



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

LEONARDO CAMPOS VELOSO

**DINÂMICA PÓS EXPLORAÇÃO E MODELAGEM DA MORTALIDADE DE
ÁRVORES EM UMA FLORESTA MANEJADA NO MUNICÍPIO DE
PARAGOMINAS, PARÁ**

BELÉM-PARÁ
2020

LEONARDO CAMPOS VELOSO

**DINÂMICA PÓS EXPLORAÇÃO E MODELAGEM DA MORTALIDADE DE
ÁRVORES EM UMA FLORESTA MANEJADA NO MUNICÍPIO DE
PARAGOMINAS, PARÁ**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia – Campus Belém, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Ciências Florestais, para obtenção do título de Mestre.
Orientador: Dr. José Natalino Macedo Silva
Co-orientadores: Dr. Lucas José Mazzei de Freitas,
Dr. Rodrigo Geroni Mendes Nascimento

BELÉM-PARÁ
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

V432d Veloso, Leonardo Campos
DINÂMICA PÓS EXPLORAÇÃO E MODELAGEM DA MORTALIDADE DE ÁRVORES
EM UMA FLORESTA MANEJADA NO MUNICÍPIO DE PARAGOMINAS, PARÁ / Leonardo
Campos Veloso. - 2020.
77 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Ciências Florestais
(PPGCF), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia,
Belém, 2020.

Orientador: Prof. Dr. José Natalino Macedo Silva

Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo Geroni Mendes Nascimento.

1. Sustentabilidade da floresta. 2. Exploração madeireira. 3. Árvores danificadas. 4.
Modelagem de mortalidade. I. Silva, José Natalino Macedo, orient. II. Título

634.9209811

CDD


LEONARDO CAMPOS VELOSO

**DINÂMICA PÓS EXPLORAÇÃO E MODELAGEM DA MORTALIDADE DE
ÁRVORES EM UMA FLORESTA MANEJADA NO MUNICÍPIO DE
PARAGOMINAS, PARÁ**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia – Campus Belém, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Ciências Florestais, para obtenção de título de Mestre.

Aprovado em outubro de 2020

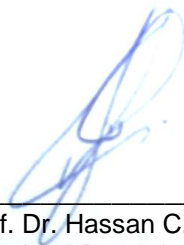
BANCA EXAMINADORA



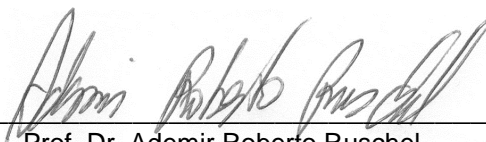
Prof. Dr. José Natalino Macedo Silva
Orientador
Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA



Prof. Dr. Edson Marcos Leal Soares Ramos
Universidade Federal do Pará - UFPA



Prof. Dr. Hassan C. David
Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA



Prof. Dr. Ademir Roberto Ruschel
Embrapa Amazônia Oriental

AGRADECIMENTOS

A conclusão desse mestrado em Ciências florestais é uma realização pessoal e profissional da qual muito me orgulho. Foi uma trajetória de muita dedicação onde estive cercado de pessoas que contribuíram para meus conhecimentos e sucesso.

Primeiro agradeço a Deus que me deu forças nos momentos de aflição e incertezas. Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) pela oportunidade de cursar o mestrado em Ciências Florestais.

Aos responsáveis pelo Laboratório de mensuração e manejo dos recursos florestais – LABFOR, local onde fiz parte do meu processamento de dados e treinei as apresentações dos meus projetos de pesquisa com o grupo do laboratório.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa de estudo.

Agradeço a Embrapa Amazônia Oriental pela oportunidade de desenvolver este trabalho, disponibilizando os dados de inventário da área da área de estudo e também a CKBV Florestal Ltda. por ter me disponibilizado sua equipe de campo.

Agradeço aos meus orientadores Dr. José Natalino Macedo Silva, Dr. Rodrigo Geroni Mendes Nascimento e Dr. Lucas José Mazzei de Freitas, que disponibilizaram seu tempo para tirar minhas dúvidas e me orientar no processamento de dados.

Agradeço aos professores doutores Paulo Luiz Contente de Barros, Edson Marcos Leal Soares Ramos e Hassan C. David pelas orientações e sugestões na ocasião de minha qualificação.

Aos meus pais, Luiz Miranda Veloso e Maria Oneide de Campos Veloso, que são meus alicerces na busca da realização de meus sonhos. Influenciaram na formação do meu caráter e sempre se desdoblaram para conseguir me proporcionar uma educação de qualidade em ótimos colégios. À minha irmã Erika Alinne Campos Veloso que sempre me apoiou e auxiliou na decisão de escolha do curso.

À minha namorada Altairley Mendonça Freires, que vem tendo paciência e companheirismo comigo desde a graduação, onde a conheci e desde então temos compartilhado todos os bons e maus momentos juntos. Além de apoio emocional ajudou-me no desenvolvimento e organização desse projeto.

Aos meus amigos da pós-graduação e da graduação que me apoiaram e incentivaram na conclusão do mestrado, em especial ao João Victor Paixão de Sousa meu amigo de estudos e lazer.

RESUMO

A exploração florestal, ainda que bem planejada, causa danos às árvores remanescentes, podendo levar à mortalidade de algumas delas. O entendimento das circunstâncias que influenciam a mortalidade dessas árvores pode auxiliar no planejamento das atividades exploratórias, visando reduzir esse impacto e contribuir para a sustentabilidade do manejo florestal. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo quantificar o efeito dos danos causados pela exploração florestal na mortalidade de árvores e calcular a probabilidade de mortalidade para as árvores remanescentes em cada categoria de dano sofrido, em uma floresta tropical manejada. O estudo foi realizado em uma área experimental situada em uma unidade de manejo florestal na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, estado do Pará. Foram instaladas 18 parcelas permanentes de 1 ha cada, onde se fez um censo das árvores com diâmetro na altura do peito (DAP) ≥ 20 cm. As árvores com $10 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 20$ cm foram medidas em duas sub-parcelas contíguas de 25m x 25 m escolhidas de forma aleatória no interior de cada parcela. Foram realizadas sete medições: em 2004 (antes da exploração), 2005 (após a exploração), 2006, 2008, 2010, 2012 e 2014. A modelagem de mortalidade foi realizada utilizando-se o modelo "logit" em função de variáveis individuais e de povoamento da floresta. Para ajuste desse modelo foram escolhidas aleatoriamente treze parcelas com árvores de DAP ≥ 20 cm, as cinco restantes foram utilizadas para validação por comparação gráfica e teste de comparação de médias *t* Student. Observou-se com a pesquisa que a taxa anual de mortalidade de árvores foi máxima no ano da exploração madeireira, com valores de 16,8% para as árvores com $10 \leq \text{DAP} < 20$ cm e de 9,9% para aquelas com DAP ≥ 20 cm, em comparação aos dados do inventário pré exploratório. A taxa de mortalidade reduziu com o passar dos anos após a exploração, alcançando no décimo ano valor aproximado de 3% para esses dois grupos de DAP. Observou-se por teste de comparação de médias a 95% de nível de confiança que a mortalidade das árvores danificadas é mais expressiva que as das não danificadas e que a partir do quarto ano após a exploração a taxa média entre elas se iguala. O modelo de mortalidade individual de árvores indicou três variáveis explicativas: categoria de dano (CD), densidade de árvores por parcela (N) e anos pós exploração (APE). Dentre as categorias de danos como com maior probabilidade de mortalidade no primeiro ano após a exploração, destacam-se as árvores com tronco quebrado em altura $< 3\text{m}$ (T1), com 64%. Com base nos resultados aceitou-se a hipótese de que em até dez anos após a exploração a taxa média de mortalidade de árvores danificadas e não danificadas se iguala. Devido à alta variabilidade da taxa média de mortalidade nas categorias de dano rejeitou-se a hipótese de que a probabilidade de morte das árvores remanescentes danificadas é igual, independentemente da categoria de dano sofrido.

