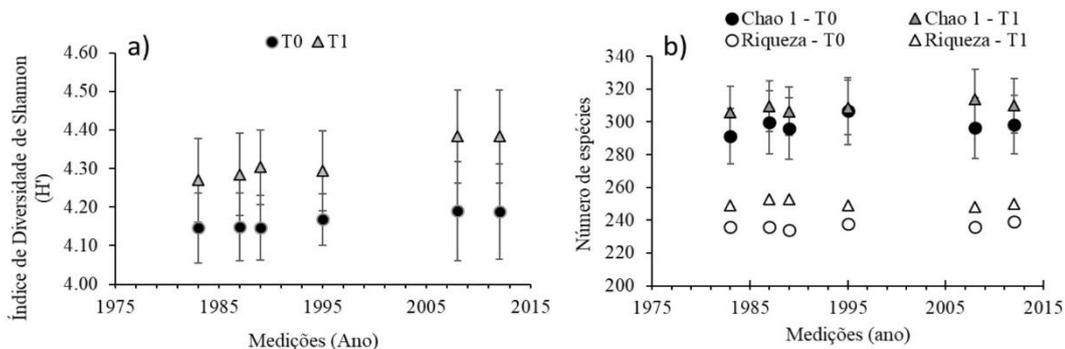
Após 29 anos (2012), 3.260 árvores foram inventariadas nas 12 parcelas, equivalentes a 1.087 árvores  $ha^{-1}$  e 32,81  $m^2 ha^{-1}$  de área basal, sendo 1.151 árvores  $ha^{-1}$  de 239 espécies e 49 famílias em T0 e 1045 árvores  $ha^{-1}$  de 250 espécies e 52 famílias em T1 (Figura 3b). Em T0, as famílias Fabaceae (40), Sapotaceae (22), Lecythydaceae (15), Moraceae (13) permaneceram dominando a área e Annonaceae (9) perdeu posição para Lauraceae (11) entre as 5 famílias com mais espécies. Em T1, as famílias botânicas responsáveis pela maior quantidade de espécies, em 1983, continuaram dominando o local em 2012 – Fabaceae (36), Sapotaceae (26), Moraceae (15), Lecythydaceae (13), e Annonaceae (9).

Ao longo dos 29 anos de monitoramento os testes estatísticos não identificaram diferenças significativas entre nenhuma das medições comparadas, portanto, não houve perda de diversidade em T0 e nem em T1. Em T0 o Índice de Diversidade de Shannon variou de 4,15 (1983;1987; 1989) a 4,19 (2008; 2012), enquanto em T1 o menor valor também foi registrado em 1983 (4,27) e o maior em 2008 e 2012 (4,38), ou seja, após o fogo (Figura 10a). Os resultados são condizentes com outros estudos realizados na Floresta Nacional do Tapajós (OLIVEIRA et al., 2005; GONÇALVES; DOS SANTOS, 2008) e indicam que a severidade do

fogo não foi suficiente para comprometer a capacidade natural que o ecossistema tem para se recuperar do distúrbio, resultado, também, observado por Martins et al. (2012)

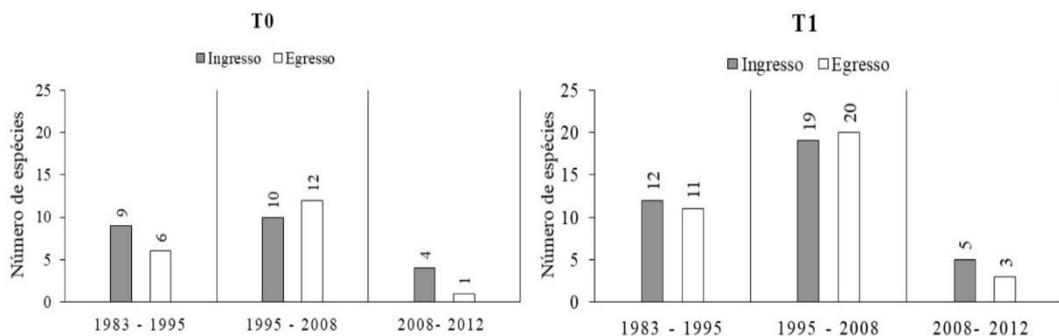
Segundo o estimador Chao 1, após o fogo (2008) T0 e T1 seguiram trajetórias diferentes com maior distanciamento entre os valores de riqueza, indicando, provavelmente, maior presença de espécies com baixa densidade, em T1, na medição de 2008 (Figura 10b) (COLWELL; CODDINGTON, 1994). Comparando a riqueza de espécies entre 1983 e 2012, tanto em T0 quanto em T1, verificou-se perdas de espécies, compensadas pela entrada de outras ao longo do tempo, até mesmo no período pós-fogo, em T1, o aumento na saída das espécies foi acompanhado por um aumento proporcional na entrada de novas espécies (Figura 11), indicando um balanço dinâmico na floresta que resultou em saldo positivo na riqueza de espécies observada em T0 e T1 (Figura 10b).

**Figura 10.** Índice de diversidade de Shannon (A) e riqueza de espécies (B) em uma área de floresta madura sem histórico de perturbações e em uma área de floresta madura com registro de incêndio, no ano de 1997, na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil.



Fonte: autores (2019)

**Figura 11.** Dinâmica de ingresso e egresso de espécies em uma área de floresta madura sem histórico de perturbações (T0) e em uma área de floresta madura com registro de incêndio (T1), no ano de 1997, Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil.



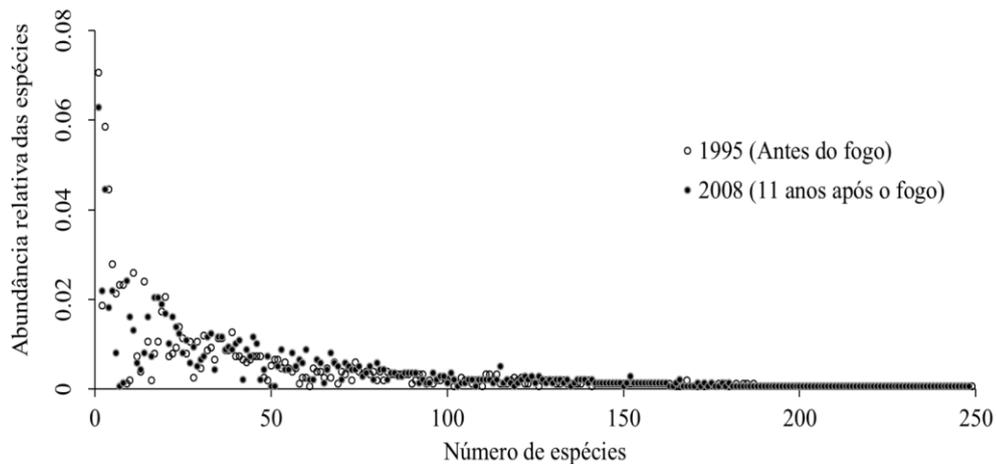
Fonte: autores (2019)

Segundo Oliveira e Amaral (2004) altas taxas de recrutamento de novas árvores pertencentes a espécies localmente raras podem aumentar a dissimilaridade entre comunidades. Esperava-se que a diversidade de árvores diminuísse na floresta atingida por fogo como já relatado por Barlow et al. (2016), mas isso não ocorreu. Há de se ressaltar que o tempo decorrido de 11 (2008) e 15 anos (2012), após a ocorrência do incêndio (1997), parece ter sido suficiente para que a floresta tenha recuperado suas condições de diversidade originais, resultado também encontrado por Martins et al. (2012), em uma floresta ombrófila densa de Roraima, no Brasil, 12 anos após o fogo.

### 3.3.3.2 Estrutura

Em 1983, 69 das 235 espécies registradas em T0 eram localmente raras, ou seja, representadas por apenas 1 árvore amostrada (29,36%), e da mesma forma, em T1, 84 das 249 espécies possuíam apenas 1 árvore (33,73%). Segundo Souza et al. (2006) a estrutura de uma floresta ombrófila densa na Amazônia caracteriza-se por alta diversidade florística, poucas espécies dominantes e muitas espécies com baixa densidade. O fogo não alterou esta estrutura em T1 (Figura 12).

**Figura 12.** Ranking de abundância das espécies arbóreas, em T1, comparando o último ano antes do incêndio e o décimo primeiro ano após o fogo na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil.



**Fonte:** autores (2019)

Em relação as espécies com altos valores de densidade absoluta, em 1983, 22,89% do total de árvores registradas, em T1, eram pertencentes a apenas cinco espécies - *Rinorea*

*guianensis*, *Protium apiculatum*, *Inga* spp., *Eschweilera coriacea* e *Duguetia echinophora* - e, em 1995, essas mesmas espécies respondiam por 22,77% do total de árvores. Em 2012, *Cordia* spp. passou a ocupar posição de destaque entre aquelas com maior densidade de árvores, ficando atrás apenas de *Rinorea guianensis* e *Protium apiculatum* que se mantiveram como as espécies com maior densidade nos 29 anos de monitoramento. Apesar da redução na população das espécies mais abundantes, ao longo dos 29 anos, as cinco espécies - *Rinorea guianensis* (18,45% de redução), *Protium apiculatum* (22,22% de redução), *Inga* spp. (58,75% de redução), *Cordia* spp. (280% de aumento) e *Neea floribunda* (21,05% de redução) juntas respondiam por 17% do total de árvores na área.

Em T0, também se repetiram os padrões de dominância por poucas espécies e de maior movimentação de entrada e saída de espécies ao longo do tempo, principalmente, por espécies localmente raras (Figura 10). Em T0, em 1983, houve menor redução na população das cinco espécies mais abundantes, que foram as mesmas registradas em T1 - *Rinorea guianensis*, *Protium apiculatum*, *Duguetia echinophora*, *Inga* spp. e *Eschweilera coriacea*. Estas espécies respondiam por 22,67% do total de árvores, em 1983 – e, em 2012, as cinco espécies mais abundantes respondiam por 20,51% do total de árvores - *Rinorea guianensis*, *Protium apiculatum*, *Inga* spp., *Onychopetalum amazonicum*, *Duguetia echinophora* e *Amphiodon effusus*, sendo que *Rinorea guianensis* e *Protium apiculatum* não tiveram redução de suas populações, mas *Duguetia echinophora* teve redução de 32,43%, *Inga* spp. de 51,39% e *Eschweilera coriacea* de 22,22%.

Nos estudos de Souza et al. (2006), *Rinorea guianensis* se destacou com altos valores de densidade absoluta e Ter Steege et al. (2013) a incluiu, juntamente com *Duguetia echinophora*, na lista das 20 espécies arbóreas mais abundantes da Amazônia, característica condizente com a presença desta espécie como aquela que manteve a maior população ao longo de 29 anos, tanto em T0 quanto em T1. *Protium apiculatum* também manteve seu destaque na estruturação da floresta por todo o período de monitoramento, em T0 e T1 (Tabelas 2 e 3). De Oliveira e Amaral (2004), também, registraram esta espécie com altos valores de densidade absoluta. O fogo, embora tenha reduzido as populações das espécies com maior densidade absoluta, não prejudicou *Rinorea guianensis* e *Protium apiculatum* ao ponto de retirá-las da lista das espécies com maiores valores de IVI na comunidade. O comportamento dessas espécies indica que, mesmo em áreas de floresta ombrófila densa, onde os incêndios florestais

não eram comuns (BARLOW et al., 2016), algumas espécies podem ser resilientes ao estresse causado pelo fogo.

Os resultados indicam que *R. guianensis* e *P. apiculatum*, são competidoras de extrema importância na comunidade, pois, embora tenham reduzido suas populações, estas se mantiveram, tanto em T0 quanto em T1, como as espécies com maior densidade (árvore ha<sup>-1</sup>), durante os 29 anos (Tabelas 2 e 3). Além destas espécies, vale destacar, também, *Cordia* spp., *C. sciadophylla* e *A. cordatum* que, após o fogo, apresentaram crescimento de suas populações que as colocou em posição de destaque na comunidade florestal. Reis et al. (2010) ao avaliarem o potencial madeireiro de uma área, após 29 anos da primeira extração de madeira, destacaram alguns gêneros com alta abundância, dentre eles *Protium* e *Rinorea*. Além disso, os autores registraram altas volumetrias para *Bixa arborea*, *Inga* spp., *Rinorea guianensis* e *Virola michelli* demonstrando a capacidade destas espécies de se beneficiar das clareiras abertas por distúrbios (extração seletiva de madeira e/ou incêndios, por exemplo).

**Tabela 2.** Parâmetros estruturais das 10 espécies com maiores valores de índice de valor de importância (IVI) nas medições anteriores (1983 e 1995) e posteriores ao incêndio (2008 e 2012) em uma área de floresta ombrófila densa sem histórico de distúrbios (T0), na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.

(Continua)

T0 - 1983								
Espécies	Família	FA	DA	DoA	FR	DoR	DR	IVI
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl	Violaceae	6	124	9,86	0,01	0,07	0,04	0,04
<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach.	Sapotaceae	7	27	18,55	0,01	0,01	0,08	0,04
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	7	89	4,12	0,01	0,05	0,02	0,03
<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Fabaceae	7	42	8,31	0,01	0,02	0,04	0,02
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythidaceae	7	54	5,81	0,01	0,03	0,03	0,02
<i>Duguetia echinophora</i> R.E.Fr.	Annonaceae	7	74	3,15	0,01	0,04	0,01	0,02
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	7	72	2,75	0,01	0,04	0,01	0,02
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	6	22	6,68	0,01	0,01	0,03	0,02
<i>Tachigali glauca</i> Tul.	Fabaceae	7	26	4,55	0,01	0,01	0,02	0,01
<i>Amphiodon effusus</i> Huber	Fabaceae	6	53	1,37	0,01	0,03	0,01	0,01
Subtotal		67	583	65,16	0,10	0,32	0,29	0,24
Outras		631	1238	158,21	0,90	0,68	0,71	0,76
Total		698	1821	223	1	1	1	1
T0 - 1995								
Espécies	Família	FA	DA	DoA	FR	DoR	DR	IVI
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl	Violaceae	6	120	10,31	0,01	0,06	0,05	0,04

<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach.	Sapotaceae	7	23	19,55	0,01	0,01	0,09	0,04
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	7	92	4,54	0,01	0,05	0,02	0,03
<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Fabaceae	7	48	9,56	0,01	0,03	0,04	0,03
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythydaceae	7	53	6,41	0,01	0,03	0,03	0,02
<i>Duguetia echinophora</i> R. E. Fr.	Annonaceae	7	72	3,50	0,01	0,04	0,02	0,02
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	7	62	2,65	0,01	0,03	0,01	0,02
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	6	22	7,24	0,01	0,01	0,03	0,02
<i>Onychopetalum amazonicum</i> R. E. Fr.	Annonaceae	7	53	1,41	0,01	0,03	0,01	0,01
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	5	20	5,95	0,01	0,01	0,03	0,01
Subtotal		66	565	71,14	0,09	0,30	0,32	0,24
Outras		655	1293	151,98	0,91	0,70	0,68	0,76
Total		721	1858	223	1	1	1	1

## T0 - 2008

Espécies	Família	FA	DA	DoA	FR	DoR	DR	IVI
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl	Violaceae	6	122	11,38	0,01	0,07	0,05	0,04
<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach.	Sapotaceae	6	21	20,37	0,01	0,01	0,08	0,03
<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Fabaceae	7	40	13,16	0,01	0,02	0,05	0,03
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	7	89	4,96	0,01	0,05	0,02	0,03
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythydaceae	7	45	7,37	0,01	0,02	0,03	0,02
<i>Onychopetalum amazonicum</i> R. E. Fr.	Annonaceae	7	67	1,86	0,01	0,04	0,01	0,02
<i>Duguetia echinophora</i> R. E. Fr.	Annonaceae	7	54	3,05	0,01	0,03	0,01	0,02
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	6	20	7,22	0,01	0,01	0,03	0,02
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	5	19	5,64	0,01	0,01	0,02	0,01
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	7	43	1,64	0,01	0,02	0,01	0,01
Subtotal		65	520	76,64	0,09	0,28	0,32	0,23
Outras		655	1306	165,70	0,91	0,72	0,68	0,77
Total		720	1826	242	1	1	1	1

## T0 - 2012

Espécies	Família	FA	DA	DoA	FR	DoR	DR	IVI
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl	Violaceae	6	123	11,72	0,01	0,07	0,05	0,04
<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach.	Sapotaceae	6	20	20,73	0,01	0,01	0,09	0,03
<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Fabaceae	7	40	14,51	0,01	0,02	0,06	0,03
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	7	90	5,33	0,01	0,05	0,02	0,03
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythydaceae	7	42	7,82	0,01	0,02	0,03	0,02
<i>Onychopetalum amazonicum</i> R. E. Fr.	Annonaceae	7	68	1,88	0,01	0,04	0,01	0,02
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	6	20	7,32	0,01	0,01	0,03	0,02
<i>Duguetia echinophora</i> R. E. Fr.	Annonaceae	7	50	2,74	0,01	0,03	0,01	0,02
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	6	19	5,92	0,01	0,01	0,02	0,01

<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C. C. Berg.	Moraceae	7	37	2,07	0,01	0,02	0,01	0,01
Subtotal		66	509	80,04	0,09	0,28	0,33	0,23
Outras		656	1318	161,89	0,91	0,72	0,67	0,77
Total		722	1827	241,92	1	1	1	1

**Em que:** FA = Frequência Absoluta, DA = Densidade Absoluta, DoA = Dominância Absoluta, FR = Frequência relativa, DoR = Dominância relativa, DR = Densidade Relativa, IVI = Índice de Valor de Importância.

**Fonte:** autores (2019)

**Tabela 3.** Parâmetros estruturais das 10 espécies com maiores valores de índice de valor de importância (IVI) nas medições anteriores (1983 e 1995) e posteriores ao incêndio (2008 e 2012) em uma área de floresta ombrófila densa atingida por fogo (T1), na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil.

(Continua)

ANTES DO FOGO								
T1 - 1983								
Espécies	Família	FA	DA	DoA	FR	DoR	DR	IVI
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl	Violaceae	5	103	7,12	0,01	0,07	0,05	0,04
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	5	25	10,22	0,01	0,02	0,08	0,03
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	5	80	4,77	0,01	0,05	0,04	0,03
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	5	81	3,57	0,01	0,05	0,03	0,03
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythidaceae	5	46	5,16	0,01	0,03	0,04	0,03
Não identificada	Sapotaceae	5	37	3,93	0,01	0,02	0,03	0,02
<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.	Myristicaceae	5	16	4,76	0,01	0,01	0,03	0,02
<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C. C. Berg.	Moraceae	5	35	3,01	0,01	0,02	0,02	0,02
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	Nyctaginaceae	5	38	2,44	0,01	0,02	0,02	0,02
<i>Duguetia echinophora</i> R. E. Fr.	Annonaceae	5	42	1,47	0,01	0,03	0,01	0,02
Subtotal		50	503	46,45	0,09	0,33	0,34	0,25
Outras		528	1034	89,66	0,91	0,67	0,66	0,75
Total		578	1537	136,10	1	1	1	1
T1 - 1995								
Espécies	Família	FA	DA	DoA	FR	DoR	DR	IVI
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl	Violaceae	5	106	7,79	0,01	0,07	0,05	0,04
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	5	28	10,70	0,01	0,02	0,07	0,03
<i>Protium apiculatum</i> Swart.	Burseraceae	5	88	4,07	0,01	0,06	0,03	0,03
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	5	67	3,58	0,01	0,04	0,02	0,03
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythidaceae	5	42	4,80	0,01	0,03	0,03	0,02
Não identificada	Sapotaceae	5	32	3,78	0,01	0,02	0,03	0,02
<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C. C. Berg.	Moraceae	5	35	3,27	0,01	0,02	0,02	0,02
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	Nyctaginaceae	5	35	2,66	0,01	0,02	0,02	0,02
<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	Fabaceae	2	2	6,48	0,00	0,00	0,04	0,02
<i>Erismia uncinatum</i> Warm.	Vochysiaceae	3	3	4,84	0,01	0,00	0,03	0,01
Subtotal		45	438	52	0,08	0,29	0,36	0,24

Outras		545	1064	92,43	0,92	0,71	0,64	0,76
Total		590	1502	144	1	1	1	1
PÓS- FOGO								
T1 - 2008								
Espécies	Família	FA	DA	DoA	FR	DoR	DR	IVI
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	5	86	7,20	0,01	0,06	0,05	0,04
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	5	30	11,88	0,01	0,02	0,08	0,04
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	5	61	2,83	0,01	0,04	0,02	0,02
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythidaceae	5	25	3,55	0,01	0,02	0,02	0,02
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	Nyctaginaceae	5	30	2,71	0,01	0,02	0,02	0,02
<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Fabaceae	5	11	4,58	0,01	0,01	0,03	0,02
<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	Fabaceae	1	1	6,51	0,00	0,00	0,04	0,02
<i>Erismia uncinatum</i> Warm.	Vochysiaceae	2	2	6,03	0,00	0,00	0,04	0,02
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	5	33	1,82	0,01	0,02	0,01	0,02
<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C. C. Berg.	Moraceae	5	22	2,88	0,01	0,02	0,02	0,01
Subtotal		43	301	50	0,07	0,22	0,34	0,21
Outras		539	1066	96,72	0,93	0,78	0,66	0,79
Total		582	1367	146,72	1	1	1	1
T1 - 2012								
Espécies	Família	FA	DA	DoA	FR	DoR	DR	IVI
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	5	84	7,14	0,01	0,06	0,05	0,04
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	5	30	12,08	0,01	0,02	0,08	0,04
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	5	63	2,97	0,01	0,04	0,02	0,02
<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Fabaceae	5	14	6,07	0,01	0,01	0,04	0,02
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	Nyctaginaceae	5	30	2,83	0,01	0,02	0,02	0,02
<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C. C. Berg.	Moraceae	5	25	3,14	0,01	0,02	0,02	0,02
<i>Erismia uncinatum</i> Warm.	Vochysiaceae	2	2	6,30	0,00	0,00	0,04	0,02
<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	Fabaceae	1	1	6,51	0,00	0,00	0,04	0,02
<i>Couratari stellata</i> A. C. Sm.	Lecythidaceae	5	12	3,91	0,01	0,01	0,03	0,01
<i>Cordia</i> spp.	Boraginaceae	5	38	1,13	0,01	0,03	0,01	0,01
Subtotal		43	299	52,08	0,07	0,21	0,34	0,21
Outras		551	1140	99,66	0,93	0,79	0,66	0,79
Total		594	1439	152	1	1	1	1

**Em que:** FA = Frequência Absoluta, DA = Densidade Absoluta, DoA = Dominância Absoluta, FR = Frequência relativa, DoR = Dominância relativa, DR = Densidade Relativa, IVI = Índice de Valor de Importância.

**Fonte:** autores (2019)

### 3.3.4 Conclusões

Após 15 anos da ocorrência do incêndio, a floresta não apresentou prejuízos na riqueza, estrutura e diversidade de espécies. As alterações pós-fogo na composição florística de uma floresta primária na Amazônia são definidas, principalmente, pela entrada e saída de espécies localmente raras, e as espécies com maiores abundâncias e área basal são responsáveis pela manutenção da estrutura da floresta, destacando-se dentre elas: *Rinorea guianensis* Aubl. e *Protium apiculatum* Swart.

## **PARTE III - INCÊNDIO EM FLORESTA SUBMETIDA AO MANEJO FLORESTAL MADEIREIRO**

### **4.1 Área de estudo**

A área está localizada na Amazônia Oriental, Pará, Brasil, em uma região de planalto (3° 19' S, 54° 57' W, DATUM WGS 84) da Floresta Nacional do Tapajós, nas proximidades do Km 114 da Rodovia BR-163 (Figura 13). A vegetação original na área de estudo é uma floresta ombrófila densa ou floresta de *Terra Firme* densa (DE CARVALHO, 2002), que é dominada por árvores de grande porte com cobertura uniforme (GONÇALVES; DOS SANTOS, 2008).

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da área de estudo é Am, quente e úmido, com uma precipitação média anual de 2000 mm. Uma estação seca que ocorre de agosto a novembro, onde a temperatura média anual é de 25 °C. O solo é, predominantemente, Latossolo Amarelo Distrófico ou Latossolo com textura argilosa pesada, perfil profundo e baixa fertilidade (DE OLIVEIRA JUNIOR et al., 2015).

Apesar de sua proximidade com a rodovia, a área de estudo é completamente cercada por floresta nativa, onde casos de roubo de madeira são incomuns e invasão de terra nunca aconteceu. Essas condições acabaram favorecendo a conservação da floresta.

### **4.2 Delineamento experimental e incêndio florestal**

Um experimento sobre manejo florestal, incluindo a colheita com os princípios da Exploração de Impacto Reduzido (EIR) e tratamentos silviculturais pós-extração de madeira, foi estabelecido, em 1981 (Tabela 4). Nesse ano, 48 parcelas permanentes de 0,25 ha (50 m x 50 m) foram instaladas, aleatoriamente, em um desenho com quatro blocos de 36 ha, para monitorar a dinâmica de uma floresta ombrófila densa de 144 ha. Todas as árvores com diâmetro medido a 1,30 m acima do solo (DAP)  $\geq 45$  cm foram inventariadas para fornecer informações que subsidiaram a extração seletiva de madeira executada, em 1982, na área experimental (DE AVILA et al., 2015).

**Tabela 4.** Detalhes da redução da área basal e número de árvores colhidas durante a extração seletiva de madeira, na área experimental instalada, em 1981, na área do Km 114 da Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. As informações são baseadas nos inventários de pré (1981) e pós-colheita (1983).

Colheita florestal (1982)	T2	T4
Diâmetro mínimo de corte (cm)	55	55
Área basal removida ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ )	$5.37 \pm 4.93$	$6.09 \pm 4.38$
Número de árvores colhidas ( $\text{árvores ha}^{-1}$ )	$11.27 \pm 9.43$	$13.33 \pm 6.89$
Área basal perdida em razão dos danos da colheita	$0.40 \pm 0.58$	$0.33 \pm 0.40$
Área basal inicial (1981)	$32.26 \pm 6.72$	$29.90 \pm 5.05$
% da área basal original removida durante a colheita	16.65	20.37

**Em que:** T2 = tratamento 2; T4 = tratamento 4

**Fonte:** autores (2019)

Em 1983, 12 parcelas permanentes de 0,25 ha (50 m x 50 m) foram instaladas em 36 hectares de floresta primária não manejada, a 200 metros da área explorada experimental. Essas novas parcelas foram utilizadas como controle experimental, seguindo os mesmos métodos de amostragem aplicados nas 48 parcelas colhidas em 1982. Na área submetida a extração seletiva de madeira, entre 1993-1994 foram aplicados os tratamentos silviculturais pós-colheita, com anelamento e envenenamento com produto químico, para reduzir a densidade de árvores das espécies não comerciais e favorecer o recrutamento e o crescimento de espécies comerciais.

Originalmente, quatro tratamentos foram instalados em 144 ha onde a extração seletiva de madeira ocorreu, em 1982. Além disso, o desbaste de espécies não comerciais foi aplicado 11 anos após a colheita, em 1993-1994. Em T1, árvores com  $\text{DAP} \geq 45$  cm foram cortadas, sem desbaste de espécies não comerciais. Em T2, T3 e T4 o diâmetro mínimo de corte (DMC) foi de 55 cm. A única diferença entre os tratamentos foi a intensidade dos desbastes para reduzir a área basal das espécies não comerciais. No T2, o desbaste foi leve, médio em T3 e alto em T4 (DE AVILA et al., 2017). Portanto, os tratamentos T2, T3 e T4 foram o resultado de uma combinação do corte seletivo e aplicação dos tratamentos silviculturais, em 1993-1994.

Um incêndio acidental atingiu parte da área experimental do Km 114 durante cinco dias (9 a 13 de dezembro de 1997) e queimou uma faixa de 1200 m ao longo da rodovia BR-163. A vegetação mais próxima da rodovia foi rapidamente queimada, o que incluiu parte das parcelas permanentes do experimento. O fogo foi finalmente extinto após dois dias de intenso trabalho dos funcionários da Embrapa. Das 48 parcelas colhidas em 1982, 13 foram danificadas pelo fogo. Na área de controle, cinco das 12 parcelas foram queimadas.

Os tratamentos T1 e T3 não fizeram parte deste estudo, pois não possuíam um número mínimo de parcelas queimadas para permitir comparações entre os tratamentos (BONAR; FEHMI, MERCADO-SILVA, 2011). No período 1989-1995, a área basal total perdida pela mortalidade de árvores em T2 e T4 foi de 12,01 m<sup>2</sup> e 28,64 m<sup>2</sup>, respectivamente. A área basal reduzida especificamente pelo desbaste em T2 e T4, durante o período 1989-1995, foi de 1,23 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (10,24% da área basal total) e 12,15 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (42,42% da área basal total), respectivamente.

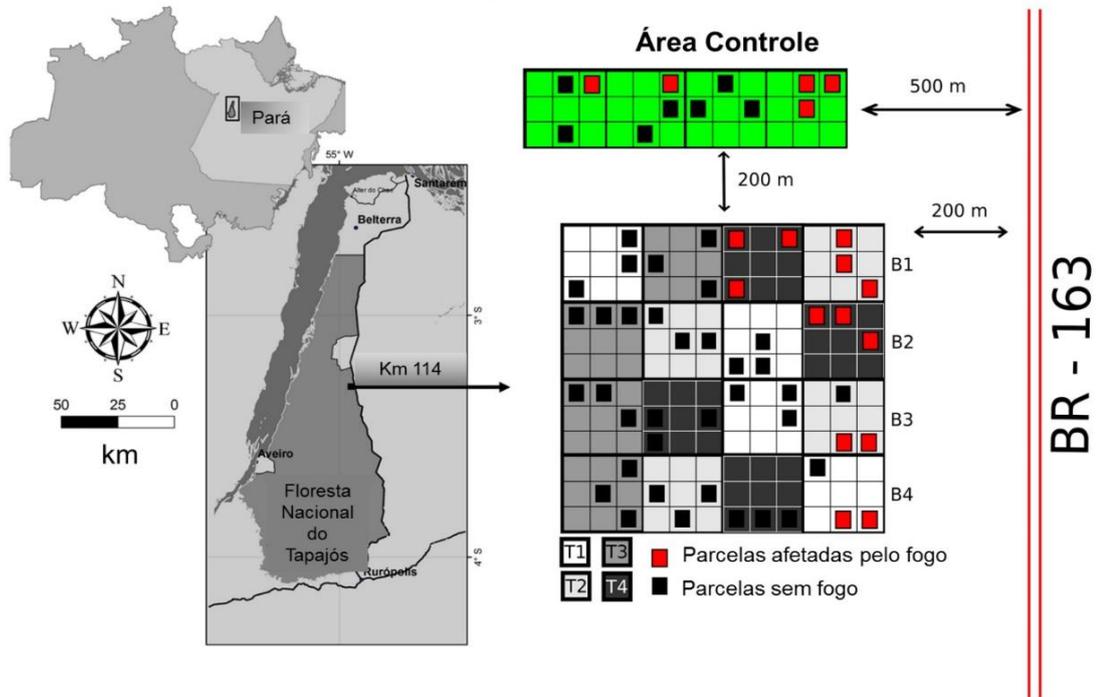
Todas as árvores com DAP  $\geq$  5 cm foram medidas, uma vez por ano, em 1981, 1983, 1987, 1989, 1995, 2008 e 2012, de acordo com a metodologia descrita por Silva et al. (2005). As árvores foram identificadas e numeradas com pequenas plaquetas de alumínio (parcela, subparcela e número da árvore) para permitir o monitoramento, no longo prazo, do crescimento, sobrevivência e as mudanças na composição das espécies. Em T0, os inventários iniciaram em 1983, um ano após a colheita florestal madeireira na área experimental.

As árvores foram identificadas na floresta por seus nomes comuns pelos observadores. Indivíduos não identificados tiveram amostras de seu material botânico coletadas para identificação posterior no herbário IAN da Embrapa Amazônia Oriental, Belém, Pará, Brasil. Em dezembro de 2017, houve a necessidade por uma nova coleta de material botânico para melhorar a identificação anterior, no campo, de algumas espécies de árvores. As espécies foram classificadas de acordo com APG IV (2016), e seus nomes foram padronizados conforme a classificação do REFLORA (2019).

Para as análises estatísticas, as parcelas atingidas pelo fogo foram agrupadas e identificadas pela sigla original do respectivo tratamento mais a letra “F”, conforme a seguir: T0F (5 parcelas); T2F (5 parcelas) e T4F (6 parcelas). As parcelas não queimadas seguiram a mesma sigla original: T0 (7 parcelas); T2 (7 parcelas) e T4 (6 parcelas), totalizando 16 parcelas queimadas e 20 não queimadas (Figura 13).

Os dados das parcelas permanentes foram digitados e armazenados com o uso do software Monitoramento de Floresta Tropical (MFT) desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental. A pesquisa foi autorizada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBIO, sob a autorização nº. 57419/2017.

**Figura 13.** Localização das parcelas permanentes não queimadas e queimadas pelo incêndio de 1997, instaladas em uma floresta primária de 36 ha não-explorada e em uma floresta primária de 144 ha, onde houve colheita, em 1982, e desbastes de espécies não comerciais, com anelamento e uso de produto químico, em 1993-1994 na Floresta Nacional de Tapajós, leste da Amazônia, Brasil. T0: área de controle; T1: colheita apenas de indivíduos de espécies comerciais com DAP  $\geq 45$  cm; T2: colheita apenas de indivíduos de espécies comerciais com DAP  $\geq 55$  cm e baixa redução da área basal de espécies não comerciais; T3: colheita apenas de indivíduos de espécies comerciais com DAP  $\geq 55$  cm e redução média da área basal de espécies não comerciais; T4: colheita apenas de indivíduos de espécies comerciais com DAP  $\geq 55$  cm e alta redução da área basal de espécies não comerciais. Os tratamentos T1 e T3 não foram abordados neste estudo.



**Fonte:** adaptado de De Oliveira et al. (2005).

## CAPÍTULO V - RESILIÊNCIA FLORESTAL PÓS-FOGO DEPENDE DA INTENSIDADE DOS DISTÚRBIOS PRÉ-FOGO

### Resumo

Pesquisadores e gestores enfrentam o desafio de como determinar quando a frequência, extensão espacial e magnitude dos distúrbios podem superar a resiliência dos ecossistemas florestais. Entre os distúrbios nas florestas tropicais, o fogo e seus impactos a longo prazo ainda são pouco conhecidos, especialmente suas interações com a extração seletiva de madeira. Neste estudo, abordamos as duas questões a seguir: Como o fogo afeta a recuperação de florestas ombrófilas densas com histórico de extração seletiva? Qual a relação entre as condições florestais pré-incêndio e a dinâmica pós-incêndio de florestas ombrófilas densas com histórico de extração seletiva de madeira? Utilizamos dados de árvores com diâmetro medido a 1,30 m acima do solo (DAP)  $\geq 5$  cm de 36 parcelas permanentes de 0,25 ha (50 m x 50 m), em uma área de floresta ombrófila densa monitorada por 31 anos na Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. A área está sob manejo florestal, que inclui colheita de madeira e aplicação de tratamentos silviculturais pós-colheita, e foi atingida por incêndio acidental. Para determinar os efeitos de distúrbios pré-incêndio (corte e desbaste) na área basal, taxas de mortalidade e taxas de recrutamento, foi aplicada uma análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas. A recuperação da floresta pós-incêndio foi abordada através da área basal, taxas de mortalidade e taxas de recrutamento. Essas variáveis foram avaliadas usando um modelo linear de efeito misto (LMM). No período pós-incêndio, houve um efeito, na área basal, da combinação da colheita de madeira e do desbaste de espécies não comerciais ( $F = 9,255$ ;  $p < 0,01$ ) e do tempo ( $F = 20,210$ ;  $p < 0,01$ ). Contudo, não houve efeito de fogo ( $F = 0,710$ ;  $p = 0,406$ ) nos valores de área basal. O fogo causou um aumento na mortalidade das árvores, especialmente em indivíduos com DAP  $< 20$  cm e, 15 anos após o incêndio, as taxas de recrutamento permaneceram mais altas nas parcelas afetadas pelo fogo. As árvores em florestas primárias mostraram-se mais resistentes ao fogo do que as árvores em florestas com histórico de distúrbios anteriores como corte e desbaste. Assim, este estudo confirma que as florestas tropicais, sem histórico de extração seletiva de madeira, são mais resistentes do que as florestas tropicais submetidas a extração seletiva.

**Palavras-chave:** Mortalidade de árvores. Recrutamento de árvores. Florestas tropicais. Extração seletiva de madeira. Tratamentos silviculturais

### 4.3.1 Introdução

Entre as estratégias e políticas ambientais nacionais e globais para conservação e redução de desmatamento de ecossistemas, a manutenção de ecossistemas florestais intactos deve ter uma posição central (WATSON et al., 2018). Além do desmatamento, outros distúrbios de origem antrópica, principalmente, corte seletivo de grandes árvores comercializáveis e incêndios florestais criminosos ou acidentais, podem causar perdas de biodiversidade em florestas tropicais (BARLOW et al., 2016).

Pesquisadores e gerentes enfrentam o desafio de como determinar quando a frequência, extensão espacial e magnitude dos distúrbios podem exceder a resiliência dos ecossistemas florestais (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015), que é a capacidade do ecossistema de persistir e se reorganizar depois de distúrbios (KANE et al., 2019). Como pesquisadores e gestores podem medir as condições da floresta e avaliar a saúde da floresta? Informações sobre mudanças na composição de espécies arbóreas, mortalidade e taxa de recrutamento, bem como a recuperação da estrutura florestal após perturbações sucessivas, como extração de madeira e fogo, são úteis para a proteção e manejo de florestas tropicais em regeneração (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015; CHAZDON, 2016).

Altas taxas de mortalidade impulsionam a dinâmica sucessional das florestas tropicais sob perturbações (CHAZDON, 2012). A maioria das espécies de árvores tem uma vida longa o suficiente para passar por vários distúrbios. Por esse motivo, indivíduos dessas espécies podem ser bons indicadores de recuperação florestal (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003). Florestas ombrófilas densas na Amazônia são um exemplo de quão resiliente uma floresta tropical pode ser após a extração seletiva de madeira (DE AVILA et al., 2018).

Entre os distúrbios comumente encontrados em florestas tropicais, o fogo e seus impactos a longo prazo ainda são pouco conhecidos, especialmente quando há interações entre incêndio e extração seletiva de madeira (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015). Neste estudo, abordamos as duas questões a seguir: 1) Como o fogo afeta a recuperação de uma floresta ombrófila densa com um histórico de extração seletiva? 2) Qual a relação entre as condições florestais pré-incêndio e a dinâmica pós-incêndio de uma floresta ombrófila densa com um histórico de extração seletiva de madeira?

Com base no conhecimento sobre recuperação pós-distúrbio e dinâmica de florestas exploradas na Amazônia (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003; DE AVILA et al., 2015, 2017; 2018; SATO et al., 2016; SIST et al., 2014; DIONISIO et al., 2017; 2018) e nos 31 anos de

monitoramento, com parcelas permanentes, da vegetação arbórea de uma área de floresta ombrófila densa, avaliamos a recuperação da estrutura da floresta (área basal) e a dinâmica da floresta para testar as seguintes hipóteses.

1. Florestas com altas reduções na área basal, devido à extração seletiva e desbaste de espécies não comerciais, apresentam maiores taxas de mortalidade e recrutamento após eventos de incêndio;
2. O fogo retarda a recuperação da área basal perdida pelo corte seletivo;
3. No curto prazo (15 anos), o fogo de superfície não afeta a sobrevivência de árvores grandes (diâmetro medido a 1,30 m acima do solo (DAP)  $\geq$  60 cm).

#### 4.3.2 Metodologia

##### 4.3.2.1 Análise de dados

###### 4.3.2.1.1 Área basal, estrutura populacional e densidade

A área basal (AB) foi calculada pela soma das áreas seccionais de cada árvore em cada parcela e, em seguida, expressa em hectares de acordo com a área amostrada. A estrutura populacional foi analisada com a definição de sete classes de DAP: 5.0-9.9, 10.0-19.9, 20.0-29.9, 30.0-39.9, 40.0-49.9, 50.0-59.9 e  $\geq$  60.0 cm. O número de indivíduos em cada classe de DAP foi apresentado em histogramas. A densidade (D) das árvores foi calculada pelo número total de árvores por unidade de área, em hectares.

###### 4.3.2.1.2 Taxas de Mortalidade (TM)

Árvores com DAP  $\geq$  5 cm, encontradas mortas ou não encontradas nas medições, foram registradas como “mortas”. As taxas de mortalidade foram calculadas de acordo com Condit et al. (1999):

$$TM = (\ln n_0 - \ln S_t)/t$$

**Em que:**  $\ln$  = log Neperiano;  $S_t$  = número de sobreviventes no tempo “t”, em anos;  $n_0$  = tamanho da população inicial.

#### 4.3.2.1.3. Taxas de Recrutamento (TR)

Qualquer nova árvore com  $DAP \geq 5$  cm, desde a segunda medição, foi considerada como "recrutada". As taxas de recrutamento foram calculadas de acordo com Condit et al. (1999):

$$TR = (\ln n_t - \ln S_t)/t$$

**Em que:**  $n_t$  = tamanho da população no final do tempo ("t") avaliado;  $S_t$  = número de sobreviventes no final do tempo "t" avaliado;  $\ln$  = log Neperiano;

Como comprimentos diferentes de intervalos de inventário interferem no cálculo das taxas demográficas (TM e TR), as estimativas foram padronizadas usando o fator de correção de Lewis et al. (2004):

$$r_{\text{corr}} = r * t^{0.08}$$

**Em que:**  $r_{\text{corr}}$  = taxa corrigida;  $r$  = taxa sem correção;  $t$  = tempo;

Lewis et al. (2004) propuseram esse fator de correção usando a taxa média de declínio, movendo a estimativa para um intervalo padronizado de um ano (DE AVILA et al., 2017).

#### 4.3.2.1.4. Sobreviventes (S)

Além das taxas de mortalidade e recrutamento, as árvores inventariadas na primeira medição (remanescentes) foram monitoradas ao longo dos 31 anos do experimento (1981-2012) para rastrear alterações na população inicial (1981 para medição em T2 e T4 e 1983 para T0). Para calcular a porcentagem de sobreviventes, usamos a seguinte equação:

$$S (\%) = S_t * 100/n_0$$

$S_t$  = número de sobreviventes no tempo "t";  $n_0$  = tamanho da população inicial

#### 4.3.2.1.5 Análise estatística

No intervalo de tempo entre 1981 e 1983 (antes e logo após a extração de madeira), as diferenças na AB, TM e TR foram avaliadas com um teste T para amostras independentes apenas nos tratamentos T2 e T4, já que em T0 não houve mensuração em 1981. Portanto, T0, T2 e T4 são monitorados em conjunto desde 1983. Para determinar o efeito da extração de madeira e dos desbastes na AB, TR e TM, foi aplicada uma Análise de Variância (ANOVA) de medidas repetidas, com tempo e tratamento (extração e desbaste) como fatores (VON ENDE, 1993).

Os valores de F foram corrigidos usando os fatores de correção Greenhouse-Geisser (GG) ou Huynh-Feldt (HF) para inferir sobre cada fonte de variação (VON ENDE, 1993). Utilizamos o fator mais baixo (GG ou HF) em vez do valor "F" para testar as hipóteses. Hipótese nula (H0)  $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3$ : não houve diferença significativa entre as variáveis analisadas (AB, TR e TM) e os períodos. Hipótese alternativa (H1)  $\mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3$ : pelo menos uma média das variáveis observadas (AB, TR e TM) é diferente entre as medidas ou períodos. Para verificar os pressupostos da ANOVA de medidas repetidas, foram aplicados os testes de normalidade de Shapiro-Wilk e de homogeneidade da variância de Levene. Nas análises em que foram detectadas diferenças significativas entre as medidas (nível de probabilidade  $\alpha = 0,05$ ), as médias foram comparadas pelo teste Sidak post-hoc em pares ( $\alpha = 0,05$ ).

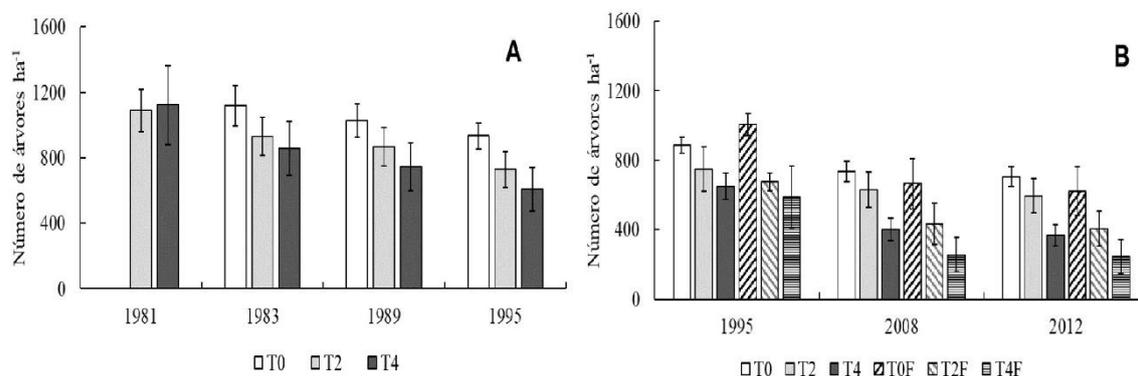
Após o incêndio, os tratamentos foram comparados através de um Modelo Linear de Efeito Misto (LMM) por conta do design desbalanceado com diferentes números de unidades de amostra entre os tratamentos e porque o modelo considera a hierarquia existente nos tratamentos e compara as parcelas queimadas e não queimadas em T0, T2 e T4 (PINHEIRO; BATES, 2000). As análises estatísticas foram realizadas no Software IBM SPSS 20.

### 4.3.3 Resultados

#### 4.3.3.1 Sobrevivência das primeiras árvores inventariadas

Na última medição antes do incêndio (1995), do total de árvores registradas na primeira medição (1981), 67% e 52% delas sobreviveram em T2 e T4, respectivamente, e 83% das árvores inventariadas na primeira medição de T0 (1983), permaneceram vivas (3360 indivíduos, 1120 árvores ha<sup>-1</sup>). Em 2012 (15 anos após o incêndio), 80% e 62% das árvores remanescentes, inventariadas em 1995, sobreviveram em T0 e T0F, respectivamente. Na área mais explorada, 57% e 41% das árvores inventariadas em 1995 estavam vivas, em 2012, em T4 e T4F, respectivamente. (Figura 14).

**Figura 14.** Densidade das árvores remanescentes, antes do incêndio (média  $\pm$  dp), na primeira medição de T2 (tratamento 2) e T4 (tratamento 4) (1981) e T0 (controle) (1983) até 1995 (A) e densidade pós-incêndio em T0, T2 e T4 (tratamentos sem fogo de T0, T2 e T4) e T0F, T2F e T4F (parcelas atingidas pelo fogo de T0, T2 e T4) de 1995 a 2012 (B), na área experimental do km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.



Fonte: autores (2019)

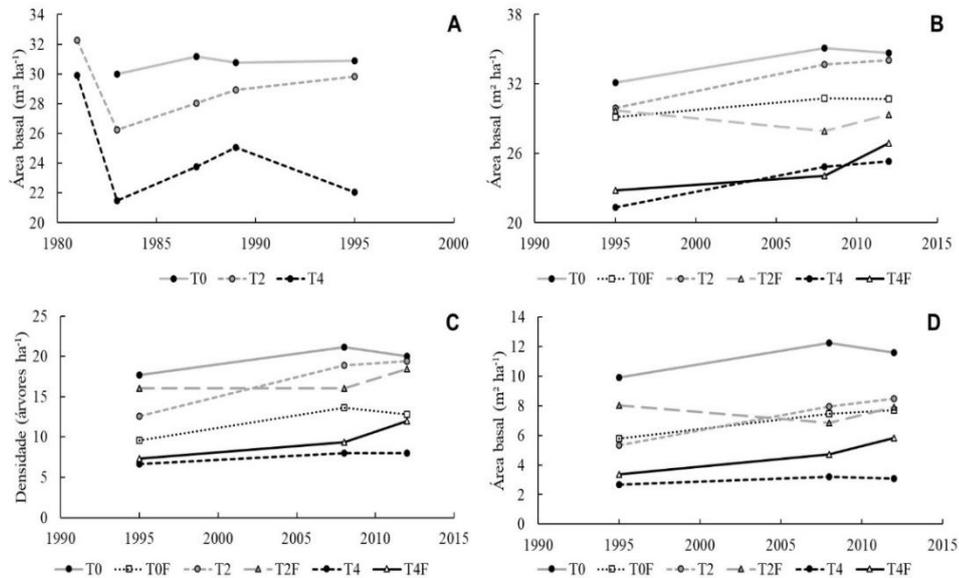
#### 4.3.3.2 Estrutura da floresta

Um ano antes da colheita de madeira (1981), a área basal (BA) de T2 (32,26 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) não diferiu estatisticamente de T4 (29,90 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) ( $t(22) = -0,976$ ;  $p = 0,346$ ). Um ano após a extração madeireira (1983), as AB de T2 (26,24 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) não diferiram de T0 (29,98 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) ( $F = 9,584$ ;  $p = 0,122$ ), mas ambas foram superiores a T4 (21,50 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) ( $F = 9,584$ ;  $p < 0,05$ ). Ao longo dos anos, T2 registrou uma recuperação gradual da AB com as médias de 28,02 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (1987), 28,95 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (1989) e 29,82 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (1995), todas maiores que a AB medida em 1983 ( $F = 26,775$ ;  $p < 0,05$ ).