Palavras-chave: Sustentabilidade; Exploração madeireira; Árvores danificadas; Modelagem de mortalidade.

ABSTRACT

Forest exploitation, although well planned, causes damage to the remaining trees, which can lead to the mortality of some of them. Understanding the circumstances that influence the mortality of these trees can help in planning exploratory activities, aiming to reduce this impact and contribute to the sustainability of forest management. In this context, this study aimed to quantify the effect of damage caused by forest exploitation on tree mortality and calculate the probability of mortality for the remaining trees in each category of damage suffered, in a managed tropical forest. The study was carried out in an experimental area located in a forest management unit at Fazenda Rio Capim, municipality of Paragominas, state of Pará. 18 permanent plots of 1 ha each were installed, where a census of trees with a diameter at the height of chest (DBH) ≥ 20 cm. Trees with $10 \text{ cm} \leq \text{DBH} < 20 \text{ cm}$ were measured in two contiguous 25m x 25m sub-plots chosen at random within each plot. Seven measurements were taken: in 2004 (before exploration), 2005 (after exploration), 2006, 2008, 2010, 2012 and 2014. Mortality modeling was performed using the "logit" model as a function of individual variables and of forest stand. To adjust this model, thirteen plots with DBH trees ≥ 20 cm were randomly chosen, the remaining five were used for validation by graphical comparison and Student t comparison test. It was observed with the research that the annual mortality rate of trees was maximum in the year of logging, with values of 16.8% for trees with $10 \leq \text{DBH} < 20 \text{ cm}$ and 9.9% for those with $\text{DBH} \geq 20 \text{ cm}$, compared to data from the pre-exploratory inventory. The mortality rate decreased over the years after exploration, reaching an approximate value of 3% in the tenth year for these two groups of PAD. It was observed by means of a comparison test of means at 95% confidence level that the mortality of damaged trees is more expressive than that of undamaged trees and that from the fourth year after the exploitation the average rate between them is equal. The individual tree mortality model indicated three explanatory variables: damage category (CD), density of trees per plot (N) and years after exploitation (APE). Among the categories of damage with the highest probability of mortality in the first year after logging, trees with broken trunk at height $< 3\text{m}$ (T1), with 64%, stand out. Based on the results, it was accepted the hypothesis that in up to ten years after the exploitation the average mortality rate of damaged and undamaged trees is equal. Due to the high variability of the average mortality rate in the damage categories, the hypothesis that the probability of death of the remaining damaged trees is equal is rejected, regardless of the damage category suffered.

Keywords: Sustainability; Logging; Damaged trees; Mortality modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de localização da UT14 - UPA 7 da Fazenda Rio Capim, município de Paragominas – PA	25
Figura 2: Média mensal da precipitação pluviométrica baseada em 19 anos de observações (1992-2010) na estação pluviométrica do município de Paragominas-PA.	26
Figura 3: Desenho esquemático das faixas com a distribuição aleatória das subparcelas (em cinza), na UT 14 da UPA 7, Fazenda Rio Capim Paragominas –PA	28
Figura 4: Volume das árvores mortas no período de 10 anos, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará	38
Figura 5: Distribuição diamétrica da taxa de mortalidade anual das árvores danificadas e não danificadas pela exploração no período de 2004 à 2014 em uma floresta manejada no município de Paragominas, Pará.....	39
Figura 6: Distribuição diamétrica da densidade de mortalidade das árvores danificadas e não danificadas pela exploração no período de 2004 à 2014 em uma floresta manejada no município de Paragominas, Pará.....	40
Figura 7: Taxa de mortalidade anual das árvores remanescentes na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.	41
Figura 8: Taxa de mortalidade anual e intervalo de confiança das árvores remanescentes danificadas e aparentemente não danificadas com $DAP \geq 20$ cm, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.....	44
Figura 9: Percentual de Árvores Danificadas Pela Exploração distribuídas por classe diamétrica, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará	45
Figura 10: Probabilidade de mortalidade individual estimada de árvores com $DAP \geq 20$ cm distribuídas por categorias de danos (CD) causados pela exploração madeireira	55
Figura 11: Comportamento médio de mortalidade de árvores sem danos, nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto.....	57
Figura 12: Comportamento médio de mortalidade de árvores da categoria de dano T1, nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto	58
Figura 13: Comportamento médio de mortalidade de árvores da categoria de dano T2 e T3, nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto..	59

Figura 14: Comportamento médio de mortalidade de árvores com Dano na Casca e Madeira (CM), nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto.....	60
Figura 15: Comportamento médio de mortalidade de árvores com Inclinação no Tronco (I), nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto	61
Figura 16: Comportamento médio de mortalidade de árvores com Raiz Arrancada (AR) nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto	62
Figura 17: Comportamento médio de mortalidade de árvores com Dano na Copa (C), nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Sistema silvicultural aplicado na Fazenda Rio Capim-Paragominas-PA...	27
Tabela 2: Protocolo de avaliação de danos das parcelas experimentais da UT 14 -UPA 7, Fazenda Rio Capim, Paragominas – PA.....	30
Tabela 3: Variáveis independentes testadas no modelo de mortalidade	34
Tabela 4: Mortalidade e recrutamento observados de árvores para o Grupo 1 ($10 \leq \text{DAP} < 20$ cm) na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.....	36
Tabela 5: Mortalidade e recrutamento observados de árvores do Grupo 2 ($\text{DAP} \geq 20$ cm) na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.	37
Tabela 6: Espécies com maior número de indivíduos mortos do Grupo 1 ($10 \leq \text{DAP} < 20$ cm) no período de 2004 a 2014, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.....	42
Tabela 7: Espécies com maior número de indivíduos mortos do Grupo 2 ($\text{DAP} \geq 20$ cm) no período de 2004 a 2014, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.....	43
Tabela 8: Árvores remanescentes danificadas e aparentemente não danificadas pela exploração mortas entre 2004-2014, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.....	46
Tabela 9: Densidade das árvores vivas antes da exploração, exploradas e as remanescentes danificadas, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará	47
Tabela 10: Distribuição anual e por categoria de dano da mortalidade de árvores com $10 \leq \text{DAP} < 20$ cm danificadas e aparentemente não danificadas pela exploração, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.....	48
Tabela 11: Distribuição anual e por categoria de dano da mortalidade de árvores com $\text{DAP} \geq 20$ cm danificadas e aparentemente não danificadas pela exploração, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará	49
Tabela 12: Análise de Desvio Por Regressão Passo a Passo	51
Tabela 13: AIC dos modelos de mortalidade combinados pela interação entre variáveis fixas e aleatórias	52
Tabela 14: Coeficientes do modelo de mortalidade para árvores com $\text{DAP} \geq 20$ cm	53