Em T4, a AB aumentou para 23,75 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (1987) e 25,05 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (1989) e contrastou com uma redução subsequente para 22,06 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> em 1995, devido à aplicação de tratamentos silviculturais (um ano após o desbaste) de espécies não comerciais). Em 1995, T0 e T2 diferiram de T4 em AB ( $F = 9,584$ ;  $p < 0,01$ ) e a AB de T4 foi semelhante a AB registrada em 1983 ( $F = 26,775$ ;  $p = 0,935$ ). Na área controle, não houve variação significativa na AB durante as medições pré-incêndio (Fig. 15A).

No período pós-incêndio, houve um efeito da combinação da colheita de madeira e desbaste de espécies não comerciais ( $F = 9,255$ ;  $p < 0,01$ ) e do tempo ( $F = 20,210$ ;  $p < 0,01$ ) na AB, mas não houve efeito de fogo nesta variável ( $F = 0,710$ ;  $p = 0,406$ ) (Fig. 15B).

**Figura 15.** Área basal de árvores com DAP  $\geq 5$  cm dos tratamentos T0, T2 e T4 durante o período pré-incêndio (1981-1995) (A) e os tratamentos não queimados (T0; T2; T4) e queimados (T0F; T2F; T4F) no período pós-incêndio (1995-2012) (B). Densidade (C) e área basal (D) de árvores com DAP  $> 60$  cm durante o período 1995-2012 na Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.



Fonte: autores (2019)

#### 4.3.3.3 Taxas de Mortalidade e de Recrutamento

Antes do incêndio, as maiores taxas de mortalidade ocorreram em 1981-1983, especialmente no T4, onde mais árvores morreram do que no T2, devido à colheita de 1982 ( $F = 6,283$ ;  $p < 0,01$ ). Após esse período, T4 apresentou uma mortalidade muito maior que T2 e T0, no período de 1989-1995 ( $F = 3,299$ ;  $p < 0,01$ ), indicando que houve efeito do tratamento silvicultural realizado em 1993-1994 no aumento da mortalidade arbórea em T4. Nesse mesmo período, T2 e T0 não apresentaram diferença na mortalidade ( $F = 3,299$ ;  $p = 0,347$ ).

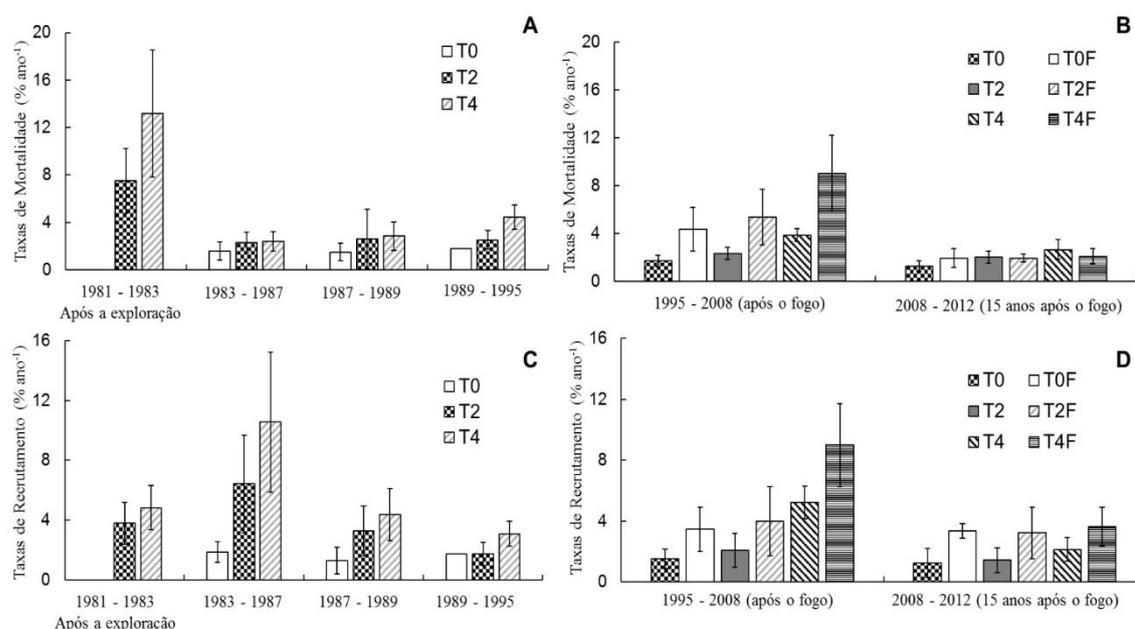
As taxas de mortalidade foram influenciadas pelo tempo ( $F = 72,068$ ;  $p < 0,01$ ). Em 2008, a mortalidade foi maior nas parcelas queimadas ( $F = 30,726$ ;  $p < 0,01$ ) e 15 anos após o incêndio (2012) essa diferença desapareceu (Fig. 16B). Além disso, houve efeito dos tratamentos (corte e desbaste) no aumento das taxas de mortalidade em T4 e T2, e ambos foram diferentes de T0 ( $F = 14,640$ ;  $p < 0,01$ ).

Quanto ao recrutamento de novas árvores, houve diferença entre as medições ( $F = 53,78$ ;  $p < 0,01$ ), onde a maior taxa foi observada, em T4, seguida de T2 e T0 entre 1983 e 1987 ( $F =$

14,618;  $p < 0,01$ ). T0 e T2 não diferiram significativamente nas taxas de recrutamento de 1987 a 1989 ( $F = 14.618$ ;  $p = 0,195$ ) e de 1989 a 1995 ( $F = 14.618$ ;  $p = 1$ ) (Fig. 16).

No período pós-incêndio, as taxas de recrutamento, assim como as taxas de mortalidade, variaram de acordo com o histórico dos distúrbios de cada área. Portanto, foram detectados efeitos dos tratamentos ( $F = 15.743$ ;  $p < 0,01$ ), tempo ( $F = 67.513$ ;  $p < 0,01$ ) e fogo ( $F = 27.033$ ;  $p < 0,01$ ). No entanto, 15 anos após o incêndio, as taxas de recrutamento permaneceram mais altas nas parcelas afetadas pelo fogo (Fig. 16D).

**Figura 16.** Média ( $\pm$  dp) das taxas de mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) dos tratamentos T0, T2 e T4 no período pré-incêndio de 1981-1995 (A) e não queimados (T0, T2 e T4) e queimados (T0F, T2F e T4F) no período pós-incêndio 1995-2012 (B). Média ( $\pm$  dp) das taxas de recrutamento (% ano<sup>-1</sup>) seguindo os mesmos tratamentos e períodos de “A” (C) e “B” (D) na área experimental do km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.



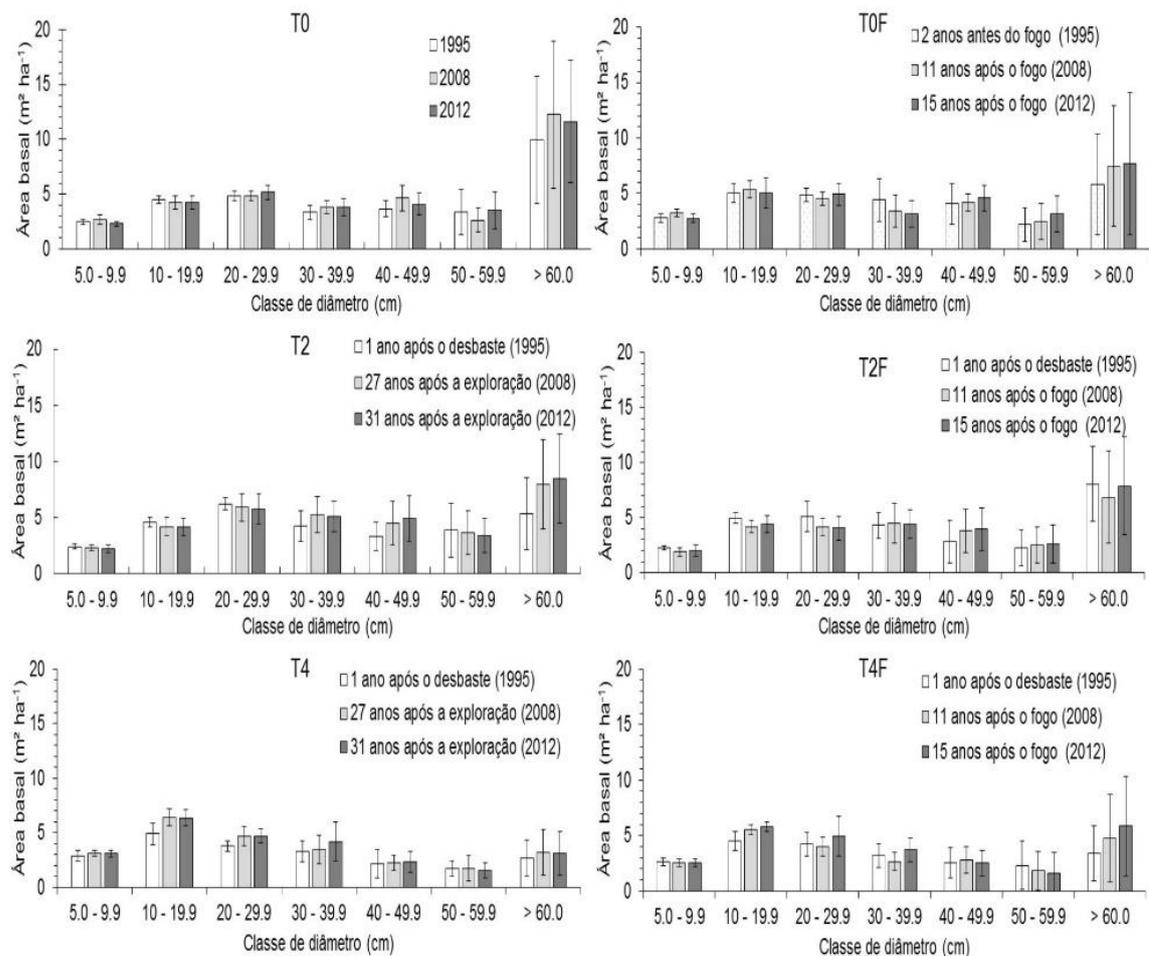
Fonte: autores (2019)

De todos os indivíduos inventariados em T2 e T4, em 1981, 61 e 54 deles, respectivamente, eram árvores grandes (DAP  $\geq 60$ ). Os tratamentos T2 e T4 apresentaram alta mortalidade após a extração madeireira (árvores colhidas + árvores perdidas durante operações de EIR + árvores naturalmente mortas), 22 e 32 árvores grandes morreram, respectivamente, em ambas as áreas no período de 1981-1983. Em 1995, T2 tinha 42 enquanto T4 apresentava 21 árvores grandes. T0 (área controle), possuía apenas 41 árvores grandes, em 1983, 1,22% do número total de árvores inventariadas. De 1983 a 1995, apenas oito dessas árvores grandes

morreram em T0 (Tab. 5). Após o incêndio, a mortalidade permaneceu concentrada principalmente nas árvores menores que 20 cm (Tab. 6).

Pequenas reduções no tamanho da população de indivíduos de grande porte resultam em perdas consideráveis na AB, como ocorreu no T2F após o incêndio (2008), onde a morte de apenas seis árvores grandes,  $DAP \geq 60$  cm (1,07% das 563 árvores mortas), correspondiam a 31,87% dos  $50,88 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  perdidos em área basal pelas árvores mortas no período 1995-2008. Essa resposta vai contra os resultados dos outros tratamentos que apresentaram aumento da AB após 1995 (Tab. 6; Fig. 15C, 15D e 17).

**Figura 17.** Área basal por classe de diâmetro (cm) nos tratamentos não queimados (T0; T2; T4) e queimados (T0F; T2F; T4F) em 1995, 2008 e 2012 na área experimental do km 114, Floresta Nacional de Tapajós, leste da Amazônia, Brasil.



**Fonte:** autores (2019)

**Tabela 5.** Número de árvores registradas como mortas por classe de diâmetro em T0 (12 parcelas), T2 (12 parcelas) e T4 (12 parcelas) durante o período de pré-incêndio (1981-1995), na área experimental do km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.

Classe de Diâmetro (cm)	# de árvores mortas										
	1981 - 1983		1983 - 1987			1987 - 1989			1989 - 1995		
	T2	T4	T0	T2	T4	T0	T2	T4	T0	T2	T4
5.0 - 9.9	251	461	94	116	103	75	135	167	163	272	296
10.0 - 19.9	130	228	47	57	59	25	54	49	79	97	281
20.0 - 29.9	38	41	13	15	20	7	7	15	28	22	119
30.0 - 39.9	14	16	7	7	7	3	5	4	13	7	39
40.0 - 49.9	7	12	1	3	7	4	4	0	6	6	19
50.0 - 59.9	13	10	1	3	2	2	3	1	7	6	7
> 60.0	22	32	1	3	3	4	0	1	3	6	4
Total	475	800	164	204	201	120	208	237	299	416	765

Fonte: autores (2019)

**Tabela 6.** Número de árvores mortas em parcelas sem fogo e atingidas pelo fogo em T0, T2 e T4, durante os períodos de 1995-2008 e 2008-2012, no experimento do km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.

1995 - 2008	T2		T4		T0	
Classe de Diâmetro (cm)	Sem Fogo	Fogo	Sem Fogo	Fogo	Sem Fogo	Fogo
5 - 9.9	282	339	297	621	175	341
10 - 19.9	98	149	195	267	92	128
20 - 29.9	30	42	74	81	21	37
30 - 39.9	10	18	26	26	7	15
40 - 49.9	4	5	6	10	4	8
50 - 59.9	3	4	4	5	4	4
> 60.0	3	6	3	4	3	2
Overall	430	563	605	1014	306	535
2008 - 2012	T2		T4		T0	
Classe de Diâmetro (cm)	Sem Fogo	Fogo	Sem Fogo	Fogo	Sem Fogo	Fogo
5 - 9.9	74	46	111	69	47	45
10 - 19.9	29	18	50	40	20	26
20 - 29.9	12	8	12	6	3	9
30 - 39.9	8	3	2	1	2	4
40 - 49.9	2	0	2	2	2	0
50 - 59.9	1	1	3	0	1	1
> 60.0	2	0	1	0	2	2
Total	128	76	181	118	77	87

Fonte: autores (2019)

#### 4.3.4 Discussão

A resiliência da floresta ao fogo está diretamente associada às condições originais de estrutura da floresta (área basal, densidade e manutenção de grandes árvores). O incêndio de 1997 causou um aumento na mortalidade de árvores, especialmente aquelas com DAP < 20 cm. As parcelas queimadas na floresta não explorada foram mais resistentes ao fogo do que as parcelas atingidas pelo fogo na floresta submetida a extração de madeira e aplicação de tratamentos silviculturais.

##### 4.3.4.1 Floresta antes do incêndio

O principal impacto da colheita de madeira é a redução de árvores acima do diâmetro mínimo de corte, evento ocorrido em T2 e T4, em 1982. Em 1995, a população de árvores grandes (DAP  $\geq$  60), em T4, representava apenas 38,88% da população original de grandes árvores existentes em 1981, enquanto em T2 esse percentual era de 68,85%. As perdas de árvores grandes explicam grande parte da variação na área basal após a colheita (CLARK; CLARK, 1996). Na área experimental do Km 114, as perdas não foram ainda maiores porque, em 1982, foram adotadas técnicas de exploração de impacto reduzido, como corte direcional e arraste planejado de toras com um trator skidder (DE AVILA et al., 2017; DIONISIO et al., 2017).

Embora T2 não tenha recuperado sua área basal original, em quase 13 anos após a colheita florestal (1995), sua área basal, as taxas de mortalidade e recrutamento foram semelhantes a T0. A intensidade e o tempo desde a colheita de madeira e a baixa intensidade de desbaste de árvores não comerciais em 1993-1994 explicam a recuperação mais rápida da área basal em T2 (DE AVILA et al., 2018; PIPONIOT et al., 2016).

Por outro lado, o T4 teve uma redução drástica na área basal devido aos efeitos combinados da colheita de madeira, em 1982, com a aplicação de tratamentos silviculturais em 1993-1994. A intensidade da colheita determina o tempo de recuperação das florestas (DE AVILA et al., 2018). A maior parte dessa dinâmica pós-extração de madeira é relacionada as espécies pioneiras e demandantes de luz que respondem rapidamente em termos de regeneração natural nos primeiros anos após distúrbios (DIONISIO et al., 2018).

Observamos as maiores taxas de mortalidade em T2 e T4, um ano após a colheita. Outros estudos em floresta ombrófila densa e explorada na Amazônia mostram picos nas taxas

de mortalidade até sete anos após a colheita de madeira (DIONISIO et al. 2017; 2018) e subsequente estabilização dessas taxas com o fechamento do dossel (DIONISIO et al., 2018; AMARAL et al., 2019).

A intensidade da colheita é um fator determinante na dinâmica da floresta, onde colheitas intensas aumentam a mortalidade, o recrutamento e o crescimento das árvores remanescentes (AMARAL et al., 2019). As maiores taxas de mortalidade foram observadas em T4, logo após a colheita. Além disso, o T4 apresentou maiores taxas de mortalidade após o desbaste quando comparado ao T2 e T0, confirmando o maior nível de perturbação dessa floresta antes do incêndio. O aumento da mortalidade das árvores é provavelmente o sintoma mais óbvio das florestas não saudáveis (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015).

O aumento da mortalidade logo após a colheita é esperado e está relacionado aos danos sobre a floresta remanescente (AMARAL et al., 2019). As taxas de mortalidade foram superiores às taxas de recrutamento na primeira medição pós-extração na área experimental do Km 114. Essa relação mudou no período 1983-1987, onde a mortalidade diminuiu enquanto a taxa de recrutamento aumentou em T2 e T4. O mesmo padrão com mudanças nas taxas de mortalidade e recrutamento foi descrito por Dionisio et al. (2018) em outra floresta nativa colhida no leste da Amazônia.

#### 4.3.4.2 Resiliência florestal

Em 1983, havia 1120 árvores ha<sup>-1</sup>, em T0. Após 29 anos (2012), 66% da população original de T0 e 53% de T0F permaneceram. Na área controle, sem fogo acidental, pelo menos 1/3 das árvores foram substituídas ao longo de 29 anos, confirmando que, mesmo em florestas com baixos graus de perturbação, a dinâmica da floresta é intensa. Nas áreas com histórico de manejo, T2 e T2F registraram 55% e 37%, respectivamente, e T4 e T4F registraram 33% e 22%, respectivamente, mostrando mudanças mais acentuadas de T4 em 31 anos, com substituição de aproximadamente 2/3 do total de árvores ao longo do período.

A redução na sobrevivência das árvores é explicada inicialmente pelas perdas associadas à colheita de madeira, em 1982, e, posteriormente, pelos tratamentos silviculturais, principalmente em T4. As árvores antigas também podem ser grandes e, embora sejam mais resistentes a perturbações do que as árvores pequenas (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003), são fortemente impactadas pelo corte de madeira. A consequência direta do aumento da

mortalidade de árvores antigas e maiores, no período pré-incêndio, é a abertura do dossel e mais luz atingindo o chão da floresta. Essas condições resultam em maiores taxas de crescimento, mais germinação de sementes e recrutamento de espécies pioneiras e demandantes de luz (DIONISIO et al., 2018).

As diferenças pré-incêndio entre T0, T2 e T4 em relação à estrutura da floresta, taxas de mortalidade e recrutamento, com taxas mais altas em T4, foram mantidas 11 e 15 anos após o incêndio. Os distúrbios fazem parte da dinâmica das florestas (por exemplo, secas e furacões), no entanto, uma vez que se tornam tão intensos ou frequentes, as perdas na resiliência da floresta podem vir como consequência (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015). A resiliência da floresta ao fogo está diretamente associada às condições originais da estrutura da floresta (área basal, densidade e manutenção de grandes árvores) (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015; WATSON et al., 2018; DE AVILA et al., 2018).

Durante o período pós-incêndio (1995-2012), as taxas de mortalidade aumentaram como resposta imediata ao fogo nas áreas atingidas pelo fogo (T0F, T2F e T4F), com alterações, principalmente, na dinâmica de árvores menores ( $DAP < 20$  cm). As taxas de recrutamento aumentaram em resposta a mudanças na estrutura da floresta causadas pelo aumento da mortalidade das árvores. Por outro lado, em parcelas não queimadas (T0, T2 e T4), no período pós-incêndio, houve estabilização das taxas de mortalidade e recrutamento.

Além disso, em 2008, 87,36% de todas as árvores mortas nas parcelas queimadas possuíam  $DAP < 20$  cm. Essa classe de tamanho recuperou seus estoques com o aumento das taxas de recrutamento após incêndio, ( $F = 27.033$ ;  $p < 0,01$ ). Na primeira medição pós-incêndio (2008), o percentual de indivíduos vivos com  $DAP < 20$  cm em relação ao número total de árvores vivas nas parcelas queimadas foi de 71,80%.

Antes e depois do incêndio, a distribuição da área basal por classe de diâmetro permaneceu a mesma. Aos 15 anos após o incêndio de 1997, não houve redução no número de indivíduos e na área basal de árvores de grande porte. Grandes árvores mortas foram substituídas por remanescentes crescendo e entrando nas classes altas. Em T2F, no período 1995-2008, duas das seis árvores mortas com  $DAP \geq 60$  cm apresentaram diâmetros superiores a 110 cm, enquanto no T4F, as quatro árvores mortas grandes, nesse período, foram menores que 80 cm de diâmetro. Embora a intensidade das alterações (corte e desbaste) tenha sido maior no T4F, na medição de 2008, observamos maiores perdas de área basal no T2F do que no T4F.

No sudoeste da Amazônia, Sato et al. (2016) estudaram uma floresta impactada por incêndios no sub-bosque, em 2005 e 2010, através do uso do LiDAR e inventários florestais. O fogo não teve impacto em árvores grandes ( $DAP > 40$  cm); no entanto, 10 anos após o incêndio, a biomassa e a altura da floresta não foram totalmente recuperadas (SATO et al., 2016). Neste estudo, 15 anos após o incêndio, não observamos efeito do fogo na redução da área basal em nenhum dos tratamentos e a floresta manteve uma recuperação contínua de seus estoques perdidos, principalmente em T2. Além disso, a distribuição da área basal, por classes de diâmetro, permaneceu semelhante, mesmo com o aumento da mortalidade. No entanto, ainda há incerteza sobre as causas por trás da mortalidade de grandes árvores. No caso deste estudo, não podemos definir claramente se a variação negativa na área basal do T2F foi resultado da aplicação de tratamentos silviculturais ou, devido ao incêndio de 1997.

Após a colheita florestal de alta intensidade, a recuperação da área basal original, normalmente, é lenta. Há um lento processo de recrutamento e crescimento das grandes árvores para substituir as que foram removidas pela colheita ou por mortes naturais, embora as taxas de crescimento aumentem após a extração seletiva de madeira. Finalmente, as aberturas de dossel causadas pelo corte de madeira são rapidamente fechadas, normalmente em menos de 10 anos nas florestas tropicais primárias (DIONISIO et al., 2018). Os distúrbios são fatores que desencadeiam mudanças na mortalidade, recrutamento e alterações na composição florística (DE AVILA et al., 2017; 2018; DIONISIO et al., 2018). A estrutura da floresta em T4 mudou em razão da colheita e aplicação do tratamento silvicultural. Como consequência disso, a floresta se tornou frágil e vulnerável a distúrbios como o fogo (BARLOW et al., 2016). Portanto, a história dos tratamentos analisados (corte seletivo e desbaste) explica a recuperação da área basal muito melhor do que os efeitos do fogo.

#### 4.3.4.3 Implicações para o manejo florestal

A atual regulamentação brasileira para o manejo florestal sustentável na Amazônia define um ciclo de corte de 25 a 35 anos (CONAMA, 2009). Portanto, é necessário entender o tempo necessário para que as florestas recuperem sua estrutura e biomassa pré-colheita (HASSAN et al., 2019). Alguns estudos mostram que florestas ombrófilas densas são capazes de recuperar os estoques colhidos, após 30 anos. Isso seria possível com as intensidades da colheita seguindo os parâmetros atuais da legislação brasileira e, alternativamente, com a

inclusão de árvores pertencentes a espécies, anteriormente não exploradas na segunda colheita (REIS et al., 2010; DE AVILA et al., 2018)

Se a atual legislação brasileira para o manejo florestal sustentável na Amazônia é cumprida (REIS et al., 2010; DE AVILA et al., 2018; DE AVILA et al., 2017), 31 anos são suficientes para as florestas ombrófilas densas na Amazônia recuperem sua área basal original. Esses parâmetros, incluindo a adoção da EIR, foram aplicados em T2 (16% da área basal original removida), algumas décadas antes da entrada em vigor da legislação vigente. Como consequência disso, o T2 representa uma floresta saudável (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015), uma vez que sua vegetação é capaz de suportar distúrbios como um incêndio superficial. Ressaltamos que, em T2, a intensidade da colheita foi maior do que a praticada atualmente na Amazônia brasileira, onde são extraídas até 6 árvores ha<sup>-1</sup> (MAZZEI et al., 2010).

Por outro lado, florestas sob fortes distúrbios, como observado em T4 e T4F, não conseguirão recuperar a área basal dentro de 31 anos (DE AVILA et al., 2010). Além disso, a abertura do dossel e o aumento da matéria orgânica seca (combustível) tornam as florestas sob alta perturbação ainda mais vulneráveis à queima (MONTEIRO et al., 2004). Nas florestas manejadas, existe grande quantidade de matéria orgânica seca, porque as árvores remanescentes mortas após a colheita (MAZZEI et al. 2010) geram ainda mais combustível para o fogo (CONDÉ; HIGUCHI; LIMA, 2019), por isso os riscos são mais altos de incêndio do que nas florestas não submetidas a extração de madeira, principalmente se estiverem próximas a pastos ou terras aráveis.

A acumulação de resíduos por extração madeireira aumenta as chances de o fogo entrar e se espalhar em florestas nativas (CONDÉ; HIGUCHI; LIMA, 2019), uma vez que existe uma correlação entre as grandes secas e os incêndios em florestas alteradas por distúrbios (XAUD; MARTINS; DOS SANTOS, 2013). Quando os incêndios se tornam recorrentes (duas ou mais vezes em curto espaço de tempo), ocorre uma redução na biomassa da floresta, principalmente devido à perda de árvores grandes (DAP > 50 cm) (MARTINS et al., 2012), o que aumenta os riscos de um processo de “secundarização” da floresta (XAUD; MARTINS; DOS SANTOS, 2013). Incêndios recorrentes podem diminuir a abundância e a diversidade de espécies tolerantes à sombra e de crescimento lento, típicas de florestas clímax bem preservadas, sem histórico de incêndios. Isso pode levar à transformação de florestas fechadas de dossel em

florestas mais abertas, dominadas por espécies florestais secundárias (BARLOW; PERES, 2008).

A proteção de florestas nativas não perturbadas é crucial para a conservação da biodiversidade (WATSON et al., 2018), uma vez que grandes áreas de floresta não perturbada têm se tornado menos frequentes (EDWARDS, 2016). Além disso, essa proteção pode contribuir para reduzir os riscos de incêndio em florestas resilientes, enfraquecidas por distúrbios anteriores, considerando que o fogo ocorre principalmente em florestas fragmentadas por outros usos da terra, como extração seletiva de madeira, pecuária e agricultura (BARLOW e PERES, 2008; SOARES-FILHO et al., 2012; BARLOW et al., 2016).

Embora os incêndios florestais afetem diretamente as empresas florestais, a maioria das práticas atuais de extração seletiva de madeira tende a aumentar, em vez de mitigar as chances de incêndio nas áreas de manejo (DE OLIVEIRA et al., 2018). Se as condições florestais anteriores definem como será a trajetória de recuperação pós-incêndio, precisamos usar essas informações para gerenciar melhor as florestas de produção.

#### 4.3.5 Conclusões

A intensidade da colheita de madeira é um fator determinante na dinâmica da floresta e a resiliência da floresta ao fogo está diretamente associada as condições prévias de estrutura da floresta (área basal e presença de grandes árvores). O histórico dos tratamentos analisados (extração seletiva e desbaste) explica a recuperação da área basal muito melhor do que os efeitos do fogo em florestas sob fortes distúrbios. Em geral, as florestas sem histórico de distúrbios fortes e frequentes anteriores são mais resistentes ao fogo.

No curto prazo, o aumento das taxas de mortalidade é uma resposta imediata da floresta ao fogo, com alterações principalmente na dinâmica das árvores menores (DAP < 20 cm). As taxas de recrutamento são uma resposta às mudanças estruturais na floresta causadas pelo aumento da mortalidade das árvores. Assim, este estudo confirma que as florestas tropicais não manejadas são mais resistentes do que as florestas tropicais manejadas.

## **CAPÍTULO VI - MUDANÇAS NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES EM FLORESTA OMBRÓFILA DENSE, SUBMETIDA A COLHEITA DE MADEIRA E TRATAMENTOS SILVICULTURAIS, NA AMAZÔNIA ORIENTAL.**

### **Resumo:**

Avaliamos as mudanças na estrutura horizontal e composição de espécies de uma floresta manejada na Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil, submetida a extração seletiva de madeira (1982), desbaste de espécies não comerciais (1993/1994) e fogo (1997). Os dados do inventário amostral contaram com 36 parcelas permanentes de 0,25 hectares ao longo de 31 anos (1981-2012), sendo 12 em cada um dos tratamentos (T0, T2 e T4). Na análise dos dados, comparamos a diversidade e as mudanças na composição das espécies entre as primeiras medições realizadas nas áreas (1981/1983 em T0) com a última medição antes do incêndio (1995) e a medição 15 anos após o incêndio (2012). Observamos o efeito dos tratamentos ( $F = 11,588$ ;  $p < 0,01$ ), tempo ( $27,047$ ;  $p < 0,01$ ) e fogo ( $F = 4,423$ ;  $p < 0,05$ ) sobre o aumento da diversidade. A combinação de exploração de impacto reduzido, desbaste de espécies não comerciais e pequenos incêndios, não causa perda de diversidade de espécies, embora o desbaste pesado altere a composição de espécies da floresta ombrófila densa manejada.

**Palavras-chave:** Diversidade de espécies. Recrutamento de árvores. Mortalidade de árvores. Gestão florestal. Exploração de impacto reduzido

#### 4.4.1 Introdução

Os distúrbios são um componente importante para promover a regeneração natural das florestas tropicais. Isso ocorre de diferentes maneiras, sejam naturais, como tempestades de vento e furacões, ou de atividades humanas, através do desmatamento, extração de madeira e fogo. Ambos podem promover a regeneração de espécies arbóreas (DIONISIO et al., 2018; AMARAL et al., 2019) e, devido às aberturas de dossel proporcionadas pelo distúrbio, podem interferir na estrutura da floresta e na composição das espécies (KARSTEN et al., 2013; JARDIM, 2015).

A formação de aberturas no dossel pode variar em tamanho, mesmo sob Técnicas de Exploração de Impacto Reduzido (EIR) no manejo florestal (DYKSTRA, 2012; JARDIM, 2015; BUAJAN, 2018). Essas lacunas funcionam como propulsores para promover a regeneração natural de espécies pioneiras e demandantes de luz (DE AVILA et al. 2015; DIONISIO et al. 2017; 2018), além de acelerar o crescimento das árvores circundantes durante alguns anos após a perturbação (JARDIM, 2015).

Quando ocorrem perturbações severas nas florestas tropicais, a consequência é o início da sucessão ecológica. Independentemente das causas, o processo de sucessão ecológica ocorre quando organismos de diferentes espécies se substituem em um processo de facilitação, inibição e degradação ao longo do tempo, sob uma sequência previsível de eventos (O'BRIEN; O'BRIEN, 1995). Se espécies pioneiras estão presentes em altas densidades, em uma determinada floresta, provavelmente, o ecossistema sofreu distúrbios de alta frequência e/ou magnitude (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015; DIONISIO et al., 2018).

As florestas tropicais no estágio sucessional de clímax, normalmente, apresentam alta riqueza e abundância de espécies evoluídas para a estratégia da seleção "K". As espécies arbóreas com a seleção "K" são tolerantes à sombra, produzem grandes sementes e têm estratégias complexas de polinização e dispersão, exigindo ambientes heterogêneos para se desenvolver (O'BRIEN; O'BRIEN, 1995; JARDIM, 2015). Quando aberturas significativas de dossel ocorrem na floresta, as espécies arbóreas oportunistas, àquelas com a estratégia de seleção "r", dominam o ambiente. As espécies oportunistas podem competir e se desenvolver em ambientes perturbados, como, por exemplo, em florestas que sofreram distúrbios causados por extração seletiva de madeira ou incêndio. Eles não dependem de sistemas complexos de polinização e dispersão, e germinam a partir de bancos de sementes, uma vez que essas espécies

produzem inúmeras sementes pequenas e dormentes (O'BRIEN; O'BRIEN, 1995; JARDIM, 2015).

A extração de madeira e o fogo podem oferecer condições ideais para a regeneração da floresta. Ainda são poucos os estudos que abordam os efeitos associados da perturbação da extração seletiva de madeira e incêndio à conservação das comunidades arbóreas. O entendimento da composição e da dinâmica da estrutura da floresta submetida a perturbações torna-se essencial para a conservação das florestas manejadas (JARDIM, 2015).

Neste estudo, abordamos as seguintes questões: 1) quais são as mudanças na composição das espécies arbóreas que sucedem a uma combinação de distúrbios de extração seletiva de madeira, tratamentos silviculturais pós-colheita e incêndio? Nossas hipóteses são: 1) Existe um padrão de substituição de espécies em resposta ao nível de perturbação causado por eventos sucessivos na floresta; 2) Nas áreas atingidas pelo fogo, o possível aumento no recrutamento de árvores e conseqüentemente na densidade de indivíduos de espécies pioneiras é a principal causa de mudança na composição das espécies; 3) As áreas manejadas e não queimadas são capazes de recuperar sua composição de espécies em até 30 anos; 4) A diversidade de espécies não é reduzida em resposta à colheita de madeira e ao fogo.

#### 4.4.2 Metodologia

##### 4.4.2.1 Análise de dados

Neste estudo, embora sete medições tenham sido realizadas (1981, 1983, 1987, 1989, 1995, 2008 e 2012), as perguntas do estudo foram sobre mudanças na composição das espécies ao longo dos 31 anos de monitoramento, por isso usamos somente a primeira medição (referência), uma medição intermediária (1995; pós-extração e pré-incêndio) e a última medição (2012). Uma vez realizadas essas três medições, havia dados suficientes para analisar possíveis alterações na composição de espécies da floresta após a colheita de madeira, os desbastes e o incêndio.

#### 4.4.2.1.1 Área Basal e Densidade

A área basal (AB) foi calculada somando as áreas seccionais de cada árvore em cada parcela e expressa em hectares. A densidade (D) das árvores foi calculada pelo número total de árvores por unidade de área, também em hectares.

#### 4.4.2.1.2 Estrutura florestal

Variáveis fitossociológicas como frequência, densidade, dominância e índice de importância (IVI) foram calculadas de acordo com as definições de Da Silva; Matos; Ferreira, (2008).

#### 4.4.2.1.3 Mortalidade e Recrutamento

Árvores com  $DAP \geq 5$  cm, encontradas mortas ou não encontradas, foram registradas como “mortas” e qualquer nova árvore com  $DAP \geq 5$  cm, a partir da segunda medição, foi registrada como “recrutada”.

#### 4.4.2.1.4 Riqueza e diversidade de espécies

As espécies foram classificadas em grupos ecológicos (GE), denominados: espécies pioneiras (P) e não pioneiras (NP), seguindo a classificação dos grupos ecológicos sugerida por Swaine e Whitmore (1988). Os critérios utilizados para alocar cada espécie a um grupo ecológico foram baseados em observações de campo e avaliações da literatura científica (LOPES et al., 2001; AMARAL et al., 2009; CONDÉ; TONINI, 2013; PINHEIRO et al., 2007).

Como uma floresta ombrófila densa típica da Amazônia, a área de estudo apresenta poucas espécies com alta densidade de indivíduos e muitas espécies localmente raras, com um número significativo de espécies representadas por poucos ou apenas um indivíduo (TER STEEGE et al., 2013). Devido a esse recurso específico, usamos o Alfa de Fisher como um índice de diversidade (FISHER; CORBET; WILLIAMS, 1943) para analisar os dados coletados sobre espécies de árvores no experimento. Diferentemente do índice de Shannon e Simpson, o Índice Alfa de Fisher sofre pouca influência do tamanho da amostra e da abundância das espécies mais comuns (TAYLOR; KEMPTON, WOIWOD, 1976).

#### 4.4.2.1.5 Análise estatística

A análise NMDS (Non-Metric Multi-dimensional Scaling) usando a abundância de árvore por espécies e a dissimilaridade de Bray-Curtis Para foi utilizada para analisar as diferenças florísticas entre a primeira medição (1981/1983), a última medição antes do incêndio (1995) e a última medição, 15 anos após o incêndio (2012).

Os valores de diversidade (Alfa de Fisher) para todos os tratamentos (T0, T0F, T2, T2F, T4 e T4F) nas três medições avaliadas (primeira (1981/1983); 1995 e 2012) foram comparados através de um Modelo Linear de Efeito Misto (MLM) que se mostra adequado para experimentos com desenho experimental desbalanceado que possuem diferentes números de unidades de amostra entre os tratamentos comparados (Pinheiro e Bates, 2000).

Para verificar as premissas do MLM, foram aplicados os testes de normalidade de Shapiro-Wilk e de homogeneidade da variância de Levene. Para realizar as análises, utilizamos o software R versão 3.1.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019) e o software IBM SPSS 20.

#### 4.4.3 Resultados

##### 4.4.3.1 Estrutura Horizontal

Em 1981, a primeira e única medição realizada antes da colheita, foram amostradas 232 espécies de 52 famílias botânicas em T2 e 237 espécies de 53 famílias em T4. As espécies não pioneiras apareceram entre as 10 principais espécies com maior Índice de Valor de Importância (IVI), em ambas as áreas. As não pioneiras *Rinorea guianensis* e *Protium apiculatum* responderam pelo maior IVI em T2 e T4, respectivamente.

*Jacaranda copaia* figurou entre as 10 espécies com maior IVI em T2, em 1995 (após a colheita de madeira e a aplicação de tratamentos silviculturais e antes do incêndio), mas não mais em 2012, 30 anos após a colheita. No T2F, ao contrário do T2, as espécies não pioneiras figuravam entre aquelas com maiores IVI, em 1995, no entanto, em 2012 (15 anos após o incêndio), duas espécies pioneiras, *B. arborea* e *J. copaia* apareceram na segunda e na sexta posição de IVI, respectivamente.

Antes do incêndio, em T4 e T4F, *J. copaia* e *B. arborea* eram as únicas espécies pioneiras entre àquelas com os 10 maiores IVI. No entanto, em 2012, foi a primeira vez que a

pioneira *C. sciadophylla* registrou o maior IVI. As pioneiras *C. distachya*, *J. copaia* e *B. arborea* também figuraram entre as 10 espécies com maiores IVI, em 2012. Os cálculos foram feitos para a medição pré-colheita de T2 e T4, em 1981 (Tabela 7), para as medições pré-incêndio e pós-incêndio de 1995 e 2012, respectivamente, de T2 e T2F (Tabela 8) e T4 e T4F (Tabela 9).

**Tabela 7.** Estrutura horizontal de T2 e T4, em 1981 (um ano antes da colheita), na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.

T2 - 1981								
Espécies	Familia	GE	D	DoA	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	IVI (%)
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	NP	62	1,33	5,69	4,14	1,15	3,66
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	67	0,92	6,18	2,85	1,15	3,39
<i>Rinorea riana</i> Kuntze.	Violaceae	NP	79	0,32	7,32	1,01	0,96	3,09
Não identificada	Sapotaceae	NP	45	1,11	4,18	3,45	1,15	2,93
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Olcaceae	NP	19	1,83	1,75	5,70	1,05	2,83
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	51	0,79	4,71	2,44	1,15	2,77
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	NP	12	1,55	1,14	4,80	1,05	2,33
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	NP	13	1,49	1,17	4,63	1,05	2,28
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythidaceae	NP	35	0,56	3,23	1,75	1,15	2,04
Não identificada	Lauraceae	NP	28	0,52	2,55	1,61	1,15	1,77
Total (10 espécies)	-		411	10,42	37,93	32,37	10,99	27,10
Outras espécies (222)	-		673	21,77	62,07	67,63	89,00	72,90
Total (todas as species)	-		1084	32,19	100	100	100	100
T4 - 1981								
Espécies	Familia	GE	D	DoA	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	IVI (%)
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	82	0,93	7,34	3,14	1,14	3,87
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	NP	64	1,32	5,76	4,43	1,14	3,77
Não identificada	Sapotaceae	NP	56	1,45	5,04	4,88	1,14	3,69
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	55	0,89	4,89	2,99	1,14	3,01
<i>Rinorea riana</i> Kuntze.	Violaceae	NP	67	0,27	6,03	0,92	1,14	2,70
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	NP	18	1,32	1,58	4,45	1,14	2,39
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythidaceae	NP	40	0,68	3,58	2,28	1,14	2,33
<i>Couratari stellata</i> A.C.Sm.	Lecythidaceae	NP	14	1,00	1,25	3,38	1,14	1,92

<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	Nyctaginaceae	NP	38	0,34	3,40	1,14	1,14	1,89
Não identificada	Lauraceae	NP	27	0,47	2,42	1,57	1,14	1,71
Total (10 espécies)	-	-	461	8,68	41,30	29,18	11,37	27,28
Outras espécies (227)	-	-	656	21,08	58,70	70,82	88,63	72,72
Total (todas as espécies)	-	-	1117	29,76	100	100	100	100

**Em que:** Grupo Ecológico (GE); Densidade (D) Dominância Absoluta (DoA) Densidade Relativa (DR); Dominância Relativa (DoR); Frequência Relativa (FR); Índice de Valor de Importância (IVI); Não Pioneiras (NP)

**Fonte:** autores (2019)

**Tabela 8.** Estrutura horizontal de T2 e T2F em 1995 (dois anos antes do incêndio acidental) e em 2012 (15 anos após incêndio), na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.

T2 - 1995								
Espécies	Familia	GE	D	DoA	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	IVI (%)
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae	NP	20	2,60	1,76	8,71	0,96	3,81
<i>Rinorea riana</i> Kuntze.	Violaceae	NP	95	0,45	8,40	1,49	1,12	3,67
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	60	1,20	5,28	4,01	1,12	3,47
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	NP	51	1,31	4,53	4,40	1,12	3,35
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	58	0,92	5,08	3,09	1,12	3,10
Não identificada	Sapotaceae	NP	35	0,98	3,12	3,28	1,12	2,50
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don.	Bignoniaceae	P	43	0,73	3,77	2,43	1,12	2,44
<i>Couratari stellata</i> A.C.Sm.	Lecythidaceae	NP	11	1,25	0,96	4,17	0,96	2,03
<i>Amphirrhox longifolia</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	Violaceae	NP	47	0,22	4,13	0,74	1,12	2,00
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	NP	10	1,18	0,91	3,96	0,96	1,94
Total (10 espécies)	-	-	431	10,85	37,95	36,27	10,69	28,30
Outras espécies (190)	-	-	705	19,06	62,05	63,73	89,32	71,70
Total (todas as species)	-	-	1135	29,91	100	100	100	100
T2 - 2012								
Espécies	Familia	GE	D	DoA	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	IVI (%)
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae	NP	19	2,79	1,74	8,20	0,92	3,62
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	63	1,27	5,81	3,73	1,07	3,54
<i>Rinorea riana</i> Kuntze.	Violaceae	NP	83	0,40	7,72	1,17	1,07	3,32
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	NP	48	1,32	4,44	3,87	1,07	3,13
<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Fabaceae	NP	12	1,58	1,11	4,64	1,07	2,27
<i>Amphirrhox longifolia</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	Violaceae	NP	51	0,26	4,76	0,77	0,92	2,15
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	38	0,61	3,54	1,81	1,07	2,14
Não identificada	Sapotaceae	NP	23	0,98	2,17	2,87	1,07	2,04

<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don.	Bignoniaceae	P	21	0,94	1,96	2,78	1,07	1,93
<i>Couratari stellata</i> A.C.Sm.	Lecythidaceae	NP	10	1,34	0,90	3,95	0,77	1,87
Total (10 espécies)	-	-	369	11,48	34,14	33,77	10,11	26,01
Outras espécies (202)	-	-	712	22,51	65,86	66,23	89,89	73,99
Total (todas as species)	-	-	1081	34,00	100	100	100	100
T2F - 1995								
Espécies	Família	GE	D	DoA	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	IVI (%)
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	97.60	0,89	9,09	3,02	1,02	4,38
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	NP	12.80	2,22	1,19	7,48	0,82	3,16
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	NP	48.80	0,93	4,55	3,12	1,02	2,90
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	44.80	0,89	4,17	3,00	1,02	2,73
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae	NP	16.00	1,43	1,49	4,84	1,02	2,45
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythidaceae	NP	35.20	0,65	3,28	2,18	1,02	2,16
<i>Eschweilera amazonica</i> R. Knuth.	Lecythidaceae	NP	24.80	0,72	2,31	2,44	1,02	1,92
<i>Sapotaceae</i> sp.	Sapotaceae	NP	28.00	0,53	2,61	1,78	1,02	1,80
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	NP	7.20	1,01	0,67	3,39	0,82	1,63
Não identificada	Lauraceae	NP	26.40	0,40	2,46	1,36	1,02	1,61
Total (10 espécies)	-	-	342	10	32	33	10	24,74
Outaras espécies (193)	-	-	732	19,97	68,18	67,40	90,18	75,26
Total (todas as espécies)	-	-	1074	29,63	100	100	100	100
T2F - 2012								
Espécies	Família	GE	D	DoA	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	IVI (%)
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	NP	11	2,11	1,15	7,19	0,82	3,05
<i>Bixa arborea</i> Huber.	Bixaceae	P	50	0,65	5,08	2,21	0,82	2,70
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	NP	36	0,83	3,69	2,85	1,02	2,52
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	45	0,53	4,59	1,81	1,02	2,47
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae	NP	12	1,45	1,23	4,95	1,02	2,40
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don.	Bignoniaceae	P	37	0,52	3,77	1,79	1,02	2,19
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	NP	7	1,36	0,74	4,64	0,82	2,07
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	19	0,73	1,97	2,49	1,02	1,83
<i>Couratari stellata</i> A.C.Sm.	Lecythidaceae	NP	12	0,87	1,23	2,98	1,02	1,75
<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Fabaceae	NP	7	0,97	0,74	3,31	0,82	1,62
Total (10 espécies)	-	-	236	10,03	24,18	34,22	9,41	22,60
Outras espécies (190)	-	-	740	19,28	75,82	65,78	90,59	77,40
Total (todas as espécies)	-	-	976	29,31	100	100	100	100

**Em que:** Grupo Ecológico (GE); Densidade (D) Dominância Absoluta (DoA) Densidade Relativa (DR); Dominância Relativa (DoR); Frequência Relativa (FR); Índice de Valor de Importância (IVI); Não Pioneiras (NP)

**Fonte:** autores (2019)

**Tabela 9.** Estrutura horizontal de T4 e T4F em 1995 (dois anos antes do incêndio acidental) e em 2012 (15 anos após o incêndio), na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.