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1: Taxa de mortalidade anual (m) (SHEIL; MAY, 1996)	31
Equação 2: Área basal dos indivíduos, em $m^2 \cdot ha^{-1}$ (G) (MACHADO E FIGUEIREDO FILHO, 2014).....	31
Equação 3: Volume comercial dos indivíduos, em $m^3 \cdot ha^{-1}$ (V)	31
Equação 4: Média aritmética dos diâmetros por parcela (DM_j)	32
Equação 5: Diâmetro médio quadrático por parcela (DMQ_j)	32
Equação 6: Índice de BAL (“Basal Area in Larger trees”).....	33
Equação 7: Modelo Logístico de Probabilidade de Mortalidade.....	34
Equação 8: Função das variáveis explicativas	35

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	Questões e hipóteses científicas	16
1.2	Objetivo geral.....	16
1.3	Objetivos específicos.....	16
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	Manejo florestal sustentável	17
2.2	Danos da exploração florestal.....	18
2.3	Dinâmica florestal.....	19
2.3.1	Ingresso	19
2.3.2	Crescimento	20
2.3.3	Mortalidade.....	21
2.4	Modelagem de mortalidade	23
3	MÉTODOS	25
3.1	Área de estudo.....	25
3.2	O manejo florestal da Fazenda Rio Capim	26
3.3	Coleta de dados.....	28
3.3.1	Variáveis dendrométricas	28
3.3.2	Danos às árvores remanescentes devido à exploração	30
3.4	Análise de dados	30
3.4.1	Dinâmica de mortalidade de árvores	30
3.4.2	Teste de igualdade de médias entre a mortalidade de árvores danificadas e não danificadas ao longo de dez anos de monitoramento	31
3.4.3	Cálculo das variáveis independentes do modelo de mortalidade.....	32
3.4.4	Modelagem da probabilidade de mortalidade de árvore individual...	33
3.4.5	Validação do modelo de mortalidade	35

4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	36
4.1	Caracterização do comportamento da mortalidade	36
4.2	Árvores danificadas e não danificadas pela exploração florestal	43
4.3	Modelagem individual de mortalidade.....	50
4.4	Validação do modelo de mortalidade	56
5	CONCLUSÃO	64
6	RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS	65
7	REFERÊNCIAS.....	66

1 INTRODUÇÃO

A floresta amazônica desempenha um importante papel social, ambiental e econômico no setor florestal nacional e internacional. Isso faz com que a região amazônica detenha uma vasta fonte de recursos madeireiros e não madeireiros, apresentando um ecossistema com a maior biodiversidade do planeta (VIEIRA *et al.*, 2005). Por isso há uma constante pressão nacional e internacional direcionada para a conservação de seu ecossistema e da sua biodiversidade, buscando-se práticas sustentáveis que conciliem o uso dos seus recursos com a capacidade de regeneração da floresta (BECKER, 2005).

Do ponto de vista de seu uso para produtos madeireiros e não madeireiros, o Plano de Manejo Florestal (PMF) é fundamental para descrever e aplicar as atividades necessárias para assegurar a manutenção da floresta em pé e, concomitantemente, garantir uma produção contínua ao longo dos ciclos de produção (SABOGAL *et al.*, 2000). Para atingir esse objetivo, no caso da madeira, é necessário empregar técnicas de exploração de impacto reduzido, monitorar a dinâmica florestal e aplicar tratamentos silviculturais na floresta remanescente (SABOGAL *et al.*, 2000; SABOGAL *et al.*, 2006; ESPADA *et al.*, 2014).

Embora a exploração bem planejada apresente menor impacto à vegetação, quando comparada à exploração sem planejamento, estudos de monitoramento de florestas manejadas tem comprovado que a intensidade e o método de exploração madeireira ocasionam danos de curto a longo prazo, aumentando as taxas de mortalidade de árvores e interferindo na sustentabilidade do manejo florestal (ALDER; SILVA, 2000; GRAAF *et al.*, 1999; PHILLIPS *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 1995; SIST; FERREIRA, 2007; VANCLAY, 1989; WRIGHT *et al.*, 2010). Para que o manejo da floresta seja efetivamente sustentável, os danos pós colheita devem ser investigados cuidadosamente, com o objetivo de mensurar seus efeitos sobre a floresta remanescente e assim evitar prejuízos nas produções futuras após a colheita (MARTINS *et al.*, 2003).

As árvores remanescentes com danos no fuste, galhos e/ou raízes, apresentam expectativa de crescimento mais lento que as sadias e maior risco de morte, pois esses danos são facilitadores para entrada de patógenos na madeira, gerando infecções que podem tornar a árvore propensa a quebras, ao tombamento ou morte de forma direta (SCHMIDT, 2006; HILLIS, 2012). Essas árvores danificadas durante

a exploração florestal, também apresentam redução na qualidade da madeira (HAN; KELLOGG, 2000; CAMP, 2002; CUDZIK *et al.*, 2017; VASILIAUSKAS, 2001).

A exploração madeireira causa efeitos de curto e longo prazo às florestas naturais, tais como a redução do estoque de madeira e danos colaterais às árvores remanescentes. De acordo com Shenkin *et al.*, (2015), de 7 a 41% das árvores são mortas acidentalmente e 9 a 21% são danificadas. Estudos demonstram que mesmo com planejamento da exploração, as árvores remanescentes podem sofrer danos diretos causados pelas operações, como quebra do tronco e copa, inclinação do indivíduo, ruptura de casca e fuste, e tombamento (SIST; FERREIRA, 2007). As árvores danificadas que sobrevivem podem afetar o ciclo de carbono e a biodiversidade da floresta (SHENKIN *et al.*, 2015). Dessa forma o entendimento das circunstâncias que influenciam a mortalidade dessas árvores é necessário para sustentabilidade da colheita florestal (THORPE *et al.*, 2008).

O estudo do comportamento das árvores remanescentes a longo prazo permite compreender os efeitos da colheita na estrutura, função e composição da floresta, maior precisão nas estimativas de rendimento do estoque madeireiro e indicação das medidas silviculturais mais apropriadas para as áreas manejadas (SHENKIN *et al.*, 2015). Dessa forma, conhecer a probabilidade de sobrevivência de cada árvore é essencial para representar a progressão da floresta (ROSSI *et al.*, 2007). A mortalidade e sobrevivência de árvores são variáveis complementares. A vantagem de prever a sobrevivência é que ela, diferentemente da mortalidade, é um processo de Markov, ou seja, é um estado transitório (ROSSI *et al.*, 2007). Devido a isso, é comum a estimação da probabilidade de sobrevivência de árvores com características semelhantes (CAMPOS; LEITE, 2013).