T4 - 1995								
Espécies	Família	GE	D	DoA	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	IVI (%)
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	58	1,08	4,86	5,08	1,03	3,66
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	84	0,60	7,04	2,82	1,03	3,63
<i>Rinorea riana</i> Kuntze.	Violaceae	NP	81	0,38	6,76	1,76	1,03	3,19
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	NP	41	0,95	3,46	4,45	1,03	2,98
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don.	Bignoniaceae	P	58	0,56	4,86	2,65	1,03	2,85
Não identificada	Sapotaceae	NP	25	0,80	2,07	3,77	1,03	2,29
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	NP	15	0,75	1,28	3,51	1,03	1,94
<i>Cordia</i> spp.	Boraginaceae	NP	21	0,60	1,73	2,82	1,03	1,86
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythidaceae	NP	26	0,50	2,18	2,33	1,03	1,85
Não identificada	Lauraceae	NP	25	0,48	2,12	2,23	1,03	1,80
Total (10 espécies)	-		434	6,69	36,37	31,43	10,35	26,05
Outras espécies (204)	-		759	14,59	63,63	68,57	89,65	73,95
Total (todas as species)	-		1193	21,28	100	100	100	100
T4 - 2012								
Espécies	Família	GE	D	DoA	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	IVI (%)
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	115	2,15	8,51	8,50	0,96	5,99
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don.	Bignoniaceae	P	38	1,71	2,81	6,76	0,96	3,51
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	59	1,00	4,38	3,98	0,96	3,11
<i>Rinorea riana</i> Kuntze.	Violaceae	NP	71	0,29	5,22	1,16	0,64	2,34
<i>Cordia</i> spp.	Boraginaceae	NP	29	0,91	2,17	3,60	0,96	2,24
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	NP	18	0,86	1,33	3,41	0,96	1,90
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	NP	36	0,39	2,66	1,56	0,96	1,73
<i>Bixa arborea</i> Huber.	Bixaceae	P	25	0,69	1,82	2,71	0,48	1,67
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	Fabaceae	NP	19	0,67	1,38	2,67	0,96	1,67
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	Nyctaginaceae	NP	37	0,34	2,71	1,33	0,96	1,66
Total (10 espécies)	-		447	9,01	32,97	35,68	8,80	25,82
Outras espécies (211)	-		908	16,25	67,03	64,32	91,2	74,18
Total (todas as espécies)	-		1355	25,26	100	100	100	100
T4F - 1995 (2 anos antes do incêndio)								
Espécies	Família	GE	D	DoA	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	IVI (%)
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	80	1,06	7,10	4,67	1,10	4,29
Não identificada	Sapotaceae	NP	46	1,08	4,08	4,79	1,10	3,33
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	NP	51	0,92	4,55	4,08	1,10	3,24
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	73	0,46	6,51	2,01	1,10	3,21

<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	NP	7	1,32	0,65	5,82	0,73	2,40
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae	NP	15	1,05	1,36	4,64	1,10	2,37
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	NP	14	1,07	1,24	4,75	1,10	2,36
<i>Rinorea riana</i> Kuntze.	Violaceae	NP	55	0,19	4,91	0,82	1,10	2,28
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Lecythidaceae	NP	33	0,51	2,96	2,25	1,10	2,10
Não identificada	Lauraceae	NP	29	0,58	2,54	2,58	1,10	2,07
Total (10 espécies)	-		405	8,24	35,90	36,41	10,64	27,65
Outras espécies (194)	-		723	14,39	64,10	63,59	89,36	72,35
Total (todas as espécies)	-		1127	22,62	100	100	100	100
T4F - 2012 (15 anos após o incêndio)								
Espécies	Família	GE	D	DoA	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	IVI (%)
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Urticaceae	P	58	2,43	4,88	9,12	0,97	4,99
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don.	Bignoniaceae	P	56	1,13	4,72	4,24	0,97	3,31
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	60	0,77	5,05	2,89	0,97	2,97
<i>Bixa arborea</i> Huber.	Bixaceae	P	45	0,69	3,82	2,60	0,97	2,46
<i>Cordia</i> spp.	Boraginaceae	NP	51	0,52	4,32	1,97	0,97	2,42
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	41	0,61	3,43	2,30	0,97	2,23
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	NP	7	1,45	0,56	5,45	0,49	2,17
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	NP	9	1,10	0,73	4,13	0,81	1,89
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae	NP	9	0,97	0,79	3,66	0,97	1,81
<i>Cecropia distachya</i> Huber.	Urticaceae	P	23	0,57	1,97	2,13	0,97	1,69
Total (10 espécies)	-		359	10,25	30,26	38,48	9,08	25,94
Outras espécies (224)	-		828	16,39	69,73	61,52	90,92	74,06
Total (todas as espécies)	-		1187	26,65	100	100	100	100

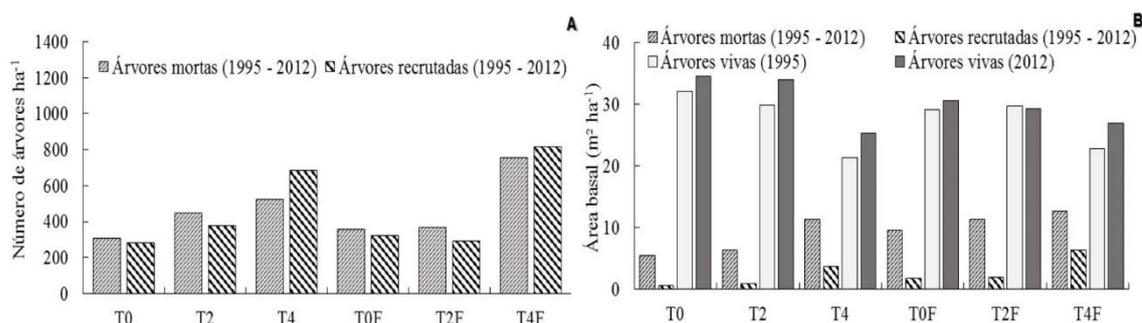
**Em que:** Grupo Ecológico (GE); Densidade (D) Dominância Absoluta (DoA) Densidade Relativa (DR); Dominância Relativa (DoR); Frequência Relativa (FR); Índice de Valor de Importância (IVI); Pioneiras (P); Não Pioneira (NP)

**Fonte:** autores (2019)

#### 4.4.3.2 Mortalidade e recrutamento de árvores após incêndio

Após o incêndio acidental, houve um aumento na mortalidade das árvores, seguido de um aumento no recrutamento (Fig. 18A; Tab. 10; ver DE ANDRADE et al. 2019). No entanto, as perdas em área basal, causadas pelo aumento da mortalidade, não foram compensadas pela área basal obtida com as árvores recrutadas. Apesar desse desequilíbrio, em todos os tratamentos, a área basal total, incluindo os recrutamentos, registrada em 2012 foi igual ou superior à área basal medida antes do incêndio (Fig. 18B).

**Figura 18.** Equilíbrio entre o número de árvores mortas e recrutadas, no período 1995-2012 (A) e as perdas e ganhos na área basal em relação às mortes e recrutamentos de árvores (B) em todos os tratamentos na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.



Fonte: autores (2019)

**Tabela 10.** Número de árvores recrutadas no período 1995-2012 nos tratamentos T2F e T4F na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.

T2F (1995-2012)					
Espécies	Família	GE	# Árvores	%	
<i>Bixa arborea</i> Huber.	Bixaceae	P	71	13,84	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don.	Bignoniaceae	P	48	9,36	
<i>Aparisthium cordatum</i> (A. Juss) Baill.	Euphorbiaceae	P	36	7,02	
<i>Cordia</i> spp.	Boraginaceae	NP	24	4,68	
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Urticaceae	P	20	3,90	
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	17	3,31	
<i>Zygia ramiflora</i> (Benth.) Barneby & J. W. Grimes	Fabaceae	NP	11	2,14	
Não identificada	Lauraceae	NP	10	1,95	
<i>Pourouma ovata</i> Trécul	Urticaceae	P	10	1,95	
<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R. A. Howard	Annonaceae	P	9	1,75	
10 principais espécies			256	49,90	
Outras espécies			257	50,10	
Todas as espécies			513	100	
T4F (1995-2012)					
Espécies	Família	GE	# Árvores	%	
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Urticaceae	P	95	7,81	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don.	Bignoniaceae	P	78	6,41	
<i>Inga</i> spp.	Fabaceae	NP	76	6,25	
<i>Cordia</i> spp.	Boraginaceae	NP	72	5,92	
<i>Bixa arborea</i> Huber.	Bixaceae	P	63	5,18	
<i>Aparisthium cordatum</i> (A. Juss) Baill.	Euphorbiaceae	P	59	4,85	
<i>Cecropia distachya</i> Huber.	Urticaceae	P	42	3,45	
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	NP	30	2,47	
<i>Virola michelii</i> Heckel	Myristicaceae	NP	29	2,38	
<i>Apeiba albiflora</i> Ducke	Malvaceae	NP	26	2,14	
10 principais espécies			570	46,88	

Outras espécies	646	53,13
Todas as species	1216	100

**Em que:** Grupo Ecológico (GE); Número de árvores (# árvores); Proporção de recrutamentos (%); Pioneiras (P); Não-pioneiras (NP)

**Fonte:** autores (2019)

O equilíbrio entre o aumento da mortalidade de espécies não pioneiras e o recrutamento de espécies pioneiras pode ser avaliado pela proporção de árvores pertencentes a espécies pioneiras no último monitoramento em 2012. Na área de controle (T0), as espécies pioneiras representaram 6,24% da população total de árvores amostradas, em 2012, enquanto em T0F, T2, T2F, T4 e T4F as porcentagens foram de 16,58%, 12,01%, 23,16%, 14,24% e 28%, respectivamente.

#### 4.4.3.3 Mudanças na composição e diversidade de espécies

Em 2012, os tratamentos, incluindo a área controle, mantiveram 80% a 90% das mesmas espécies presentes na primeira medição realizada no período de monitoramento, no entanto, o número de espécies exclusivas aumentou após os distúrbios (2012), sendo a maioria com baixa densidade (Tabela 11).

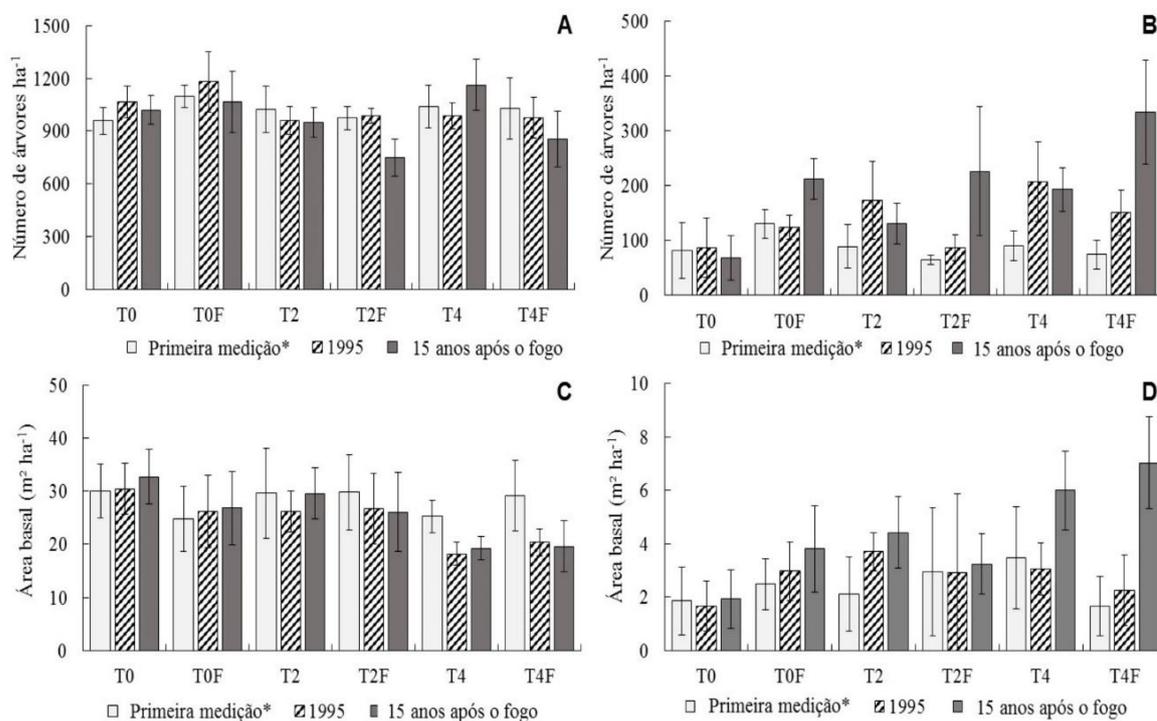
**Tabela 11.** Número de espécies (na primeira e na última medição), espécies exclusivas em cada tratamento e medições, e espécies compartilhadas entre a primeira e a última medição (1981/1983 e 2012) em todos os tratamentos na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.

Trat..	Número de espécies (1981/1983*)	Número de espécies (2012)	Exclusivas (1981/1983)	Exclusivas (2012)	Comuns (#)	Comuns (%)
T0	228	234	17	23	211	92,54
T0F	238	242	27	31	211	88,66
T2	192	213	17	38	175	91,15
T2F	185	200	28	43	157	84,86
T4	195	221	26	52	169	86,67
T4F	188	234	18	64	170	90,43

**Fonte:** autores (2019)

Durante os 31 anos de monitoramento, houve um aumento na densidade e na área basal das espécies pioneiras como resposta a distúrbios na floresta (Figs. 19B e 19D). Por outro lado, espécies não pioneiras tiveram suas populações reduzidas nos tratamentos com histórico de extração seletiva de madeira e fogo (T2F, T4F, Fig. 19A). Os estoques originais (1981/1983) de espécies não pioneiras não se recuperaram em T2F, T4 e T4F (Fig. 19C).

**Figura 19.** Densidade de indivíduos de espécies não pioneiras (A) e espécies pioneiras (B) e área basal de espécies não pioneiras (C) e espécies pioneiras (D) no primeiro monitoramento pré-colheita (1981/1983), no monitoramento pré-incêndio (1995) e no monitoramento pós-incêndio, 15 anos após o incêndio florestal, na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.



Fonte: autores (2019)

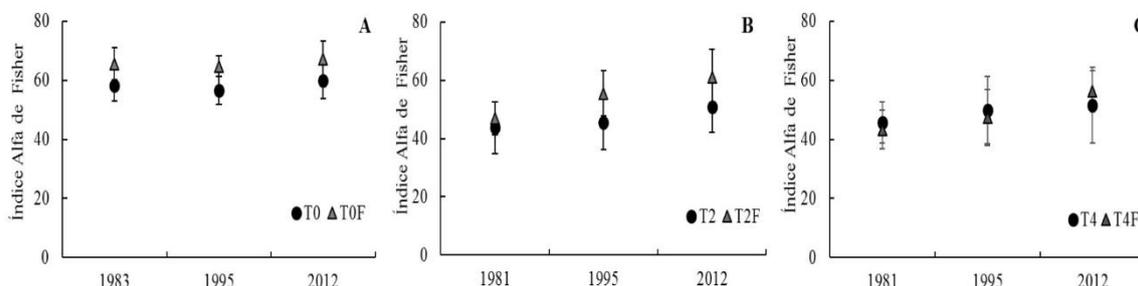
Em relação às mudanças na área basal, em 1981, em cada tratamento, as espécies pioneiras representavam 10,85% (T2), 5,07% (T2F), 6,44% (T4) e 8,00% (T4F). No primeiro monitoramento realizado na área controle (1983), as pioneiras possuíam 7,77% (T0) e 9,23% (T0F) da área basal total. Em 2012, as espécies pioneiras continuaram respondendo por uma baixa área basal em T0, apenas 5,56% do total, enquanto nos demais tratamentos, os percentuais foram de 12,42% (T0F), 13,00% (T2), 11,04% (T2F), 23,70% (T4) e 26,12% (T4F).

A diversidade de espécies - medida pelo índice de diversidade Alfa de Fisher - não diminuiu, durante todo o período de monitoramento, em qualquer uma das áreas, com uma tendência de aumento nas áreas afetadas pela extração de madeira e fogo (Fig. 20). Observamos o efeito dos tratamentos ( $F = 11.588$ ;  $p < 0,01$ ), tempo ( $27,047$ ;  $p < 0,01$ ) e do fogo ( $F = 4,423$ ;  $p < 0,05$ ) sobre o aumento da diversidade.

A comparação dos diferentes inventários realizados antes e depois do incêndio, utilizando uma análise NMDS, aplicada a todas as espécies arbóreas, revelou grupos para T4 e T4F (Fig. 21C), mostrando que nessas áreas - diferentemente de T0, T0F, T2 e T2F - a floresta,

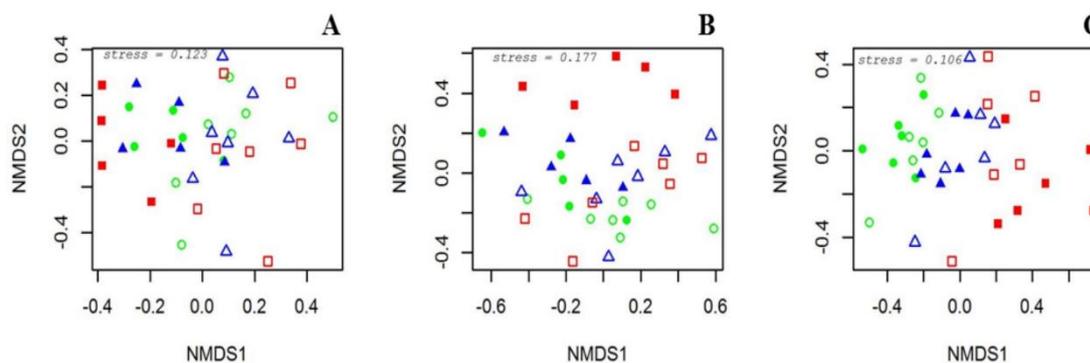
medida em 2012, foi diferente na composição de espécies das florestas de 1995 e 1981 (Fig. 20A, 20B e 20C).

**Figura 20.** Índice de diversidade alfa de Fisher de T0 e T0F (A), T2 e T2F (B), T4 e T4F (C), na primeira (1981/1983), na intermediária (1995) e na última medição, 15 anos após a colheita de madeira (2012), na área experimental do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil.



Fonte: autores (2019)

**Figura 21.** Gráfico de ordenação da análise NMDS para a composição das espécies, usando a dissimilaridade de Bray-Curtis, na área controle (T0 e T0F, A) em T2 (T2 e T2F, B) e em T4 (T4 e T4F, C), no experimento área do Km 114, Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Oriental, Brasil. As parcelas afetadas pelo fogo em 1997 (T0F, T2F, T4F) são representadas por símbolos fechados e as parcelas não afetadas pelo fogo (T0, T2, T4) são representadas por símbolos não preenchidos. Círculos verdes representam a primeira medição (1981, T2 e T4 / 1983, T0), triângulos azuis e quadrados vermelhos representam a medição de 1995 e 2012, respectivamente.



Fonte: autores (2019)

#### 4.4.4 Discussão

A extração de madeira e o fogo, isolados e/ou combinados, causaram mudanças na composição das espécies, principalmente na dominância das espécies pioneiras em termos de área basal e densidade. Entretanto, não encontramos evidências de homogeneização ou

simplificação da composição das espécies e de perdas na diversidade de espécies de qualquer comunidade arbórea, após os distúrbios.

Nas florestas tropicais, a maioria das espécies de árvores é localmente rara (DE ANDRADE et al., 2015) e a maioria delas é sensível a distúrbios (MOUILLOT et al., 2013). A extração seletiva de madeira e o fogo alteram a composição das espécies através de mudanças na densidade de indivíduos de espécies localmente raras. Sob condições pós-perturbação, espécies oportunistas raras com estratégias de seleção “r” podem obter vantagens competitivas significativas sobre espécies com estratégias de seleção “K” que apareceram em altas densidades antes da perturbação. Espécies com baixas densidades naturais podem emergir na floresta, com o recrutamento de poucos indivíduos (SCHWARTZ; LOPES, 2015).

O equilíbrio entre mortalidade e recrutamento de espécies de baixa densidade faz parte da dinâmica da floresta tropical sob eventos de perturbação (SCHWARTZ; LOPES, 2015) ou em situações estáveis (MOUILLOT et al., 2013). No médio prazo, no entanto, o aumento do recrutamento de árvores pertencentes a espécies localmente raras em áreas altamente alteradas pode contribuir para aumentar a dissimilaridade das características da floresta original em relação à composição das espécies (Fig. 21C; DE OLIVEIRA; AMARAL, 2004).

As espécies pioneiras são, normalmente, raras em florestas tropicais não perturbadas (DIONISIO et al., 2018) e a presença de muitas espécies de árvores que demandam luz indica a existência anterior de distúrbios (JARDIM, 2015). Portanto, existe 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 de madeira e fogo, observamos que as pioneiras *J. copaia* e *B. arborea* se aproveitaram desses distúrbios, nas parcelas dos tratamentos T4 e T4F. Indivíduos das pioneiras *C. sciadophylla* e *C. distachya* também superaram os indivíduos de espécies não pioneiras e atingiram altos valores de IVI, após os distúrbios.

Após o incêndio, em T4 e T4F, o maior número de recrutamentos de espécies pioneiras foi suficiente para destacar Urticaceae e Bixaceae como as principais famílias em recrutamentos. Em uma área sujeita a extração seletiva de madeira na Amazônia, Urticaceae também registrou o maior número de recrutamento de árvores (DAP  $\geq$  10 cm), com ênfase no crescimento da população de *C. sciadophylla* após a colheita (AMARAL et al., 2019).

Os distúrbios causados pelo fogo aumentaram a mortalidade de espécies que possuíam alta densidade de indivíduos no período pré-fogo (por exemplo, *P. apiculatum* e *R. guianensis*)

e, conseqüentemente, a população dessas espécies diminuiu. No entanto, essas espécies foram resistentes aos incêndios florestais e permaneceram entre aquelas com maior número de recrutamentos e densidade. *R. guianensis*, por exemplo, faz parte do grupo das espécies arbóreas mais abundantes da Amazônia (TER STEEGE et al., 2013).

A médio prazo, espera-se um fechamento gradual do dossel da floresta, que ofereça as condições necessárias para que espécies tolerantes à sombra prosperem (DIONISIO et al., 2018). Por outro lado, 15 anos após o incêndio, nas parcelas queimadas em áreas manejadas e não manejadas, as espécies pioneiras ainda apresentaram as maiores taxas de recrutamento. Tais resultados mostram a capacidade de resiliência da floresta em resposta a distúrbios. No entanto, essa resiliência pode variar de acordo com os diferentes tipos de ambientes existentes na floresta amazônica. Por isso, estudos de longo prazo tornam-se necessários para melhor compreensão sobre os mecanismos associados a recuperação florestal (KARSTEN et al., 2013; SATO et al., 2016)

O monitoramento da mortalidade de árvores e das variações no recrutamento de espécies pioneiras mostraram-se um método eficiente para caracterizar as mudanças causadas pela colheita de madeira e incêndios na composição das espécies. A diversidade calculada por meio de índices (Shannon, Simpson, Alfa de Fisher ou outros) é uma medida importante, mas, quando analisada individualmente, não expressa em detalhes os efeitos de um determinado distúrbio sobre a composição das espécies (DE AVILA et al., 2015).

Em nenhum dos tratamentos houve perda de diversidade. O que ocorreu foram mudanças nos tamanhos populacionais das espécies pioneiras, redução da área basal de espécies não pioneiras devido à extração seletiva de madeira, mudanças na mortalidade e recrutamento de árvores e mudanças na composição das espécies que reduziram a similaridade entre as medições, principalmente em T4 e T4F.

O menor nível de similaridade entre as medições realizadas em T4 e T4F corrobora a hipótese de substituição de espécies em resposta ao nível de alteração florestal causado pelos sucessivos distúrbios. Neste estudo, as espécies pioneiras tiveram um papel de destaque na comunidade florestal, mas somente em T4 e T4F essas alterações foram suficientemente fortes para separar diferentes grupos pela análise NMDS, quando comparadas as medições (Fig. 21C).

#### 4.4.4.1 Implicações para o manejo de florestas

As espécies arbóreas com valores comerciais mais baixos como, por exemplo, *B. arborea* e *J. copaia* podem se beneficiar de condições criadas por distúrbios, como corte seletivo e incêndio (REIS et al., 2010). No entanto, existe uma falta de conhecimento técnico sobre o tempo que as espécies beneficiadas por distúrbios persistem em altas densidades de indivíduos em uma comunidade arbórea submetida ao manejo florestal. Se essas espécies assumem papéis relevantes na floresta, a médio e longo prazo, os procedimentos e protocolos de colheita terão que levá-las em consideração.

As espécies de árvores colhidas no primeiro ciclo de corte não recuperam sua produção de madeira para o segundo corte. Para viabilizar financeiramente o segundo ciclo de corte, é necessário mudar o conjunto de espécies colhidas (REIS et al., 2010). Dessa forma, para alcançar um segundo corte igual ou superior, em termos de competitividade financeira, fatores ecológicos que justifiquem a seleção de novas espécies devem ser levados em consideração, bem como os preços da madeira nos mercados locais.

Em termos ecológicos, uma segunda colheita pode ter efeitos sobre espécies pioneiras semelhantes às observadas neste estudo, nos tratamentos T4 e T4F. Nestas áreas, a redução da área basal através de tratamentos silviculturais foi pesada e 30 anos, após a extração seletiva de madeira, a composição da espécie não era mais semelhante às condições originais. Portanto, os gestores florestais devem estar cientes de que isso pode se tornar um problema na recuperação de florestas submetidas a cortes sucessivos.

Nas colheitas que seguem os planos de manejo florestal autorizados na Amazônia não são extraídas mais de seis árvores por hectare (MAZZEI et al., 2010). Em T2 e T2F, embora o volume de madeira colhida, em 1982, tenha sido duas vezes maior do que o atualmente permitido, os resultados foram satisfatórios, já que houve recuperação das condições originais da floresta em termos de área basal e composição de espécies. Esses resultados trazem segurança em relação a conservação de florestas manejadas, conforme legislação ambiental brasileira.

As condições prévias de uma floresta e de seu entorno, bem como a intensidade e a frequência da perturbação parecem ser os principais fatores para impulsionar a recuperação da floresta (LINDENMAYER et al., 2019). Nossos resultados estabelecem condições limítrofes nos níveis de perturbação que uma floresta ombrófila densa na Amazônia é capaz de suportar

durante as atividades de colheita, redução da área basal de espécies não comerciais e incêndio, sem perder sua resiliência, estrutura e composição de espécies.

Trinta anos após a colheita, a floresta em estudo, colhida em 1982 sob uma intensidade superior aquela, atualmente, permitida pela legislação ambiental, manteve uma composição de espécies semelhante ao que foi medido nas condições pré-colheita. Porém, a combinação de extração seletiva de madeira, desbaste e incêndio florestal não causou perdas de diversidade taxonômica, mas após a redução de 40% na área basal de espécies não comerciais, houve uma diferença entre a composição das espécies em comparação com as condições originais da floresta.

Apesar de não demonstrarmos uma mudança considerável na diversidade taxonômica das espécies, é importante deixar claro que ainda pode haver mudanças significativas na diversidade funcional e filogenética dessas comunidades, que podem ser avaliadas em estudos futuros.

#### 4.4.5 Conclusões

O aumento no recrutamento de espécies pioneiras (principalmente *Bixa arborea* e *Cecropia sciadophylla*) e a mortalidade de espécies não pioneiras, bem como mudanças na dinâmica de entrada de espécies e extinção local de espécies localmente raras, são as principais mudanças causadas pelo incêndio florestal na composição das espécies.

A combinação da exploração de impacto reduzido, desbaste de espécies não comerciais, e pequenos incêndios não causa perda de diversidade de espécies, embora o desbaste pesado altere a composição de espécies da floresta ombrófila densa manejada.

## CONCLUSÕES

O aumento no recrutamento de espécies pioneiras, principalmente, *Bixa arborea* e *Cecropia sciadophylla*, e a mortalidade de espécies não pioneiras, bem como mudanças na dinâmica de entrada e saída de espécies localmente raras, são as principais mudanças causadas pelo incêndio florestal na composição das espécies.

Em até 15 anos após o incêndio, a floresta ombrófila densa, sem histórico de distúrbios, é capaz de estabilizar suas taxas de mortalidade e a estrutura da floresta permanece semelhante as suas condições originais, principalmente, porque a maior parte das árvores que morrem possuem diâmetro abaixo de 20 cm. Contudo, a manutenção de altas taxas de recrutamento e a forte presença de espécies arbóreas pioneiras são indicadores de que a floresta ainda se recupera do incêndio.

Na área manejada, a combinação de exploração de impacto reduzido, redução da área basal de espécies não comerciais, e pequenos incêndios não causa perda de diversidade de espécies, embora o desbaste pesado altere a composição de espécies da floresta ombrófila densa.

A intensidade da extração seletiva de madeira é um fator determinante na dinâmica da vegetação arbórea, e a resiliência da floresta ao fogo está diretamente associada à estrutura da floresta (área basal e presença de grandes árvores) no período pré-distúrbio. Por isso, florestas, sem histórico de distúrbios frequentes anteriores, são mais resistentes e resilientes ao fogo.

## RECOMENDAÇÕES

A proteção de florestas nativas não perturbadas é crucial para a conservação da biodiversidade, uma vez que essa proteção pode contribuir para reduzir os riscos de incêndio em florestas enfraquecidas por distúrbios anteriores, considerando que o fogo ocorre principalmente em florestas fragmentadas por outros usos da terra, como extração seletiva de madeira, pecuária e agricultura.

O manejo florestal é uma alternativa viável para gerar oferta de madeira legal e garantir o uso e conservação das espécies florestais “*in situ*”, mas a acumulação de resíduos pela extração madeireira aumenta as chances de o fogo entrar e se espalhar em florestas nativas. O aumento da matéria orgânica seca (combustível) em florestas altamente perturbadas torna estes ambientes vulneráveis à queima, e os riscos são maiores se estas florestas estiverem próximas a pastos ou terras agricultáveis.

Se a legislação brasileira para o manejo florestal sustentável na Amazônia é cumprida, incluindo a adoção da EIR, 30 anos de pousio são suficientes para a floresta ombrófila densa na Amazônia recuperar sua área basal original. Por outro lado, florestas sob fortes distúrbios, como observado nas parcelas T4 e T4F, não recuperam suas condições originais de área basal em um ciclo de corte de 30 anos.

Trinta anos após a colheita de madeira, nas áreas submetidas aos tratamentos T4 e T4F, onde houve forte redução da área basal de espécies comerciais, a composição das espécies não era mais semelhante as suas condições originais. Contudo, em T2 e T2F, embora a quantidade de árvores colhida, em 1982, tenha sido de duas a três vezes maior do que o atualmente praticado, os resultados foram satisfatórios em relação à recuperação da floresta e à manutenção da composição das espécies.

Por fim, a literatura científica tem demonstrado que as espécies de árvores colhidas no primeiro ciclo de corte não recuperam seus estoques originais de madeira para o segundo corte, por isso, para viabilizar financeiramente colheitas futuras, é necessário mudar o conjunto de espécies colhidas. Dessa forma, fatores ecológicos que justifiquem a seleção de novas espécies devem ser levados em consideração, bem como os preços da madeira nos mercados locais.

Neste contexto, espécies arbóreas de menor valor comercial podem se beneficiar de condições criadas por distúrbios, como, por exemplo, *B. arborea*, *J. copaia*, dentre outras destacadas nesta Tese. Se essas espécies assumem papéis relevantes na floresta, no médio e longo prazo os procedimentos e protocolos de colheita terão que leva-las em consideração, seja para incluí-las na lista de espécies comerciais ou em tratamentos pós-colheita para reduzir suas populações.

## REFERÊNCIAS

- AMARAL, D. D., VIEIRA, I. C., ALMEIDA, S. S., SALOMÃO, R. P., SILVA, A. S. L.; JARDIM, M. A. Checklist da flora arbórea de remanescentes florestais da região metropolitana de Belém, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, v. 4, n. 3, p. 231-289, 2009.
- AMARAL, M. R. M., LIMA A. J. N., HIGUCHI, F. G., DOS SANTOS, J., HIGUCHI, N. Dynamics of tropical forest twenty-five years after experimental logging in Central Amazon mature forest. **Forests**, v. 10, n. 89, 2019. <https://doi.org/10.3390/f10020089>
- ANDRADE, C. G. C.; DA SILVA, M. L.; TORRES, C. M. M. E; RUSCHEL, A. R.; DA SILVA, L. F.; DE ANDRADE, D. F. C.; REIS, L. P. Crescimento diamétrico e tempo de passagem de *Minuartia guianensis* após manejo na Floresta Nacional do Tapajós. **Pesquisa florestal brasileira**, v. 37, n. 91, p. 299-309, 2017. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.91.1406>.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 181, p. 1-20, 2016. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.
- ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; LIMA, A. A.; SHIMABUKURO, Y. ANDERSON, L.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical transactions of the Royal Society B, Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1779-1785, 2008.
- AZEVEDO, V. C. R.; KANASHIRO, M.; GRATTAPAGLIA, D.; CIAMPI, A. Y. Variabilidade no cpDNA em *Manilkara huberi*, espécie sob manejo sustentável na Amazônia brasileira. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 7, p. 859-867, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2008000700010>.
- 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 B, Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 367-380, 2004.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144-147, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature18326>.
- BARLOW, J.; LAGAN, B. O.; PERES, C. A. Morphological correlates of fire-induced tree mortality in a central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, n. 3, p. 291-299, 2003. <https://doi.org/10.1017/S0266467403003328>
- BARLOW, J.; PERES, C. A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, 363, p. 1787-1794. 2008. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0013>.

BARLOW, J.; PERES, C. A.; LAGAN, B. O.; HAUGAASEN, T. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, v. 6, n. 1, p. 6-8, 2002. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00394.x>

BENTOS, T. V., NASCIMENTO, H. E. M., DOS VIZCARRA, M.; WILLIAMSON, G. B. Effects of lightgaps and topography on Amazon secondary forest: Changes in species richness and community composition. **Forest Ecology and Management**, v. 396, p. 124-131, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.018>

BERENGUER, E. et al. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, v. 20, n 12, p. 3713-3726, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>

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

BONAR S, FEHMI J.; MERCADO-SILVA N. An overview of sampling issues in species diversity and abundance surveys. In: MAGURRAN, B. J.; MCGILL, A. E. (Eds), **Biological Diversity Frontiers in Measurement and Assessment**, Oxford: Oxford University Press, England, 2011, p. 11-27.

BONGERS, F. POORTER, L, HAWTHORNE, W. D, SHEIL D. The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. **Ecology Letters**, v. 12, n. 8, p. 798-805, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01329.x>

BRASIL. **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o Código Florestal. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/14771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14771.htm)>. Acesso em: 30 mai. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006**. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=485>. Acesso em: 2 ago. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm). Acesso em: 02 ago. 2018.

BRAZ, E. M.; DE MATTOS, P. P. Manejo de produção em florestas naturais da Amazônia: mitos e verdades. **Nativa**, v. 3, n. 4, p. 292-295, 2015.

BRAZ, E. M.; DE MATTOS, P. P.; THAINES, F.; DE MADRON, L. D.; GARRASTAZU, M. C.; CANETTI, A.; OLIVEIRA, M. V. N. D. Criteria to be considered to achieve a sustainable second cycle in Amazon Forest. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 35, n. 83, p. 209-225, 2015. <https://doi.org/10.4336/2015.pfb.35.83.941>.

BUAJAN, S.; LIU, J.F.; HE, Z. S.; FENG, X. P.; MUHAMMAD, A. Effects of gap size and locations on the regeneration of *Castonipsis kawakamii* in a subtropical natural forest, China. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 30, p. 39-48, 2018. <https://doi.org/10.26525/jtfs2018.30.1.3948>

BURIVALOVA, Z.; HUA, F.; KOH, L. P.; GARCIA, C.; PUTZ, F. A critical comparison of conventional, certified, and community management of tropical forests for timber in terms of environmental, economic, and social variables. **Conservation Letters**, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2016. <https://doi.org/10.1111/conl.12244>.

CARDOSO, C. C.; MOUTINHO, V. H. P.; MELO, L.O.; SOUSA, L. K. V. dos S.; Souza, M. R. Caracterização físico-mecânica de madeiras amazônicas com aptidão tecnológica para comercialização. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 55, n. 3, p. 176-183, 2012. <http://dx.doi.org/10.4322/rca.2012.053>.

CARNEIRO, F. S.; LACERDA, A. E. B.; LEMES, M. R.; GRIBEL, R.; KANASHIRO, M.; WADT, L. H. O.; SEBBENN, A. M. Effects of selective logging on the mating system and pollen dispersal of *Hymenaea courbaril* L. (Leguminosae) in the Eastern Brazilian Amazon as revealed by microsatellite analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 9, p. 1758-1765, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.023>.

CASTRO, T. DA C.; DE CARVALHO, J. O. P. Dinâmica da população de *Manilkara huberi* (Ducke) A. Chev. durante 26 anos após a exploração florestal em uma área de terra firme na Amazônia Brasileira. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 1, p. 161-169, 2014. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509813333>.

CASTRO-ARELLANO, I.; PRESLEY, S. J.; SALDANHA, L. N.; WILLIG, M. R.; WUNDERLE Jr., J. M. Effects of reduced impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia. **Biological Conservation**, v. 138, p. 269-285, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.025>.

CASTRO-ARELLANO, I.; PRESLEY, S. J.; WILLIG, M. R.; WUNDERLE Jr., J. M.; SALDANHA, L. N.; Reduced-impact logging and temporal activity of understorey bats in lowland Amazonia. **Biological Conservation**, v. 142, n. 10, p. 2131-2139, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.013>.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: Carson, W. P.; Schnitzer, A. S (Eds), **Tropical Forest Community Ecology**. United Kingdom: Wiley-Blackwell Publishing, Oxford, England, 2008, p. 384-408.

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

CHAZDON, R. L.; FINEGAN, B.; CAPERS, R. S.; SALGADO-NEGRET, B.; CASANOVES, F.; BOUKILI, V.; NORDEN, N. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 42, n. 1, p. 31-40, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00566.x>

CHAZDON, R.L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012. Disponível em: [http://editora.museu-goeldi.br/bn/artigos/cnv7n3\\_2012/regeneracao\(chazdon\).pdf](http://editora.museu-goeldi.br/bn/artigos/cnv7n3_2012/regeneracao(chazdon).pdf). Acesso em: 06. dez. 2017.

CLARK, D.B.; CLARK, D.A. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 80, p. 235-244, 1996. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03607-5](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03607-5)

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 421, n. 6926, p. 913-919, 2003. <https://doi.org/10.1038/nature01437>

COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2-16, 1999. <http://dx.doi.org/10.2307/2663955>

COLPINI, C., MORAES E SILVA V.S., SOARES T.S., HIGUCHI N., TRAVAGIN D. P., ASSUMPÇÃO J.V. L. Incremento, ingresso e mortalidade em uma floresta de contato ombrófila aberta/estacional em Marcelândia, Estado do Mato Grosso. **Acta Amazonica**, v. 40, p. 549-556, 2010.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society, Biological Sciences**, London, v. 345, 101-118. 1994.

CONAMA. **Resolução nº 406, de 02 de fevereiro de 2009**. Estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=597>. Acesso em: 30 mai. 2019.

CONDÉ, M. T.; HIGUCHI, N.; LIMA, A. J. N. Illegal selective logging and forest fires in the Northern Brazilian Amazon. **Forests**, v. 10, p. 61-83, 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/f10010061>

CONDÉ, T. M.; TONINI, H. Fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Densa na Amazônia Setentrional, Roraima, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 3, p. 247-259, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672013000300002>

CONDIT, R.; ASHTON, P.S.; MANOKARAN, N.; LAFRANKIE, J.V.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50-ha plots. **Philosophical transactions of the Royal Society B, Biological Sciences**. 354, p. 1739-1748, 1999. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1999.0517>.

CORREIA, R. A.; MALHADO, A. C. M.; LINS, L. GAMARRA, N. C.; WALTYANE A. G. B.; VALENCIA-AGUILAR, A.; BRAGAGNOLO, C.; JEPSON, P.; LADLE, R. J. The scientific value of Amazonian protected areas. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 8, p. 1503-1513, 2016

COSTA, D. H. M.; DE CARVALHO, J. O. P.; SILVA, J. N. M. Dinâmica da composição florística após a colheita de madeira em uma área de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, n. 38, p. 67-90, 2002.

COSTA, D. H. M.; DE CARVALHO, J. O. P.; VAN DEN BERG, E. Crescimento diamétrico de maçaranduba (*Manilkara huberi* Chevalier) após a colheita da madeira. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, v. 3, n. 5, p. 65-76, 2007.

D'OLIVEIRA, M. V. N. ALVARADO E. C.; SANTOS, J. C.; CARVALHO Jr, J. A. Forest natural regeneration and biomass production after slash and burn in a seasonally dry forest in the Southern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 9, p. 1490-1498, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.014>

DA SILVA, K. E.; MATOS, F. D. de A.; FERREIRA, M. M. Composição florística e fitossociologia de espécies arbóreas do Parque Fenológico da Embrapa Amazônia Ocidental. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 38, n. 2, p. 213-222, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000200004>

DA SILVA, S. S.; FEARNside, F.M.; GRAÇA, P.M.L DE A.; BROWN, I.F.; ALENCAR, A.; DE MELO, A.W.F. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 312-322, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.041>

DA SILVA-RIBEIRO, R. B.; GAMA, J.R.V., MARTINS, S.V., MORAES, A.; DOS SANTOS, C.A.A.; DE CARVALHO, A.N. Estrutura florestal em projeto de assentamento, comunidade São Mateus, município de Placas, Pará, Brasil. **Revista Ceres**, v. 60, n. 5, p. 610-620, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-737X2013000500003>.

DARRIGO, M. R.; VENTICINQUE, E. M.; DOS SANTOS, F. A. M. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 52-59, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.012>.

DE 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. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v5n1p109-115>

DE ANDRADE, D. F. C., GAMA, J. R.V., RUSCHEL, A. R., MELO, L. O., DE AVILA, A. L.; DE CARVALHO, J. O. P. Post-fire recovery of a dense ombrophylous forest in Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 2, e20170840, <https://doi.org/10.1590/0001-376501920170840>

DE ARAUJO, H.J.B.; OLIVEIRA, L.C.; VASCONCELOS, S.S.; CORREIA, M.F. Danos provocados pelo fogo sobre a vegetação natural em uma floresta primária no estado do Acre, Amazônia Brasileira. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 2, p. 297-308. 2013. <http://dx.doi.org/10.5902/198050989276>

DE AVILA A. L.; RUSCHEL, A. R.; De CARVALHO, J. O. P.; MAZZEI, L.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. do 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. **Biological Conservation**, v. 191, p. 577-586, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.004>

DE AVILA, A. L.; SCHWARTZ, G.; RUSCHEL, A. R.; LOPES, J. do C.; SILVA, J. N. M.; De 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.039>

DE AVILA, A. L.; VAN DER SANDE, M.T.; DORMANN, C. F.; PEÑA-CLAROS, M.; POORTER, L.; MAZZEI, L., RUSCHEL, A. R.; SILVA, J. N. M.; DE CARVALHO, J. O. P.; BAUHUS, J. Disturbance intensity is a stronger driver of biomass recovery than remaining tree - community attributes in a managed Amazonian forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 1647-1657, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13134>

DE CARVALHO, J. O. P. Changes in the floristic composition of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, v. 32, n. 2, p. 277-291, 2002. <https://doi.org/10.1590/1809-43922002322291>

DE CARVALHO, J. O. P.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. do C. A. Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 2, 209-217, 2004.

DE 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. **An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 2, p. 263-285, 2015. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1552>

DE OLIVEIRA, A. N.; DO AMARAL, I. L. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 34, n.1, p. 21-34, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672004000100004>

DE OLIVEIRA, A. S.; RAJÃO, R. G.; SOARES-FILHO, B. S.; OLIVEIRA, U.; SANTOS, L. R. S.; ASSUNÇÃO, A. C.; VAN DER HOFF, R.; RODRIGUES, H. O.; RIBEIRO, S. M. C.; MERRY, F.; DE LIMA, L. S. Economic losses to sustainable timber production by fire in the Brazilian Amazon. **Geographical Journal**. 185, 55-67, 2018. <http://dx.doi.org/10.1111/geoj.12276>

DE OLIVEIRA, L. C.; DO COUTO, H. T. Z.; SILVA, J. N. M.; DE 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. **Scientia Forestalis**, v. 69, n. 3, p. 62-76, 2005.

DE SOUZA, C. R., DE AZEVEDO, C. P.; ROSSI, L. M. B.; DA SILVA, K. E.; DOS SANTOS, J.; HIGUCHI, N. Dinâmica e estoque de carbono em floresta primária na região de Manaus/AM. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 4, p. 501-506, 2012.  
<http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000400007>

DE SOUZA, D. R.; DE SOUZA, A.L.; LEITE, H.G.; YARED, J.A.G. Análise estrutural em floresta ombrófila densa de terra firme não explorada, Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 1 p. 75-87, 2006.

DEGEN, B.; BLANC, L.; CARON, H.; MAGGIA, L.; KREMER, A.; GOURLET-FLEURY, S. Impact of selective logging on genetic composition and demographic structure of four tropical tree species. **Biological Conservation**, v. 131, p. 386-401, 2006.

DIONISIO, L. F. S., SCHWARTZ, G., LOPES, J. do C., DOS SANTOS, G. G. A.; OLIVEIRA, F. de A., Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**. v. 401, p. 1-7, 2017.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.040>

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

DYKSTRA, D. P., 2012. Has reduced-impact logging outlived its usefulness? **Journal of Tropical Forest Science**, v. 24, n. 1, p. 1-4. Disponível em: [www.jstor.org/stable/23616946](http://www.jstor.org/stable/23616946). Acesso em: 18 nov. 2019.

EDWARDS, D. P. The rainforest's 'do not disturb' signs. **Nature**, v. 535, p. 44-45, 2016.  
<http://dx.doi.org/10.1038/nature18901>

ESPADA, A. L. V.; VASCONCELLOS SOBRINHO, M. Logging Community-Based Forests in the Amazon: An Analysis of External Influences, Partnerships, and Resilience. **Forests**, v. 10, n. 461, p. 1-23, 2019. <https://doi.org/10.3390/f10060461>.

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira : história , índices e conseqüências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006.

FERNANDES, K., et al.. North Tropical Atlantic influence on western Amazon fire season variability. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 12, L12701, 2011.  
<https://doi.org/10.1029/2011GL047392>

FERREIRA, C. A.; SILVA, J. N. M.; DE CARVALHO, J. O. P.; DOS SANTOS, A. F.; DE AZEVEDO, C. P.; DE LIMA, R. M. B.; NEVES, E. J. M.; SCHWENGBER, D. R.; DE ARAUJO, H. J. B. **Manejo Florestal na Amazônia Brasileira (Situação atual e perspectivas)**. Colombo: Embrapa Florestas. Documentos, n. 37, 1999, 20 p.

FINEGAN, B.; SABOGAL, C.; REICHE, C.; HUTCHINSON, I. Los bosques húmedos tropicales de América Central: su manejo sostenible es posible. **Revista Forestal Centroamericana**, v. 2, n. 6, p. 17-27, 1993.

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. <https://doi.org/10.2307/1411>

GHAZOUL, J., BURIVALOVA, Z., GARCIA-ULLOA, J.; KING, L.A. Review Conceptualizing Forest Degradation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 10, p. 622-632, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.001>

GONÇALVES, F. G.; DOS SANTOS, J. R. Composição florística e estrutura de uma unidade de manejo florestal sustentável na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 38, n. 2, p. 229-244, 2008.

HASSAN, C. D.; CARVALHO, J. O. P.; PIRES, I. P.; SANTOS, L. S.; BARBOSA, E. S.; BRAGA, N. S. A 20-year tree liberation experiment in the Amazon: Highlights for diameter growth rates and species-specific management. **Forest Ecology and Management**, v. 453, 117584, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117584>

HEINSDIJK, D.; BASTOS, A. de M. **Inventários florestais na Amazônia**. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura. Setor de Inventários Florestais. Boletim, n. 6, 1963. 100 p.

HIGUCHI, N. Utilização e manejo dos recursos madeireiro das florestas tropicais úmidas. **Acta Amazonica**, v. 24, p. 275-288, 1994. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43921994243288>

HLPE. 2017. **Sustainable Forestry for food security and nutrition. Report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition**. Rome. 2017, 136p. Disponível em: <https://www.cifor.org/library/6549/>. Acesso em: 28 jun. 2019.

HOLDSWORTH, A. R.; UHL, C. Fire in Amazonian selectively-logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications**, Washington, v. 7, n. 2, p. 713-725, 1997. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0713:FIASLR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0713:FIASLR]2.0.CO;2)

HOLDSWORTH, A.; UHL, C. O fogo na floresta explorada e o potencial para redução de incêndios florestais na Amazônia. Belém: Imazon, Série Amazônia, v. 14, 1998. 38 p. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.014>

HUMPHRIES, S.; HOLMES, T.; De 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, 104336, 2020, <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2018.06.005>.  
IBAMA. Instrução Normativa nº 7, de 22 de agosto de 2003. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília, DF, 26 ago. 2003, seção 1, p. 47.

IBAMA. Instrução Normativa nº 9, de 25 de agosto de 2003. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília, DF, 26 ago. 2011, seção 1, p. 73.

ICMBio. **Extrativismo e Conservação da Biodiversidade - Aprendizados de unidades de conservação de uso sustentável na Amazônia.** Brasília: ICMBio, 2015. 112 p.

ICMBio. **ICMBio em foco.** Brasília: ICMBio, Ed. Especial, Ano 11. 2019.

ICMBio. **Instrução Normativa nº 16, de 4 de agosto de 2011.** Regula, no âmbito do Instituto Chico Mendes, as diretrizes e os procedimentos administrativos para a aprovação do Plano de Manejo Florestal Sustentável comunitário para exploração de recursos madeireiros no interior de Reserva Extrativista, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Floresta Nacional. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/o-que-somos/in162011.pdf>. Acesso em: 09 jul. 2019.

IFT. 2016. **Reflexões sobre a execução do projeto de apoio ao desenvolvimento do Manejo Florestal Comunitário e Familiar em Florestas Públicas da Amazônia brasileira.** Belém, PA. 2016, 137p. Disponível em: [https://issuu.com/ift\\_boletim\\_florestal/docs/reflex\\_\\_es\\_sobre\\_projeto\\_-\\_ift](https://issuu.com/ift_boletim_florestal/docs/reflex__es_sobre_projeto_-_ift). Acesso em 28 jun. 2019.

INCRA. **Instrução Normativa nº 65, de 27 de dezembro de 2010.** Estabelece critérios e procedimentos para as atividades de Manejo Florestal Sustentável em Projetos de Assentamento. Disponível em: [https://www.normasbrasil.com.br/norma/instrucao-normativa-65-2010\\_77816.html](https://www.normasbrasil.com.br/norma/instrucao-normativa-65-2010_77816.html). Acesso em: 09 jul. 2019

JARDIM, F. C. DA S. Natural regeneration in tropical forests. **Revista Ciências Agrárias**, v. 58, n. 1, p. 105-113. 2015. <https://doi.org/10.4322/rca.1676>

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

KANASHIRO, M. **Árvores, produção Agroflorestal e Florestas: Recursos Florestais Nativos na perspectiva dos ODS.** 2019. Disponível em: [https://www.embrapa.br/olhares-para-2030/intensificacao-e-sustentabilidade-dos-sistemas-de-producao-agricolas/-/asset\\_publisher/MpEPEYHn8qxt/content/milton-kanashiro?redirect=%2Folhares-para-2030%2Fintensificacao-e-sustentabilidade-dos-sistemas-de-producao-agricolas&inheritRedirect=true](https://www.embrapa.br/olhares-para-2030/intensificacao-e-sustentabilidade-dos-sistemas-de-producao-agricolas/-/asset_publisher/MpEPEYHn8qxt/content/milton-kanashiro?redirect=%2Folhares-para-2030%2Fintensificacao-e-sustentabilidade-dos-sistemas-de-producao-agricolas&inheritRedirect=true). Acesso em: 25 jun. 2019.