Em se tratando da modelagem da dinâmica da floresta, nos modelos de árvores individuais, a árvore é a unidade básica usada para simular a mortalidade e gerar resultados detalhados da estrutura da floresta, podendo ser empregado para simular tratamentos silviculturais como o desbaste e a desrama (CAMPOS; LEITE, 2013). Neste trabalho o modelo de mortalidade individual foi usado para verificar o efeito da exploração sobre as árvores remanescentes danificadas e não danificadas.

1.1 Questões e hipóteses científicas

Questão (1): Em quanto tempo a taxa de mortalidade das árvores danificadas se assemelha as não danificadas?

Hipótese (1): Em até dez anos após a exploração a taxa média de mortalidade de árvores danificadas e não danificadas se iguala.

Questão (2): Qual a probabilidade individual de árvores remanescentes danificadas pela exploração morrerem em função da categoria de dano sofrido?

Hipótese (2): A probabilidade de morte das árvores remanescentes danificadas é igual, independentemente da categoria de dano sofrido.

1.2 Objetivo geral

Quantificar o efeito dos danos causados pela exploração florestal na mortalidade de árvores e calcular a probabilidade de mortalidade para as árvores remanescentes em cada categoria de dano sofrido, em uma floresta tropical manejada no município de Paragominas, Pará.

1.3 Objetivos específicos

- Caracterizar a dinâmica de mortalidade de árvores ao longo de 10 anos após a colheita.
- Identificar variáveis não-relacionados a dano, mas que predizem a mortalidade individual.
- Modelar a mortalidade de árvores remanescentes em função de variáveis individuais e do povoamento.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Manejo florestal sustentável

Manejo Florestal Sustentável, de acordo com a definição estabelecida na Lei Nº 12.651 de 2012, é a “administração da vegetação natural 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 ou não, de múltiplos produtos e subprodutos da flora, bem como a utilização de outros bens e serviços”.

Ao praticar o manejo é necessário aplicar técnicas silviculturais, que visam conduzir a floresta para uma colheita futura, estimulando a regeneração da área explorada, reduzir os desperdícios e controlar espécies indesejáveis que possam afetar a sustentabilidade da produção madeireira (JARDIM *et al.*, 2015). Para as florestas tropicais brasileiras, o sistema de manejo mais recomendado é o corte seletivo de indivíduos arbóreos, pois ele conserva a estrutura inequiana da floresta e simula a mortalidade natural. É um sistema planejado para ciclos de colheita contínuos, onde são retiradas árvores de diferentes classes diamétricas, a partir da avaliação da estrutura da floresta inicial (SOUZA; SOUZA, 2005).

Para promover a conservação da floresta e possibilitar um rendimento sustentado da produção madeireira, no final da década de 1970 foi introduzido na Amazônia brasileira a Exploração de Impacto Reduzido (EIR) (J.N.M.Silva comunicação pessoal 2020). Essa prática é caracterizada por um conjunto de procedimentos técnicos pré e pós-exploratórios destinados a conservar a estrutura e as funções ecológicas das florestas, reduzir os danos ambientais, custos operacionais e desperdícios da atividade de manejo florestal (HENDRISON, 1990; PINARD; PUTS, 1996; SIST *et al.*, 1998; HOLMES *et al.*, 2002, SABOGAL *et al.*, 2000; ZARIN *et al.*, 2007; HIRAI *et al.*, 2012). Dentre os principais procedimentos estão o corte de cipós, a liberação de copas para maior captação de luz, a condução da regeneração natural e o enriquecimento em clareiras (SILVA, 1989; YARED, 1993; SABOGAL *et al.*, 2000; GOMES *et al.*, 2010).

Devido aos altos investimentos iniciais com planejamento das atividades exploratórias, compra de equipamentos eficientes e treinamento de equipes, muitos empresários do ramo florestal não aderem às técnicas de EIR, por acreditarem que o

custo da madeira manejada é maior (ESPADA *et al.*, 2014). Entretanto, os estudos de HOLMES *et al.* (2004) comprovam que os custos de produção utilizando as práticas EIR são menores que na exploração sem planejamento, já que ao usar este conjunto de medidas planejadas, haverá menos desperdícios, maior otimização e menor tempo de máquinas trabalhando por unidade de volume de madeira (SABOGAL *et al.*, 2000; ESPADA *et al.*, 2014; FIGUEREDO *et al.*, 2016; FERREIRA DA SILVA *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2018).

2.2 Danos da exploração florestal

Na extração madeireira é feita a derrubada de árvores geralmente de grande porte, o que pode causar danos às árvores remanescentes (MILLER *et al.*, 2008). A extração de madeira não planejada causa danos excessivos a floresta remanescente e reduz o valor da floresta para a produção futura de madeira (PINARD *et al.*, 1995). Por outro lado, a exploração de impacto reduzido (EIR) utiliza métodos sustentáveis de exploração madeireira, com base no planejamento da atividade para minimizar os danos as árvores remanescente (Dykstra e Heinrich, 1996; Uhl *et al.*, 1997; FIGUEREDO *et al.*, 2016).

Os danos às árvores remanescentes variam de acordo com vários fatores, por exemplo: (i) intensidade da colheita, (ii) maquinário utilizado na extração de toras, (iii) diâmetro da árvore abatida, (iv) espécie, (v) direção de queda, (vi) presença de cipós na copa, (vii) inclinação do terreno, (viii) tipo de solo, (ix) experiência do operador de motosserra e do operador do skidder, (x) planejamento das trilhas de arraste, (xi) escolha das árvores a serem abatidas (realizadas no escritório), (xii) direção do vento no momento da derruba, (xiii) arquitetura da copa, (xiv) tortuosidade/inclinação da árvore abatida e outros fatores intrínsecos à exploração madeireira (SABOGAL *et al.*, 2000; PUTZ *et al.*, 2001; SABOGAL *et al.*, 2006; ESPADA *et al.*, 2014; CARVALHO *et al.*, 2017).

O efeito da exploração madeireira na produtividade da floresta pode durar vários anos, à medida que o dossel se regenera e as clareiras são preenchidas (MILLER *et al.*, 2008). A exploração por meio de plano de manejo afeta diferentes processos ecológicos, biogeoquímicos e micrometeorológicos (ASNER *et al.*, 2004). HOLMES *et al.* (2004) reportam que em uma floresta explorada seguindo os diferentes procedimentos de EIR, o procedimento de derruba de árvores é o maior causador de

mortalidade de árvores. Esses autores estudaram o impacto de danos em floresta e notaram que, a cada 100 árvores derrubadas, 34 árvores de espécies comerciais ou potencialmente comerciais, com DAP ≥ 35 cm e com boa forma, morreram devido aos danos.