KANASHIRO, M.; THOMPSON, I. S.; YARED, J. A. G.; LOVELESS, M. D.; COVENTRY, P.; MARTINS-DA-SILVA, R. C. V.; DEGEN, B.; AMARAL, W. Improving conservation values of managed forests: the dendrogene project in the Brazilian Amazon. **Unasylva**, v.53, n. 209, p. 25-33, 2002.

KANE, V. R., BARTL-GELLER, B. N., NORTH, M. P., KANE, J. T., LYDERSEN, J. M., JERONIMO, S. M. A., COLLINS, B. M., MOSKAL, L. M., First-entry wildfires can create opening and tree clump patterns characteristic of resilient forests. **Forest Ecology and Management**, v. 454, 117659, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117659>

- KARSTEN, R. J.; JOVANOVIĆ, M.; MEILBY, H.; PERALES, E.; REYNEL, C. Regeneration in canopy gaps of tierra-firme forest in the Peruvian Amazon: Comparing reduced impact logging and natural, unmanaged forests. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 663-671, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.006>.
- LACERDA, E. B.; NIMMO, E. R. Can we really manage tropical forests without knowing the species within? Getting back to the basics of forest management through taxonomy. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 995-1002, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.005>.
- LEWIS, S.L., et al. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 6, p. 929-944. 2004. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00923.x>.
- LIESENFELD, M. V. A.; VIEIRA, G.; MIRANDA, I. P. DE A. Ecologia do fogo e o impacto na vegetação da Amazônia. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 88, p. 505-517, 2016. <https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.88.1222>
- LINDENMAYER, D.B.; WESTGATE, M.J.; SCHEELE, B.C.; FOSTER, C.N.; BLAIR, D.P. Key perspectives on early successional forests subject to stand-replacing disturbances. **Forest Ecology and Management**, v. 454: 117656, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117656>
- LOPES W. DE P.; SILVA, A. F. DA; SOUZA, A. L. DE; NETO J. A. A. M. Estrutura fitossociológica de um trecho de vegetação arbórea no Parque Estadual do Rio Doce - Minas Gerais, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**. v. 16, n. 4, p. 443-456, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062002000400007>
- LOPES, J.C.; WITHMORE, T.C.; BROWN, N.D.; JENNINGS, S.B. 2001. Efeito da exploração florestal nas populações de mudas em uma floresta tropical úmida no município de Moju, PA. In: SILVA, J.N.M.; DE CARVALHO, J.O.P.; YARED, J.A.G. **A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do Projeto Embrapa/DFID**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, p. 203-226.
- MAGNUSSON, W. E.; De LIMA, O. P.; REIS, F. Q.; HIGUCHI, N.; RAMOS, J. F. Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. **Forest Ecology and Management**, v. 113, n. 1, p. 67-74, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00418-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00418-6)
- MARTINS, F. DA S. R.V.; XAUD, H. A. M.; Dos SANTOS, J. R.; GALVÃO, L. N. Effects of fire on above-ground forest biomass in the northern Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 28, n. 6, p. 591-601, 2012. <https://doi.org/10.1017/S0266467412000636>
- MAZZEI, L., SIST, P., RUSCHEL, A., PUTZ, F.E., MARCO, P., PENA, W., FERREIRA, J. E. R. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 367-373, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.031>

MEGGERS, B. J. Archeological evidence for the impact of mega-Niño events on Amazonia during the past two millennia. **Climatic Change**, v. 28, n. 4, p. 321-338, 1994. <https://doi.org/10.1007/bf01104077>

MICHALETZ, S. T.; JOHNSON, E. A. How forest fires kill trees: A review of the fundamental biophysical processes. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 22, n. 6, p. 500-515, 2007. <https://doi.org/10.1080/02827580701803544>

MONTEIRO, A. L. S.; SOUZA JÚNIOR, C. M.; BARRETO, P. G.; PANTOJA, F. L. S.; GERWING, J. J. Impactos da exploração madeireira e do fogo em florestas de transição da Amazônia Legal. **Scientia Forestalis**, n. 65, p. 11-21, 2004.

MOUILLOT, D. et al. 2013. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. **PLOS Biology**, v. 11, n. 5, e1001569. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001569>

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

NEPSTAD, D. et al. More food, more forests, fewer emissions, better livelihoods: linking REDD+, sustainable supply chains and domestic policy in Brazil, Indonesia, and Colombia. **Carbon Management**, v. 4, n. 6, p. 639-658, 2013

NEPSTAD, D. et al. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 154, n. 3, p. 395-407, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00511-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00511-4)

NEWBOLD, t. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45-50, 2015. <https://doi.org/10.1038/nature14324>

O'BRIEN, M.J.P.; O'BRIEN, C.M. **Ecologia e modelamento de florestas tropicais**. Belém: FCAP, 1995. 400 p.

PANISSET, J. S.; LIBONATI, R.; GOUVEIA, C. M. P. MACHADO-SILVA, F.; FRANÇA, D. A.; FRANÇA, J. R. A. PERES, L. F. Contrasting patterns of the extreme drought episodes of 2005, 2010 and 2015 in the Amazon Basin. **International Journal of Climatology**, v. 38, n. 2, p. 1096-1104, 2017. <https://doi.org/10.1002/joc.5224>

PINHEIRO, J. C.; BATES, D. M. Linear Mixed-Effects Models: Basic Concepts and Examples. In: **Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. Statistics and Computing**. Springer, New York, NY, p. 3-56, 2000. [https://doi.org/10.1007/0-387-22747-4\\_1](https://doi.org/10.1007/0-387-22747-4_1).

PINHEIRO, K. A. O.; DE CARVALHO, J. O. P.; QUANZ, B.; FRANCEZ, L. M. DE B.; SCHWARTZ, G. Fitossociologia de uma área de preservação permanente no leste da Amazônia: indicação de espécies para recuperação de áreas alteradas. **Floresta**, 37: 175-187. 2007. <https://doi.org/10.5380/rf.v37i2.8648>

PIPONIOT, C. et al. Can Timber Provision from Amazonian Production Forests Be Sustainable? **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 6, 64014, 2019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab195e>.

PIPONIOT, C., SIST, P., MAZZEI, L., PENA-CLAROS, M., PUTZ, F. E., RUTISHAUSER, E., HÉRAULT, B., Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in Amazonian forests. **ELife**, v. 5, p. 1-19, 2016. <https://doi.org/10.7554/elife.21394>.

POKORNY, B.; PALHETA, C.; STEINBRENNER, M. **Custos de operações florestais: noções e conceitos**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, Documentos, n. 373, 2011, 80 p.

QUARESMA, A. C. PIEDADE, M. T. F.; FEITOSA, Y. O.; WITTMANN, F.; TER STEEG, H. Composition, diversity and structure of vascular epiphytes in two contrasting Central Amazonian floodplain ecosystems. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 31, n. 4, p. 686-697, 2017.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2019. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org>. Acesso em: 10 nov. 2019.

RAY, D.; NEPSTAD, D.; MOUTINHO, P. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. **Ecological Applications**, v. 15, n. 5, p. 1664-1678, 2005. <https://doi.org/10.1890/05-0404>

REFLORA. **Herbário Virtual**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: [reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/](http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/). Acesso em: 22 nov. 2019.

REIS, L. P.; RUSCHEL, A. R.; COELHO, A. A.; DA LUZ, A. S.; MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. et al. Avaliação do potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós após 28 anos da exploração florestal. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo, v. 30, n. 64, p. 265-281, 2010.

REIS, L., RUSCHEL, A., COELHO, A., LUZ, A., MARTINS-DA-SILVA, R. Post-fire dynamics of the woody vegetation of a savanna forest (Cerradão) in the Cerrado-Amazon transition zone. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 29, n. 3, p. 408-416, 2015. <https://doi.org/10.4336/2010.pfb.30.64.265>.

RUSCHEL, A. R. **Dinâmica da composição florística e do crescimento de uma floresta explorada há 18 anos na Flona Tapajós, PA**. Belém, PA, Embrapa Amazônia Oriental, Documentos, n. 341, 2008, 57 p.

SABOGAL, C.; LENTINI, M.; POKORNY, B.; SILVA, J.N.M.; ZWEEDE, J.; VERISSIMO, A.; BOSCOLO, M. **Manejo florestal empresarial na Amazônia brasileira: restrições e oportunidades para a adoção de boas práticas de manejo**. Belém, PA. CIFOR. 2005, 99 p.

SATO, L.Y.; GOMES, V.; SHIMABUKURO, Y.; KELLER, M.; ARAI, E.; DOS-SANTOS, M.; BROWN, I.; ARAGÃO, L. Post-fire changes in forest biomass retrieved by airborne LiDAR in Amazonia. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p. 839-854, 2016. <https://doi.org/10.3390/rs8100839>

SCHWARTZ, G.; LOPES, J. C. A. Logging in the Brazilian Amazon forest: the challenges of reaching sustainable future cutting cycles. In: J. A. Daniels (Ed.). **Advances in Environmental Research**. Nova Publishers, New York, p. 113–138. 2015.

SEBBENN, A. M.; DEGEN, B.; AZEVEDO, V.C.R.; SILVA, M.B.; DE LACERDA, A.E.B.; CIAMPI, A.Y.; KANASHIRO, M.; CARNEIRO, F. da S.; THOMPSON, I.; LOVELESS, M.D. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, v. 254, p. 335-349, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.08.009>.

SFB. **Plano anual de outorga florestal 2019**. 2019. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/concessoes-florestais/concessoes-florestais-consulta-publica-paof/3977-paof-2019/file>. Acesso em: 28 mai. 2019.

SILVA, J. de A. Regulamentação do manejo florestal no Brasil. **Floresta e Ambiente**, n. 3, p. 151-154, 1996.

SILVA, J. N. M.; LOPES, J. do C. A.; De OLIVEIRA, L. C.; Da SILVA, S. M. A.; De CARVALHO, J. O. P.; COSTA, D. H. M., MELO, M. S., TAVARES, M. J. M. **Diretrizes para instalação e medição de parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia Brasileira**. Belém, PA: Embrapa-CPATU, 2005, 68p.

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

SILVA, K.E.; SOUZA, C.R. DE; AZEVEDO, C.P. DE; ROSSI, L.M.B. Dinâmica florestal estoque de carbono e fitossociologia de uma floresta densa de terra-firme na Amazônia Central. **Scientia Forestalis**, v. 43, p. 193-201, 2015.

SIST, P.; MAZZEI, L.; BLANC, L.; RUTISHAUSER, E. Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest ecology and management**, v. 318, p. 103-109, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.005>

SIT, V.; TAYLOR, B. Statistical methods for Adaptive Management Studies. In: SIT, V.; TAYLOR, B. (Eds), **Land Management Handbook**, Victoria: British Columbia Ministry of Forests Research Program, Westminster, England, Vol. 42, 1998, 148p.

SLIK, J.F.; VERBURG, R.W.; KEßLER, P.J. Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, n. 1, p. 85-98, 2002. <https://doi.org/10.1023/A:1014036129075>

SOARES-FILHO, B., SILVESTRINI, R., NEPSTAD, D., BRANDO, P., RODRIGUES, H., ALENCAR, A., COE, M., LOCKS, C., LIMA, L., HISSA, L., STICKLER, C. Forest fragmentation, climate change and understory fire regimes on the Amazonian landscapes of the Xingu headwaters. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 4, p. 585-598, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9723-6>

SOUSA, L.P. 1997. **Queimadas no Km 114, área de Manejo Florestal: Relatório de Ocorrência nº 106**. Belterra, Pará: Embrapa Amazônia Oriental. 4p.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86. <https://doi.org/10.1007/BF00044629>

TAYLOR, L.R., KEMPTON, R.A.; WOIWOD, I.P. Diversity statistics and the log-series model. **Journal of Animal Ecology**, v. 45, n. 1, p. 255-272. 1976. <https://doi.org/10.2307/3778>

TER STEEGE, H. et al. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**, Washington, v. 342, n. 6156, 1243092, 2013. <https://doi.org/10.1126/science.1243092>

TRUMBORE, S.; BRANDO, P. HARTMANN, H. Forest health and global change. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 814-818, 2015. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aac6759>

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the Eastern Amazon. **Ecology**, v. 71, n. 2, p. 437-449, 1990. <https://doi.org/10.2307/1940299>

UHL, C.; VIEIRA, C.G. Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon: A Case Study from the Paragominas Region of the State of Para. **Biotropica**, v. 21, n. 2, p. 98-106, 1989.

UNITED NATIONS. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld>. Acesso em: 23 jun. 2019.

VAN GARDINGEN, P. R.; VALLE, D.; THOMPSON, I. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajós National Forest, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 231, n. 1-3, p. 184-195, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.047>

VIEIRA, D. DOS S.; GAMA, J. R. V.; RIBEIRO, R. B. DA S., XIMENES, L. C. C., VASCONCELOS, V.; ALVES, A. F. Comparação estrutural entre floresta manejada e não manejada na comunidade Santo Antônio, estado do Pará. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 4, p. 1061-1068, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1980-509820142404025>.

VIEIRA, D. DOS S.; GAMA, J.R.V.; DE OLIVEIRA, M. L. R.; RIBEIRO, R. B. DA S. Análise estrutural e uso múltiplo de espécies arbóreas em florestas manejadas no médio vale do rio Curuá-Una, Pará. **Floresta**, v. 45, p. 465-476, 2015. <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v45i3.35584>.

VON ENDE, C.N. Repeated-measures analysis: growth and other time-dependent measures. In: SCHEINER, S. M.; GUREVITCH, J. (Eds.). **Design and analysis of ecological experiments**. London: Chapman & Hall, 1993. p. 113-137.

WATSON, J. E. M, et al. The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, p. 599–610, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>

WILKIE, D.S.; BENNETT, E.L.; PERES, C.A.; CUNNINGHAM, A.A. The empty forest revisited. **Annals of the New York Academy of Sciences**. v. 1223, n. 1, p. 120-128, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05908.x>

XAUD, H. A. M.; MARTINS, F. DA S. R. V.; Dos SANTOS, J. R. Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 294, p. 97-106, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.036>

ZIMMERMAN, B. L.; KORMOS, C. F. Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. **BioScience**, v. 62, n. 5, p. 479-487, 2012. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.5.9>.

## APÊNDICE

**Apêndice 1.** Lista de espécies identificadas nas áreas monitoradas (T0; T2; T4), considerando os inventários amostrais realizados em 1981, 1983, 1987, 1989, 1995, 2008 e 2012, na área experimental do Km 114, na Floresta Nacional do Tapajós, Amazônia Pará, Brasil.

Nome Científico	Família	T0	T2	T4
<i>Abarema cochleata</i> (Willd.) Barneby & J.W.Grimes	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	X
<i>Aegiphila</i> sp.	Lamiaceae		X	X
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	Opiliaceae	X		X
<i>Agonandra silvatica</i> Ducke.	Opiliaceae	X	X	
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	Leguminosae-Mimosoidae	X		
<i>Alexa grandiflora</i> Ducke.	Leguminosae-Papilionoideae		X	X
<i>Allantoma decandra</i> (Ducke) S.A.Mori, Y.-Y.Huang & Prance.	Lecythydaceae	X	X	X
<i>Allantoma lineata</i> (Mart. & O. Berg) Miers	Lecythydaceae	X		
<i>Allophylus</i> sp.	Sapindaceae	X		X
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	X		X
<i>Ambelania acida</i> Aubl.	Apocynaceae	X	X	X
<i>Ampelocera edentula</i> Kuhlman.	Ulmaceae	X	X	X
<i>Amphiodon effusus</i> Huber	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Amphirrhox longifolia</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	Violaceae	X	X	X
<i>Anacardium giganteum</i> W.Hancock ex Engl.	Anacardiaceae	X	X	X
<i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez	Lauraceae		X	X
<i>Aniba rosaeodora</i> Ducke	Lauraceae	X		X
<i>Aniba</i> spp.	Lauraceae	X	X	X
<i>Aniba williamsii</i> O. C. Schmidt.	Lauraceae	X		X
<i>Annona ambotay</i> Aubl.	Annonaceae	X	X	X
<i>Annona densicoma</i> Mart.	Annonaceae	X	X	X
<i>Annona</i> sp.	Annonaceae	X		
Não identificada	Annonaceae	X	X	X
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss) Baill.	Euphorbiaceae	X	X	X
<i>Apeiba albiflora</i> Ducke	Malvaceae	X	X	X
<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	Malvaceae	X		
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Malvaceae			X
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	
<i>Aspidosperma carapanauba</i> Pichon	Apocynaceae	X	X	X
<i>Aspidosperma desmanthum</i> Benth. ex Müll.Arg.	Apocynaceae	X	X	X
<i>Aspidosperma oblongum</i> A.DC.	Apocynaceae	X	X	X
<i>Aspidosperma</i> sp.	Apocynaceae		X	X
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae	X	X	X

Nome Científico	Família	T0	T2	T4
<i>Astronium lecointei</i> Ducke.	Anacardiaceae	X	X	X
<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	Moraceae	X	X	X
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana.	Melastomataceae	X	X	X
<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Lecythidaceae	X	X	X
<i>Bixa arborea</i> Huber.	Bixaceae	X	X	X
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E.Fr.	Annonaceae	X	X	X
<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth.	Leguminosae- Papilionoideae			X
<i>Brosimum acutifolium</i> Huber.	Moraceae	X	X	
<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg.	Moraceae	X	X	X
<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke.	Moraceae	X	X	X
<i>Brosimum potabile</i> Ducke.	Moraceae	X	X	X
<i>Buchenavia grandis</i> Ducke.	Combretaceae	X	X	X
<i>Buchenavia parvifolia</i> Ducke.	Combretaceae	X	X	X
<i>Byrsonima aerugo</i> Sagot	Malpighiaceae	X		X
<i>Byrsonima crispa</i> A. Juss.	Malpighiaceae	X	X	X
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Calophyllaceae	X	X	X
<i>Camponeura ulei</i> Warb.	Myristicaceae	X	X	
<i>Capirona decorticans</i> Spruce.	Rubiaceae	X	X	X
<i>Caraipa punctulata</i> Ducke.	Calophyllaceae	X		X
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	X	X	X
<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	Caryocaraceae	X	X	X
<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	Caryocaraceae	X	X	X
<i>Casearia aculeata</i> Jacq.	Salicaceae	X		X
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Salicaceae	X	X	X
<i>Casearia guianensis</i> (Aubl.) Urb.	Salicaceae		X	
<i>Casearia javitensis</i> Kunth.	Salicaceae	X	X	X
<i>Casearia sp.</i>	Salicaceae	X	X	X
<i>Cassia fastuosa</i> Willd. ex Benth.	Leguminosae- Caesalpinoideae			X
<i>Cassipourea guianensis</i> Aubl.	Rhizophoraceae	X		
<i>Castilla ulei</i> Warb.	Moraceae	X	X	X
<i>Cecropia distachya</i> Huber.	Urticaceae	X	X	X
<i>Cecropia palmata</i> Willd.	Urticaceae	X	X	X
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Urticaceae	X	X	X
<i>Cedrela odorata</i> L.	Meliaceae	X		X
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Malvaceae		X	X
<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke	Olacaceae	X	X	X
<i>Chimarrhis turbinata</i> DC.	Rubiaceae	X	X	X
<i>Chrysophyllum argenteum</i> subsp. auratum (Miq.) T.D.Penn.	Sapotaceae	X		
<i>Chrysophyllum cuneifolium</i> (Rudge) A.DC.	Sapotaceae	X	X	X
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	Sapotaceae	X	X	X

Nome Científico	Família	T0	T2	T4
<i>Chrysophyllum sp.</i>	Sapotaceae	X	X	X
<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg.	Moraceae	X	X	X
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	Moraceae	X		X
<i>Clavija lancifolia</i> Desf.	Primulaceae	X	X	X
<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	Polygonaceae	X		
<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	X	X	X
<i>Connarus erianthus</i> Benth. ex Baker	Connaraceae	X		
<i>Connarus perrottetii</i> var. <i>angustifolius</i> Radlk.	Connaraceae	X		
<i>Connarus ruber</i> var. <i>sprucei</i> (Baker) Forero	Connaraceae	X	X	X
<i>Copaifera multijuga</i> Hayne.	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	X
<i>Cordia goeldiana</i> Huber	Boraginaceae		X	X
<i>Cordia spp.</i>	Boraginaceae	X	X	X
<i>Couepia robusta</i> Huber	Chrysobalanaceae	X	X	X
<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	Lecythidaceae	X		X
<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke & Kunth.	Lecythidaceae	X	X	X
<i>Couratari stellata</i> A.C.Sm.	Lecythidaceae	X	X	X
<i>Coussarea albescens</i> (DC.) Müll.Arg.	Rubiaceae			X
<i>Coussarea paniculata</i> (Vahl) Standl.	Rubiaceae	X	X	X
<i>Cupania spp.</i>	Sapindaceae	X	X	X
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith.	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	X
<i>Dinizia excelsa</i> Ducke.	Leguminosae-Mimosoidae		X	X
<i>Diospyros capreifolia</i> Mart. ex Hiern	Ebenaceae	X	X	X
<i>Diospyros vestita</i> Benoist	Ebenaceae	X	X	X
<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	Leguminosae-Papilionoideae		X	X
<i>Dodecastigma integrifolium</i> (Lanj.) Lanj. & Sandwith	Euphorbiaceae	X		X
<i>Drypetes variabilis</i> Uittien.	Putranjivaceae	X	X	X
<i>Duguetia cauliflora</i> R.E.Fr.	Annonaceae		X	X
<i>Duguetia echinophora</i> R.E.Fr.	Annonaceae	X	X	X
<i>Duguetia longicuspis</i> Benth	Annonaceae		X	
<i>Duguetia surinamensis</i> R.E.Fr.	Annonaceae		X	X
<i>Dulacia guianensis</i> (Engl.) Kuntze.	Olacaceae	X		
<i>Duroia macrophylla</i> Huber.	Rubiaceae	X	X	X
<i>Duroia micrantha</i> (Ladbr.) Zarucchi	Rubiaceae	X	X	X
<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	Sapotaceae		X	
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	Sapotaceae	X	X	X
<i>Ecclinusa sp.</i>	Sapotaceae	X		
<i>Emmotum fagifolium</i> Desv. ex Ham.	Icacinaceae	X	X	X
<i>Endlicheria sp.</i>	Lauraceae	X		

Nome Científico	Família	T0	T2	T4
<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	Humiriaceae	X	X	X
<i>Enterolobium maximum</i> Ducke.	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Ephedranthus sp.</i>	Annonaceae	X	X	
<i>Eriotheca longipedicellata</i> (Ducke) A.Robyns.	Malvaceae	X	X	X
<i>Erisma uncinatum</i> Warm.	Vochysiaceae	X	X	X
<i>Eschweilera amazonica</i> R.Knuth.	Lecythidaceae	X	X	X
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	Lecythidaceae	X	X	X
<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith.	Lecythidaceae	X	X	X
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	Lecythidaceae	X	X	X
<i>Eschweilera sp.</i>	Lecythidaceae	X	X	X
<i>Eugenia belemitana</i> McVaugh.	Myrtaceae	X		X
<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	Myrtaceae	X	X	X
<i>Eugenia lambertiana</i> DC.	Myrtaceae	X	X	X
<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	Myrtaceae	X	X	X
<i>Eugenia sp.</i>	Myrtaceae	X	X	X
<i>Euphorbiaceae sp.</i>	Euphorbiaceae	X		
<i>Exellodendron barbatum</i> (Ducke) Prance	Chrysobalanaceae	X		
<i>Exostyles amazonica</i> Yakovlev.	Leguminosae-Papilionoideae	X		
<i>Faramea anisocalyx</i> Poepp. & Endl.	Rubiaceae			X
<i>Ferdinandusa elliptica</i> (Pohl) Pohl	Rubiaceae	X		
<i>Ficus sp.</i>	Moraceae			X
<i>Fusaea longifolia</i> (Aubl.) Saff.	Annonaceae	X	X	X
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	Rutaceae	X		
<i>Garcinia macrophylla</i> Mart.	Clusiaceae	X	X	X
<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel.	Clusiaceae	X	X	X
<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Apocynaceae	X	X	X
<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke.	Euphorbiaceae	X	X	X
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	Goupiaceae	X	X	X
<i>Guarea carinata</i> Ducke	Meliaceae	X	X	X
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Meliaceae		X	X
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	Meliaceae	X		
<i>Guarea silvatica</i> C.DC.	Meliaceae	X	X	X
<i>Guarea spp.</i>	Meliaceae	X		
<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R.A.Howard	Annonaceae	X	X	X
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	Annonaceae	X	X	X
<i>Guatteria sp.</i>	Annonaceae			X
<i>Gustavia augusta</i> L.	Lecythidaceae	X		X
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae	X	X	X
<i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.Gentry)S.Grose	Bignoniaceae	X	X	X
<i>Heisteria sp.</i>	Olacaceae			X