São escassos os trabalhos que tratam do monitoramento a longo prazo de árvores danificadas em florestas manejadas. Dentre esses destacam-se os trabalhos de Alder e Silva (2000), Sist e Nguyen-Thé (2002), Phillips *et al.* (2003), Werger (2011) e Shenkin *et al.* (2015). Na ausência de dados de monitoramento de árvores a longo prazo, adotam-se estimativas de mortalidade com taxas elevadas nos primeiros cinco anos pós colheita. Essa taxa tende a reduzir gradativamente nos anos subsequentes, até se igualar a mortalidade do povoamento antes da exploração (CARVALHO, 1999; SILVA, 2004; SHENKIN *et al.*, 2015).

2.3 Dinâmica florestal

O estudo da dinâmica da floresta consiste em analisar as mudanças na estrutura e composição florestal ao longo do tempo, incluindo seu comportamento em resposta a distúrbios antropogênicos ou naturais (PRETZSCH, 2009). A dinâmica da floresta surge da interação de fatores crônicos e distúrbios transitórios dos parâmetros recrutamento, crescimento e mortalidade (MCDOWELL *et al.*, 2020). Estes parâmetros são mensurados por meio de inventários florestais contínuos, geralmente em parcelas permanentes monitoradas por períodos de médio a longo prazo. Esses dados possibilitam o entendimento do comportamento da comunidade florestal e por espécie (FIGUEIREDO FILHO *et al.*, 2010).

A predição confiável dos parâmetros de dinâmica florestal é imprescindível para implementação de tratamentos e medidas silviculturais adequadas para o manejo florestal sustentável (MENDONÇA, 2003). A partir dessas informações é possível definir o ciclo de corte do manejo florestal, a intensidade de colheita e a prescrição de tratamentos silviculturais nas florestas manejadas (ROCHA, 2001). Pode-se observar que a dinâmica é de extrema importância para o equilíbrio florestal, sobretudo ao considerar o uso sustentável dos recursos naturais (COLPINI *et al.*, 2010).

2.3.1 Ingresso

Ingresso pode ser definido como a “árvore viva que apresenta DAP menor que o nível de inclusão na j -ésima ocasião de monitoramento e que, na ocasião seguinte

($j+1$), representa DAP superior ou igual ao nível de inclusão” (SOUZA; SOARES, 2013). Dessa forma o ingresso pode ser entendido como o número de indivíduos arbóreos ou mudas que alcançam e/ou ultrapassam o tamanho mínimo predeterminado no inventário durante um determinado período (VANCLAY, 1994, LEXEROD; EID, 2005).

Segundo Clark *et al.* (1999), existem duas visões do ingresso para a dinâmica florestal. A primeira é que as espécies possuem recrutamento limitado, devido à baixa produção de sementes ou ineficiente estabelecimento de plântulas, acarretando em ausência ou raridade de espécies. A segunda visão atribui a limitação do recrutamento à influência da distribuição e qualidade dos microssítios e aos fatores ambientais que afetam o desenvolvimento e mortalidade de sementes e plântulas.

2.3.2 Crescimento

O crescimento das árvores é um processo de mudanças na forma e no tamanho do tronco, apresentando novas e contínuas camadas de lenho em todo o material lenhoso (CAMPOS; LEITE, 2013). Esse processo também pode ser calculado para as demais dimensões da árvore como o diâmetro, área basal, altura, volume, biomassa dentre outros (SCHAAF *et al.*, 2005). O crescimento pode ser definido de forma geral como aumento de dimensões de um ou mais indivíduos em determinada variação de tempo e é influenciado pelas características do ambiente (PRODAN *et al.*, 1997).

As formas mais usuais de mensuração do crescimento de um povoamento florestal são: Incremento Corrente Anual (ICA), refere-se ao aumento da produção calculado para cada ano de monitoramento; Incremento Médio Anual (IMA), representa à média do aumento da produção anual a partir da implantação do povoamento até uma idade particular; Incremento Periódico (IP), é a diferença de produção entre duas idades quaisquer; Incremento Periódico Anual (IPA), corresponde à diferença de produção entre duas idades dividida pelo período, em anos (CAMPOS; LEITE, 2013).

O crescimento de uma comunidade vegetal é resultado de complexas interações de forças opostas anabólicas como: metabolismo construtivo, fotossíntese, absorção de nutrientes e potencial biológico, e forças catabólicas como: competição, respiração, estresses, limitações de recursos, metabolismo destrutivo, entre outros (SOUZA; SOARES, 2013). O crescimento da árvore é influenciado por recursos como:

radiação, água e nutrientes, e por condições ambientais como: temperatura, acidez de solo e poluição do ar (PRETZSCH, 2009).

2.3.3 Mortalidade

Dentre os parâmetros de dinâmica florestal a mortalidade tem um papel fundamental, sendo definida como “o volume ou número de árvores que havia inicialmente e que morreram num determinado período” (CAMPOS; LEITE, 2013). A mortalidade pode ser classificada como regular (não catastrófica) ou irregular (catastrófica). A mortalidade regular é causada por competição de luz, água, espaço físico e nutrientes. As árvores mais vigorosas e adaptadas ao meio tendem a ter maior probabilidade de sobrevivência. A mortalidade irregular ocorre devido a fatores exógenos ou catastróficos, como: ataque de pragas, doenças, incêndios, e eventos de destruição pelo vento (CAMPOS; LEITE, 2013)

A mortalidade de árvores é fundamental para estudar a dinâmica florestal, a rotatividade do carbono acima do solo, a função e os serviços do ecossistema, biodiversidade, estrutura da floresta e padrões espaciais de produtividade e biomassa (STEPHENSON *et al.*, 2014; MALHI *et al.*, 2015; ANDEREGG *et al.*, 2016). Entretanto segundo Anderegg *et al.* (2016) “a mortalidade é mal monitorada em comparação com o crescimento e a produtividade das florestas devido à sua natureza altamente estocástica”.

Distúrbios moderados como perturbações naturais e colheitas parciais matam apenas parte do quantitativo de árvores, podendo aumentar a heterogeneidade estrutural do dossel e a penetração difusa da luz, redirecionando a luz, nutrientes e água para a vegetação vizinha, mecanismo que normalmente melhora o desempenho fotossintético e o crescimento das árvores remanescentes (OLIVER; LARSON, 1996; GOUGH *et al.*, 2013; ANDEREGG *et al.*, 2016).

Sabe-se que a mortalidade das árvores é distribuída de maneira desigual no tempo e no espaço e que quando causada pela competição de recursos entre indivíduos arbóreos gera, frequentemente, padrões aleatórios e dispersos de mortalidade (ANDEREGG *et al.*, 2016). Um dos principais contribuintes da mortalidade de árvores na Amazônia são as rajadas de vento somadas aos sistemas convectivos severos como linhas de instabilidade (MITCHELL, 2013; NEGRÓN-JUÁREZ *et al.*, 2018; RIFAI *et al.*, 2016). A mortalidade de árvores causada por ventos tem

geralmente autocorrelação espacial, já que uma grande árvore, ao cair pelo vento, pode matar ou danificar diretamente o seu vizinho ou influenciar indiretamente na probabilidade de sobrevivência de árvores vizinhas, devido à maior exposição às ventanias (RIFAI *et al.*, 2016).