Nome Científico	Família	T0	T2	T4
<i>Helicostylis pedunculata</i> Benoist.	Moraceae	X	X	X
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby.	Moraceae	X	X	X
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	X	X	X
<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	Apocynaceae	X	X	X
<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	Chrysobalanaceae	X		X
<i>Homalium</i> sp.	Salicaceae	X	X	
<i>Homalolepis cedron</i> (Planch.) Devecchi & Pirani	Simaroubaceae	X	X	X
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	X
<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	X
<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd..	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Inga auristellae</i> Harms.	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Inga capitata</i> Desv.	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Inga</i> spp.	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Inga striata</i> Benth.	Leguminosae-Mimosoidae			X
<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	Myristicaceae	X	X	X
<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.	Myristicaceae	X	X	X
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don.	Bignoniaceae	X	X	X
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	Caricaceae	X	X	X
<i>Joannesia heveoides</i> Ducke	Euphorbiaceae		X	X
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby.	Lacistemataceae	X	X	X
<i>Lacmellea aculeata</i> (Ducke) Monach.	Apocynaceae	X	X	X
<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A.C.Sm.	Quiinaceae		X	
<i>Lacunaria jenmanii</i> (Oliv.) Ducke.	Quiinaceae	X	X	X
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler)	Salicaceae	X	X	X
Não identificada	Lauraceae	X	X	X
<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	Lecythidaceae	X	X	X
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori.	Lecythidaceae	X	X	X
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Lecythidaceae	X	X	
<i>Leonia</i> sp.	Violaceae	X		
<i>Licania canescens</i> Benoist	Chrysobalanaceae	X	X	X
<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Chrysobalanaceae	X	X	X
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	Lauraceae	X		
<i>Licania latifolia</i> Benth. ex Hook.f.	Chrysobalanaceae	X		X
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	Lauraceae			X
<i>Licaria crassifolia</i> (Poir.) P.L.R.Moraes	Lauraceae		X	X
<i>Licaria guianensis</i> Aubl.	Lauraceae	X		
<i>Licaria</i> spp.	Lauraceae	X	X	X

Nome Científico	Família	T0	T2	T4
<i>Lindackeria paraensis</i> Kuhl.	Achariaceae	X	X	X
<i>Liriosma</i> sp.	Olacaceae		X	
<i>Lissocarpa benthamii</i> Gürke	Ebenaceae	X	X	X
<i>Luehea speciosa</i> Willd.	Malvaceae	X	X	X
<i>Mabea speciosa</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae		X	X
<i>Malouetia</i> sp.	Apocynaceae	X		
<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach.	Sapotaceae	X		
<i>Manilkara</i> spp.	Sapotaceae	X	X	X
<i>Maquira guianensis</i> Aubl.	Moraceae	X	X	X
<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C.C.Berg.	Moraceae	X	X	X
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	Phyllanthaceae	X		X
Não identificada	Melastomataceae	X	X	X
<i>Melicoccus pedicellaris</i> (Radlk.) Acev.-Rodr.	Sapindaceae	X	X	X
<i>Metrodorea flavida</i> K.Krause.	Rutaceae	X		
<i>Mezilaurus duckei</i> van der Werff	Lauraceae	X	X	X
<i>Miconia poeppigii</i> Triana.	Melastomataceae	X	X	X
<i>Miconia pubipetala</i> Miq.	Melastomataceae	X	X	X
<i>Miconia ruficalyx</i> Gleason.	Melastomataceae	X	X	X
<i>Miconia</i> sp.	Melastomataceae	X	X	
<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre.	Sapotaceae	X	X	
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre.	Sapotaceae	X	X	X
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae	X	X	X
<i>Monteverdia</i> spp.	Celastraceae	X	X	X
Não identificada	Moraceae			X
<i>Mouriri brevipes</i> Hook..	Melastomataceae	X	X	X
<i>Mouriri nigra</i> (DC.) Morley.	Melastomataceae	X	X	X
<i>Mouriri</i> sp.	Melastomataceae	X		
<i>Myrcia paivae</i> O.Berg.	Myrtaceae	X	X	X
<i>Myrcia</i> sp.	Myrtaceae	X		X
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	X	X	X
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg.	Myrtaceae	X		
<i>Myrciaria</i> sp.	Myrtaceae	X		
Não identificada	Myrtaceae	X		
<i>Naucleopsis caloneura</i> (Huber) Ducke	Moraceae	X	X	X
<i>Naucleopsis glabra</i> Spruce ex Pittier	Moraceae	X		
<i>Nectandra cissiflora</i> Nees	Lauraceae			X
<i>Nectandra micranthera</i> Rohwer	Lauraceae	X	X	X
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	Nyctaginaceae	X	X	X
<i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav.	Nyctaginaceae	X		
<i>Neea ovalifolia</i> Spruce ex J.A.Schimidt	Nyctaginaceae	X		X
<i>Neea</i> sp.	Nyctaginaceae			X

Nome Científico	Família	T0	T2	T4
<i>Ocotea canaliculata</i> ( Rich.) Mez	Lauraceae			X
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	Lauraceae	X		
<i>Ocotea nigrescens</i> Vicent.	Lauraceae		X	X
<i>Ocotea</i> spp.	Lauraceae	X	X	X
<i>Onychopetalum amazonicum</i> R.E.Fr.	Annonaceae	X	X	X
<i>Ormosia coutinhoi</i> Ducke.	Leguminosae- Papilionoideae	X		
<i>Ormosia flava</i> (Ducke) Rudd.	Leguminosae- Papilionoideae	X	X	X
<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	Leguminosae- Papilionoideae	X	X	X
<i>Osteophloeum platyspermum</i> (Spruce ex A.DC.) Warb.	Myristicaceae			X
<i>Ouratea aquatica</i> (H.B.K.) Engl.	Ochnaceae	X	X	X
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	Ochnaceae	X		
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	X	X	X
<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	Leguminosae-Mimosoidae		X	X
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Parkia nitida</i> Miq.	Leguminosae-Mimosoidae	X		X
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	Leguminosae-Mimosoidae			X
<i>Parkia</i> sp.	Leguminosae-Mimosoidae		X	X
<i>Paypayrola grandiflora</i> Tul.	Violaceae	X	X	X
<i>Peltogyne paradoxa</i> Ducke.	Leguminosae- Caesalpinioideae	X		X
<i>Phyllanthus</i> sp.	Phyllanthaceae	X		
<i>Picramnia juniniana</i> J.F.Macbr.	Pricamniaceae		X	
<i>Platymiscium filipes</i> Benth.	Leguminosae- Papilionoideae	X		X
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	Rutaceae	X		
<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.	Urticaceae			X
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Urticaceae	X	X	X
<i>Pourouma minor</i> Benoist.	Urticaceae	X		X
<i>Pourouma ovata</i> Trécul	Urticaceae		X	X
<i>Pouteria anomala</i> (Pires) T.D.Penn.	Sapotaceae	X		
<i>Pouteria bilocularis</i> (H.K.A.Winkl.) Baehni	Sapotaceae	X	X	X
<i>Pouteria brachyandra</i> (Aubrév. & Pellegr.) T.D.Penn.	Sapotaceae	X		
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	Sapotaceae	X	X	X
<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	Sapotaceae	X	X	X
<i>Pouteria decorticans</i> T.D.Penn.	Sapotaceae		X	
<i>Pouteria egregia</i> Sandwith	Sapotaceae	X	X	X
<i>Pouteria filipes</i> Eyma	Sapotaceae			X
<i>Pouteria gongrijpii</i> Eyma	Sapotaceae	X		
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	Sapotaceae	X	X	X
<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	Sapotaceae	X	X	X
<i>Pouteria opposita</i> (Ducke) T.D.Penn.	Sapotaceae			X

Nome Científico	Família	T0	T2	T4
<i>Pouteria oppositifolia</i> (Ducke) Baehni	Sapotaceae	X	X	X
<i>Pouteria procera</i> (Mart.) K. Hammer	Sapotaceae	X		
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	Sapotaceae	X	X	X
<i>Pouteria</i> spp.	Sapotaceae	X	X	X
<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	Sapotaceae	X		
<i>Pouteria virescens</i> Baehni	Sapotaceae	X		
<i>Protium altsonii</i> Sandwith	Burseraceae			X
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Burseraceae	X	X	X
<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	X	X	X
<i>Protium goudotianum</i> (Tul.) Byng & Christenh.	Burseraceae		X	
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	Burseraceae	X	X	X
<i>Protium robustum</i> (Swart) D.M.Porter.	Burseraceae	X	X	
<i>Protium sagotianum</i> Marchand	Burseraceae	X		X
<i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl.	Burseraceae	X	X	X
<i>Protium trifoliatum</i> Engl.	Burseraceae	X		
<i>Protium unifoliolatum</i> Engl.	Burseraceae	X		
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	X	X	X
<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr.	Moraceae	X	X	X
<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> (Miq.) J.W.Grimes	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Psidium</i> sp.	Myrtaceae	X		
<i>Pterocarpus santalinoides</i> L'Hér. ex DC.	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Ptychopetalum olacoides</i> Benth.	Olacaceae			X
<i>Qualea gracilior</i> Pilg.	Vochysiaceae	X		
<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	Malvaceae	X	X	X
<i>Quiina amazonica</i> A.C.Sm.	Quiinaceae	X		
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Rubiaceae	X	X	X
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	X	X	X
<i>Rinorea neglecta</i> Sandwith.	Violaceae	X		
<i>Rinorea riana</i> Kuntze.	Violaceae	X	X	X
<i>Rinoreocarpus ulei</i> (Melch.) Ducke	Violaceae	X	X	X
<i>Rubiaceae</i> sp.	Rubiaceae			X
<i>Rudgea longiflora</i> Benth.	Rubiaceae			X
<i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marc.-Berti.	Vochysiaceae	X	X	X
<i>Sacoglottis amazonica</i> Mart.	Humiriaceae	X		
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Humiriaceae	X	X	X
<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	Euphorbiaceae	X	X	X
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sapindaceae			X
<i>Sapium marmieri</i> Huber	Euphorbiaceae		X	X
Não identificada	Sapotaceae	X	X	X
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Araliaceae	X	X	X

Nome Científico	Família	T0	T2	T4
<i>Schizolobium parahyba</i> var. <i>amazonicum</i> (Huber ex Ducke) Barneby	Leguminosae-Caesalpinioideae		X	X
<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	Caesalpinioideae			X
<i>Simaba guianensis</i> Aubl. subsp. <i>guianensis</i>	Simaroubaceae	X	X	
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae	X	X	X
<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC.	Siparunaceae	X	X	X
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	X	X	X
<i>Siparuna poeppigii</i> (Tul.) A.DC.	Siparunaceae	X		X
<i>Sloanea grandis</i> Ducke.	Elaeocarpaceae	X	X	X
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Elaeocarpaceae	X	X	X
<i>Sloanea porphyrocarpa</i> Ducke	Elaeocarpaceae			X
<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Solanaceae		X	
<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H.Karst.	Malvaceae	X		X
<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K.Schum.	Malvaceae	X	X	X
<i>Stryphnodendron polystachyum</i> (Miq.) Kleinh.	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	X
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	X
<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier.	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Swartzia corrugata</i> Benth.	Salicaceae		X	X
<i>Swartzia grandifolia</i> Bong. ex Benth.	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Swartzia laurifolia</i> Benth.	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Swartzia obscura</i> Huber	Leguminosae-Papilionoideae	X		
<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Swartzia recurva</i> Poepp.	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	
<i>Swartzia sp.</i>	Leguminosae-Papilionoideae	X		
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	Clusiaceae	X	X	X
<i>Symplocos guianensis</i> (Aubl.) Gürke.	Symplocaceae			X
<i>Tabebuia insignis</i> (Miq.) Sandwith	Bignoniaceae			X
<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll.Arg.	Apocynaceae	X	X	X
<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	X
<i>Tachigali glauca</i> Tul.	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	X
<i>Tachigali guianensis</i> (Benth.) Zarucchi & Herend.	Leguminosae-Caesalpinioideae	X	X	X
<i>Tachigali melinonii</i> (Harms) Zarucchi & Herend.	Leguminosae-Caesalpinioideae	X		
<i>Tachigali myrmecophylla</i> (Ducke) Ducke	Leguminosae-Caesalpinioideae		X	

Nome Científico	Família	T0	T2	T4
<i>Tachigali paraensis</i> (Huber) Barneby	Leguminosae-Caesalpinioideae	X		
<i>Talisia macrophylla</i> (Mart.) Radlk.	Sapindaceae	X	X	X
<i>Talisia sp.</i>	Sapindaceae		X	X
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	X	X	X
<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.	Dichapetalaceae	X	X	
<i>Taralea oppositifolia</i> Aubl.	Leguminosae-Papilionoideae			X
<i>Terminalia amazonia</i> (J.F.Gmel.) Exell.	Combretaceae	X	X	X
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart.	Burseraceae	X	X	X
<i>Theobroma cacao</i> L.	Malvaceae	X		
<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng.	Malvaceae	X	X	X
<i>Theobroma subincanum</i> Mart.	Malvaceae	X	X	X
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Anacardiaceae	X	X	X
<i>Tocoyena foetida</i> Poepp. & Endl.	Rubiaceae	X		
<i>Touroulia guianensis</i> Aubl.	Quiinaceae	X		
<i>Tovomita brevistaminea</i> Engl.	Clusiaceae	X		
<i>Tovomita sp.</i>	Clusiaceae	X		
<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	Burseraceae	X	X	X
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae		X	
<i>Trichilia lecointei</i> Ducke	Meliaceae		X	X
<i>Trichilia micrantha</i> Benth.	Meliaceae	X	X	X
<i>Trichilia spp.</i>	Meliaceae	X	X	X
<i>Vantanea sp.</i>	Humiriaceae	X	X	X
<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Vatairea paraensis</i> Ducke.	Leguminosae-Papilionoideae	X	X	X
<i>Vatairea sericea</i> (Ducke) Ducke	Leguminosae-Papilionoideae		X	X
<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	Myristicaceae	X	X	X
<i>Virola michelii</i> Heckel	Myristicaceae	X	X	X
<i>Virola multinervia</i> Ducke	Myristicaceae	X	X	X
<i>Virola sp.</i>	Myristicaceae	X		X
<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	Hypericaceae	X	X	X
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Hypericaceae		X	X
<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	Hypericaceae	X	X	X
<i>Vismia spp.</i>	Hypericaceae	X	X	X
<i>Vitex triflora</i> Vahl.	Lamiaceae	X	X	X
<i>Vochysia maxima</i> Ducke.	Vochysiaceae	X	X	X
<i>Vochysia surinamensis</i> Stafleu	Vochysiaceae			X
<i>Xylopia amazonica</i> R.E.Fr.	Annonaceae		X	
<i>Xylopia spp.</i>	Annonaceae	X	X	X
<i>Zanthoxylum pentandrum</i> (Aubl.) R.A.Howard	Rutaceae		X	X

<b>Nome Científico</b>	<b>Família</b>	<b>T0</b>	<b>T2</b>	<b>T4</b>
<i>Zollernia paraensis</i> Huber	Leguminosae- Papilionoideae		X	X
<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	Leguminosae-Mimosoidae	X	X	X
<i>Zygia ramiflora</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	Leguminosae-Mimosoidae		X	

## **SOBRE O AUTOR**

### **Darlison Fernandes Carvalho de Andrade**

#### **Formação:**

Engenheiro Florestal e Mestre em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA).

Analista Ambiental do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio - licenciado para cursar o Doutorado em Sociedade, Natureza e Desenvolvimento - PPGSND - da Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA.

#### **Área de atuação:**

Gestão de Unidades de Conservação; Monitoramento de áreas submetidas a extração seletiva de madeira; Fiscalização ambiental; Manejo florestal comunitário; Recuperação da vegetação arbórea após distúrbios antrópicos;

#### **Atuação profissional:**

Realização de pesquisas científicas; Realização de vistorias em empreendimentos florestais comunitários; Análise de processos administrativos; Fiscalização ambiental; Elaboração de projetos voltados a produção sustentável e projetos de pesquisa; Organização de eventos científicos;

Endereço para acessar Curriculum Lattes: <http://lattes.cnpq.br/9615988367709202>

## **SOBRE OS COLABORADORES**

### **João Ricardo Vasconcellos Gama**

Graduado em Engenharia Florestal pela Faculdade de Ciências Agrárias do Pará - FCAP (1996) - hoje Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Mestre em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Lavras (2000) e Doutor em Ciência Florestal pela Universidade Federal de Viçosa (2005). Atualmente é professor na área de Manejo Florestal da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), tem experiência em Manejo de Ecossistemas Florestais com ênfase em Sistemas Silviculturais, Inventário Florestal, Cadeia Produtiva de Produtos Florestais e Manejo de Produto Florestal Não Madeireiro. Líder do grupo de pesquisa de Manejo em Ecossistemas Amazônicos (MECA). Integra a equipe de docentes permanentes do Programa de Doutorado Sociedade, Natureza e Desenvolvimento da UFOPA.

**Endereço para acessar Curriculum Lattes:** <http://lattes.cnpq.br/9058536716453750>

### **Ademir Roberto Ruschel**

Possui graduação em Agronomia pela Universidade Federal de Santa Catarina (1997), Mestrado em Recursos Genéticos Vegetais pela Universidade Federal de Santa Catarina (2000) e Doutorado em Biologia (2005) com ênfase Genética de populações florestais na Westfälische Wilhelms-Universität, Münster-Alemanha. Atualmente (Nov.2006 - atual) é pesquisador na área de Silvicultura e Manejo Florestal da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), "CPATU" Embrapa Amazônia Oriental, Belém / PA. Tem experiência na área de botânica aplicada, atuando principalmente nos seguintes temas: Inventário florestal, genética populacional, restauração de áreas antropizadas e manejo florestal. Realizou vários trabalhos nas tipologias Florestais da Mata-Atlântica no sul do Brasil e atualmente Bioma Amazônico. É Professor pós-graduação em Ciências Florestais (PPGCF), UFRA. (Palavras chaves: Botânica florestal, Espécies madeireiras, Floresta Amazônica e Atlântica, Monitoramento da dinâmica florestal, Recuperação florestal, Silvicultura e Manejo florestal).

**Endereço para acessar Curriculum Lattes:** <http://lattes.cnpq.br/6636714035510120>

**João Olegário Pereira de Carvalho**

Engenheiro Florestal, pesquisador em ecologia de florestas naturais, silvicultura de florestas naturais e Manejo de Florestas Naturais Tropicais. Atualmente, Professor titular da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA. Bolsista de Pesquisa do CNPq desde 1993. Foi Professor Visitante Nacional Senior na UFRA (Bolsista da CAPES) de 2012 a 2016. Foi pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária? Embrapa por 32 anos (1978-2009), Professor Colaborador e Visitante do Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais da UFRA desde 1993, Pesquisador do Projeto de Desenvolvimento e Pesquisa Florestal - PRODEPEF (1975-1978). Obteve o título de doutor em Ciências Florestais pela Universidade de Oxford, na Inglaterra, em 1992. Publicou cerca de 250 trabalhos técnicos e científicos, incluindo artigos em periódicos científicos especializados, artigos nas séries da Embrapa, capítulos de livros, trabalhos completos e resumos em anais de eventos científicos. Possui 3 livros publicados e 2 livros editados. Tem participado em diversos eventos científicos tanto no Brasil como no exterior. Orientou mais de 120 trabalhos científicos, incluindo teses de doutorado, dissertações de mestrado, monografias de especialização, trabalhos de iniciação científica e outros trabalhos profissionalizantes, na área de Recursos Florestais e Engenharia Florestal. Participou de mais de 120 bancas examinadoras, incluindo dissertações de mestrado, teses de doutorado e concursos públicos. Recebeu 5 prêmios e ou homenagens. É líder do Grupo de Pesquisa Ciência Florestal na Amazônia. Em suas atividades profissionais interagiu com mais de 50 colaboradores em co-autorias de trabalhos científicos.

**Endereço para acessar Curriculum Lattes:** <http://lattes.cnpq.br/0989611785962681>

**Lia de Oliveira Melo**

Possui graduação em Engenharia Florestal pela Universidade Federal Rural da Amazônia (1990), mestrado em Biologia Ambiental pela Universidade Federal do Pará (1995) e doutorado em Ciências Florestais pela Universidade de São Paulo (2005). Iniciou a carreira docente em 1992. Atualmente é professor Titular da Universidade Federal do Oeste do Pará. Tem experiência na área de Recursos Florestais e Engenharia Florestal, com ênfase em Manejo de Florestas Naturais e Crescimento e Produção de Floresta, atuando principalmente nos seguintes temas: inventário florestal, dinâmica de crescimento de florestas, diversidade florística e manejo de capoeiras.

**Endereço para acessar Curriculum Lattes:** <http://lattes.cnpq.br/7141186898784095>

**Angela Luciana de Avila**

Doutorado em Chair of Silviculture pelo Universität Freiburg, Alemanha (2017).

Pesquisadora do Forest Research Institute Baden-Württemberg - Freiburg, Germany, Alemanha.

**Endereço para acessar Curriculum Lattes:** <http://lattes.cnpq.br/5560697468860684>

**Gustavo Schwartz**

Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) em 1999, mestrado em Ecologia pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) em 2001 e doutorado em Ecologia e Manejo Florestal pela Universidade de Wageningen (WUR) na Holanda em 2013. Atualmente é Pesquisador A na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Unidade Amazônia Oriental em Belém (PA) e Docente Permanente no Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), Campus de Belém. Desenvolve pesquisas em Ecologia (Populações e Comunidades), Manejo, Silvicultura, Recuperação e Conservação de Florestas Tropicais.

**Endereço para acessar Curriculum Lattes:** <http://lattes.cnpq.br/0774787368316223>

**Milton Kanashiro**

Formado em Eng. Florestal pela Escola Superior de Agricultura Luíz de Queiroz, ESALQ-USP (Piracicaba-SP 1978), mestrado em Forestry - North Carolina State University - NCSU (Raleigh, NC USA1987) e doutorado em Forestry - mesma NCSU (1990). Área de atuação Silvicultura, Genética e Conservação de Recursos Florestais Nativos, atuando principalmente em: manejo florestal, diversidade e conservação de espécies e da estrutura genética populacional, para conservação de Florestas e Desenvolvimento Local Sustentável.

**Endereço para acessar Curriculum Lattes:** <http://lattes.cnpq.br/5044957519169942>

**Alan Filipe de Souza Oliveira**

Doutorando em ecologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). É graduado em ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (2012) e mestre em ecologia pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) (2015). Tem experiência na área de zoologia e ecologia de anfíbios e répteis com ênfase nos ambientes de Caatinga, Mata Atlântica, Amazônia e Restinga, bem como em ecologia geral através de pesquisas realizadas junto ao Laboratório de Anfíbios e Répteis da UFRN (LAR - UFRN), o qual colabora desde 2009 e Laboratório de Ecologia e Evolução de Vertebrados do INPA (LEEVI - INPA) desde 2015.

**Endereço para acessar Curriculum Lattes:** <http://lattes.cnpq.br/2599632914766203>

**Daniele Lima da Costa**

Mestranda em Ciências Florestais na Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO). Engenheira Florestal, pela Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) e Bacharela em Ciências Agrárias pela Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA). Foi bolsista de Iniciação Científica CNPq e bolsista de Iniciação Científica UFOPA, atuando também como bolsista em Projeto de Extensão pela UFOPA. Atuou como monitora na disciplina de Mensuração Florestal. Atualmente participa do Laboratório de Manejo de Ecossistemas Florestais (LAMEF) da UFOPA, realizando atividades de pesquisa.

**Endereço para acessar Curriculum Lattes:** <http://lattes.cnpq.br/2362583878091864>

**Misael Freitas dos Santos**

Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Estadual do Centro-Oeste. Possui graduação em Engenharia Florestal (2018) e graduação Interdisciplinar em Ciências Agrárias, com ênfase em Recursos Florestais (2017), pela Universidade Federal do Oeste do Pará. Atualmente realiza atividades de pesquisa vinculado ao Laboratório de Manejo de Ecossistemas Florestais (LAMEF/UFOPA) e integra o grupo de pesquisa de Manejo em Ecossistemas Amazônicos (MECA). Possui afinidade com o tema Manejo de recursos florestais madeireiros e não madeireiros, com ênfase em Dendrometria e Inventário Florestal e Estrutura e Valoração de Florestas.

**Endereço para acessar Curriculum Lattes:** <http://lattes.cnpq.br/9089157724979683>