A mortalidade pode ocorrer por causas naturais ou relacionadas ao homem. A mortalidade natural ainda pode ser dividida em (i) mortalidade regular, que ocorre quando as árvores crescem próximas umas das outras e por isso competem por fornecimento limitado de luz, água e nutrientes, sobrevivendo apenas as mais fortes e (ii) catastrófica, causadas por ataques de patógenos, parasitas e herbívoros, tempestades, rajadas de ventos, danos causados por fortes chuvas e exploração florestal (ROSSI *et al.*, 2007; CARVALHO, 1999; NEGRÓN-JUÁREZ *et al.*, 2018). A mortalidade de árvores também resulta das lesões induzidas durante as atividades de derruba e arraste de toras, já que, esses danos podem se tornar pontos de entrada de pragas e doenças nos indivíduos; perturbações no dossel e levar desvantagens para algumas espécies de árvores (VANCLAY, 1994).

A mortalidade ocasionada pela exploração florestal, isto é, relacionada ao homem, é causada principalmente pela derrubada e pelos danos resultantes da operação. Essa mortalidade é mais intensa no decorrer dos cinco primeiros anos após a colheita (CARVALHO, 1999; SILVA, 2004). Os padrões de ocorrência de mortalidade podem divergir em escala, frequência e severidade, e isso deve ser considerado quando da escolha de uma estratégia de modelagem da probabilidade de morte de uma árvore, espécie ou grupo de espécies (VANCLAY, 1994).

O conhecimento do comportamento de florestas exploradas é essencial para o planejamento de técnicas silviculturais que estimulem a regeneração de espécies comerciais depois da colheita, já que, os indivíduos remanescentes irão compor as colheitas futuras (GOMES *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2015). O entendimento das taxas e processos de mortalidade, recrutamento e crescimento de árvores em todas as classes diamétricas contribui para o conhecimento dos sistemas naturais, sendo muito importante para subsidiar planos de manejo florestal e detectar pressões no ecossistema (ROSSI *et al.*, 2007; COLPINI *et al.*, 2010; COSTA *et al.*, 2016).

De um modo geral, pesquisadores calculam e comparam a mortalidade anual por contagem absoluta de indivíduos mortos dividido pelo número de anos entre os inventários, considerando esse parâmetro constante ao longo do tempo. Sheil *et al.* 1995, chamaram a atenção para o fato de que não sendo a taxa de mortalidade das

árvores constante ao longo da existência da floresta, se faz necessário fórmulas mais robustas para comparações da mortalidade anual em períodos variados no tempo. Portanto, visando aumentar a precisão na estimativa da mortalidade anual da floresta Sheil e May (1996) desenvolveram uma fórmula para o cálculo da mortalidade, que possibilita gerar uma curva de tendência com o comportamento médio da variável para a floresta inventariada.

2.4 Modelagem de mortalidade

Modelos matemáticos são ferramentas muito úteis para auxiliar no entendimento da dinâmica florestal, pois são uma representação simplificada de um aspecto da realidade e permitem experimentação e construção de diferentes cenários, de acordo com as necessidades do estudo (VANCLAY, 1994; PRODAN *et al.*, 1997; WEISKITTEL *et al.*, 2011). Geralmente os modelos são usados para orientar seu usuário, possibilitando avaliar diversos cenários influenciados por ações específicas e examinar a sensibilidade de um sistema a presença ou ausência de um distúrbio (LANDSBERG, 2003). As principais características de um modelo eficaz são sua capacidade de serem genéricos, realísticos e precisos (MAESTRI *et al.*, 2013).

Modelos de mortalidade baseados em árvores individuais tem como utilidade ser uma das ferramentas de gestão de florestas tropicais (REIS *et al.*, 2016). Esses modelos mostram detalhes de cada árvore e fornecem informações sobre os processos e fatores relacionados à morte de árvores individuais, contribuindo para um melhor planejamento do manejo florestal (WUNDER *et al.*, 2008; ADAME *et al.*, 2010). Uma das principais dificuldades na modelagem da mortalidade é que vários fatores aleatórios podem causar a morte de árvores (VANCLAY, 1994).

A mortalidade regular das árvores pode ser explicada com base em características dendrométricas de grupos de árvores semelhantes ou por meio de características do povoamento como um todo. Há modelos que podem ser contruídos de forma integrada, relacionando variáveis individuais e do povoamento. Modelos de mortalidade geralmente são não lineares, devido ao evento morte ser atribuído a causas naturais e antrópicas, incluindo causas não catastróficas e catastróficas, sendo esta última a mais difícil de prever e mensurar (CAMPOS; LEITE, 2013). Existem várias funções não-lineares que podem ser usadas para modelagem de mortalidade, tais como as distribuições de probabilidade cumulativa, incluindo a

distribuição binomial negativa (regressão logística), a distribuição de Weibull e a distribuição Gama (ROSSI *et al.*, 2007).

Dentre os os métodos estatísticos para modelagem individual de mortalidade de árvores, a regressão logística é o mais usual, por expressar a relação biológica entre variáveis dependentes dicotômicas e as independentes (ROSSI *et al.*, 2007; CAMPOS; LEITE, 2013). Mortalidade e sobrevivência são variáveis complementares, sendo comum a estimação da probabilidade de sobrevivência de árvores semelhantes, cujos valores oscilam entre 0 e 1. Para estimar a probabilidade de árvores sobreviverem ao longo dos anos pode-se usar modelo logístico generalizado (CAMPOS; LEITE, 2013).

Para Vanclay (1995) a melhor forma de modelar a mortalidade em florestas tropicais é por meio de função logística ajustada aos dados de árvores individuais. Em modelos de árvores individuais, a árvore é a unidade de modelagem utilizado para simular o crescimento, ingressos e mortalidade, considerando algum nível de competição. Portanto, esses modelos se aproximam da complexidade do ecossistema da floresta tropical, e permitem a simulação de diferentes intervenções de colheita florestal (ALDER; SILVA, 2000; AZEVEDO *et al.*, 2008; PHILLIPS *et al.*, 2004; REIS *et al.*, 2018).

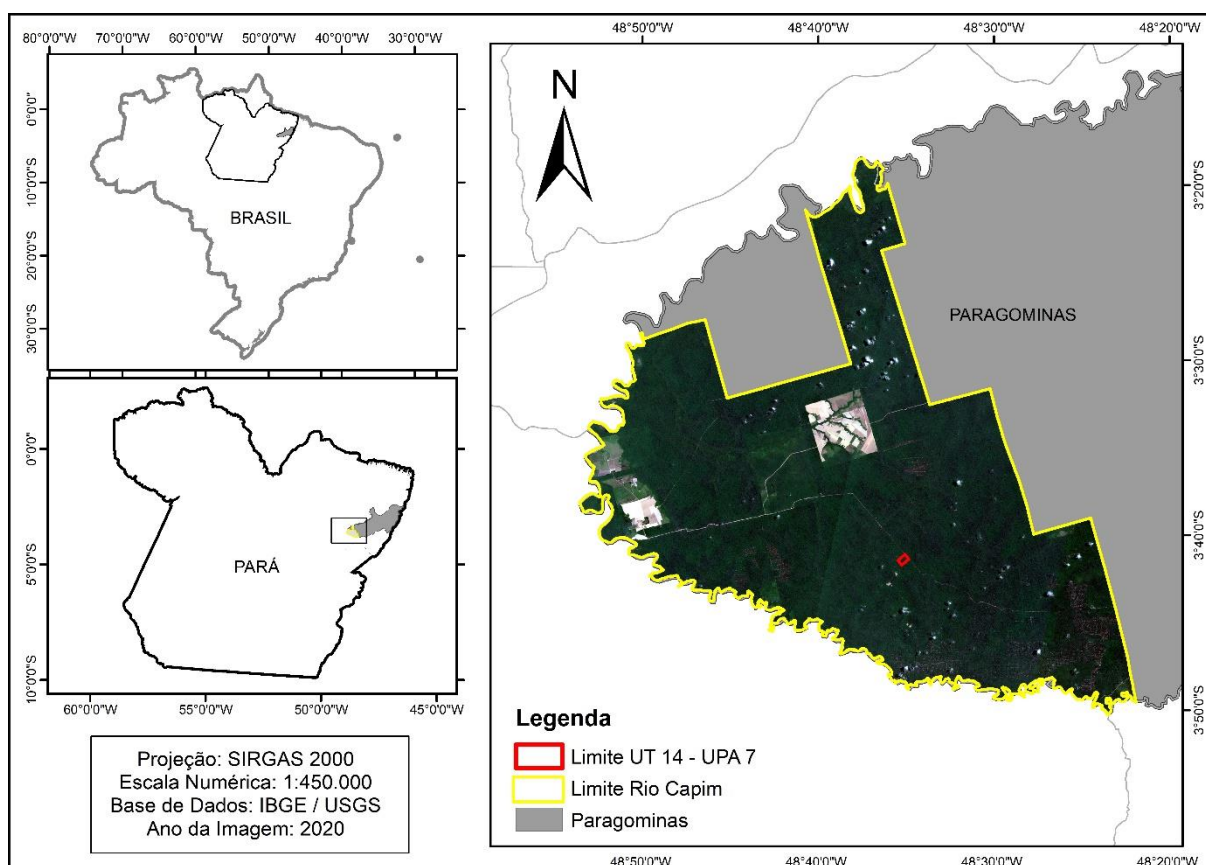
Várias pesquisas utilizaram o ajuste de regressão logística para modelar a mortalidade de árvores em florestas. Hely *et al* (2003) modelaram a mortalidade de árvores três meses após um incêndio em floresta boreal mista (Quebec, Canadá). Fridman e Stahl (2001) também usaram regressão logística para prever a mortalidade das árvores, a fim de melhorar o planejamento florestal sueco a longo prazo. Monserud e Sterbaque (1999) usaram modelos individuais de mortalidade de árvores de espécies florestais da Áustria. Yang *et al.* (2003) desenvolveram um modelo individual de mortalidade de árvores para o abeto-branco (*Picea glauca* (Moench) Voss), uma importante espécie arbórea em Alberta, Canadá.

3 MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Unidade de Trabalho (UT) 14 da Unidade de Produção Anual (UPA) 7 da Unidade de Manejo Florestal (UMF) denominada Fazenda Rio Capim, situada no município de Paragominas ($3^{\circ}18' a 3^{\circ}50'S$ e $48^{\circ}28' a 48^{\circ}54'W$), situada no sudeste do estado do Pará (Figura 1). A topografia é plana a pouco ondulada. Os solos predominantes no município de Paragominas são os Latossolos Amarelos e os Argissolos Amarelos, também sendo encontrados Plintossolos, Geissolos e Neossolos em menor frequência (RODRIGUES *et al.*, 2003). A vegetação predominante é classificada como Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE, 2019a).

Figura 1: Mapa de localização da UT14 - UPA 7 da Fazenda Rio Capim, município de Paragominas – PA

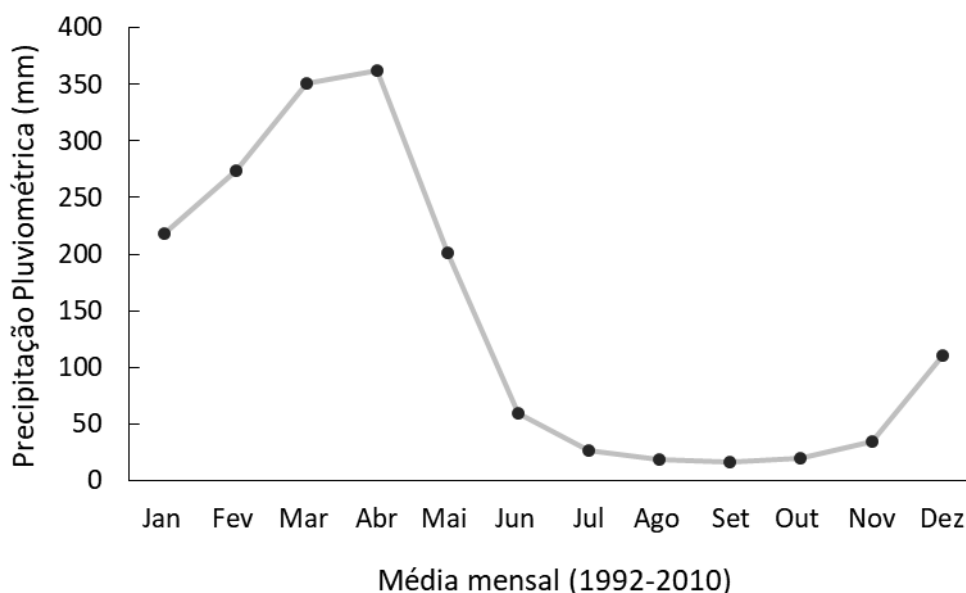


Fonte: Autoral, 2020.

O clima do município é do tipo quente e úmido com temperatura média anual de 26° C, a umidade relativa média do ar é igual a 81%, com um período mais chuvoso de dezembro a maio e outro mais seco entre Junho e Novembro (PINTO *et al.*, 2009). Conforme a classificação climática de Köppen, o tipo climático da região é Aw (ALVARES *et al.*, 2013).

Andrade (2011) analisou os dados de precipitação pluviométrica da estação meteorológica de Paragominas, no período de janeiro de 1992 à dezembro de 2010. Nesses dezenove anos a média de pluviosidade foi de aproximadamente 1700 mm ao ano e este parâmetro apresentou comportamento médio equivalente a Figura 2.

Figura 2: Média mensal da precipitação pluviométrica baseada em 19 anos de observações (1992-2010) na estação pluviométrica do município de Paragominas-PA.



Fonte: Andrade, 2011 adaptado pelo Autor.

3.2 O manejo florestal da Fazenda Rio Capim

Em 2001, a empresa que executa o plano de manejo na Fazenda Rio Capim recebeu os certificados de Floresta Bem Manejada e de Cadeia de Custódia da SCS (*Scientific Certification Systems*), da organização credenciada pelo FSC (*Forest Stewardship Council*), para manejo florestal conduzido em uma área de 75.000 ha. Desde então, a empresa explorou a floresta usando técnicas de EIR (SIST; FERREIRA, 2007, FERREIRA, 2005).

O plano de manejo florestal dessa empresa prevê um sistema policíclico baseado na regeneração natural, com ciclos de corte de 30 anos e seleção de espécies comerciais até uma intensidade de exploração prevista em torno de 20 m³.ha⁻¹ (FERREIRA, 2005). O planejamento das operações de manejo florestal está descrito na Tabela 1.

Tabela 1: Sistema silvicultural aplicado na Fazenda Rio Capim-Paragominas-PA.

Ano	Operações
n-1	Demarcação da Área de Manejo Florestal (AMF) e da Unidade de Produção Anual (UPA) com apoio de imagens de satélite; Planejamento e construção das estradas principais (largura máxima de 5 metros); Demarcação das Unidades de Trabalho (UTs) com 100ha (ou em função dos rios, igarapés e condições geográficas locais); Abertura de picadas de orientação de 50 em 50m (leste-oeste sempre que possível); Inventário 100% das árvores comerciais com DAP ≥ 45 cm associado com o microzoneamento da UPA e com o corte de cipós para redução de danos; Confecção dos mapas das UTs (base, exploração e de corte/arraste) Elaboração do Plano Operacional Anual (POA); Instalação e primeira medição das parcelas permanentes de monitoramento (PPM) Digitação e processamento dos dados do inventário; Seleção de árvores para o abate e planejamento operacional da colheita; Planejamento e construção das estradas secundárias e pátios;
n	Ano da exploração ou colheita florestal Colheita conforme o planejamento, utilizando técnicas de impacto reduzido; Planejamento do arraste com fitas coloridas; Arraste utilizando trator florestal (Skidder) e transporte das toras por via terrestre até a serraria;
n+2	Remedição das parcelas permanentes para avaliar os impactos físicos e biológicos causados pelas operações de colheita;
n+5	Remedição das parcelas permanentes para avaliar o crescimento florestal;
n+10	Remedição das parcelas permanentes para avaliar o crescimento florestal;
n+11	Realização da primeira intervenção silvicultural baseada nos resultados obtidos das parcelas permanentes; ou de acordo com o melhor tratamento verificado em outras áreas de estudo;
n+15	Remedição das parcelas permanentes para avaliar o crescimento florestal;
n+20	Remedição das parcelas permanentes para avaliar o crescimento florestal;
n+21	Avaliar a necessidade da realização da segunda intervenção silvicultural baseada nos resultados obtidos das parcelas permanentes;
n+29	Manutenção da rede viária;
n+30	Início do segundo ciclo.

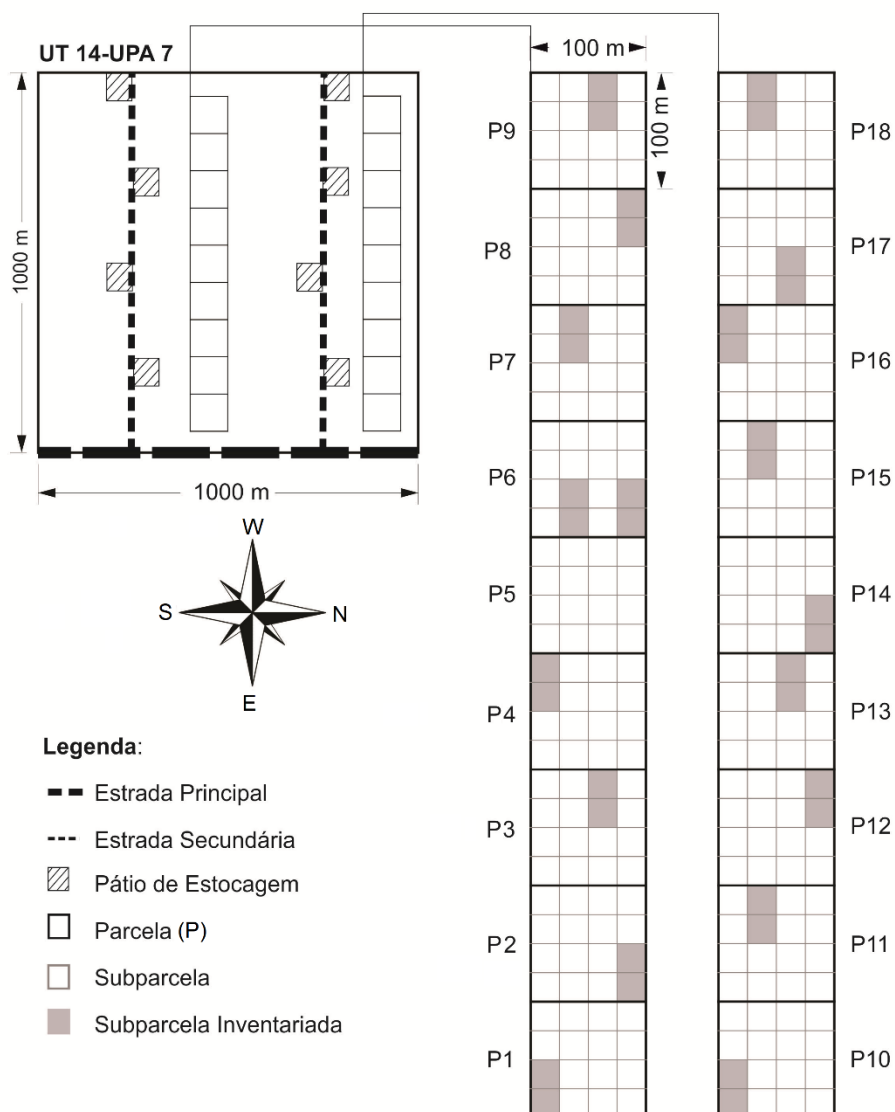
Fonte: FERREIRA, 2005

3.3 Coleta de dados

3.3.1 Variáveis dendrométricas

O experimento foi desenhado conforme ilustra Figura 3 e descrito a seguir. Duas faixas no sentido leste-oeste foram instaladas na UT 14, cada uma medindo 100 m x 900 m. O experimento possui portanto uma área amostrada de 18 ha, a qual foi subdividida em 18 parcelas de 1 ha (100 m x 100 m). As faixas foram instaladas a uma distância mínima de 50 metros dos limites da UT para evitar a influência das áreas de borda. Cada parcela foi subdividida em dezesseis subparcelas.

Figura 3: Desenho esquemático das faixas com a distribuição aleatória das subparcelas (em cinza), na UT 14 da UPA 7, Fazenda Rio Capim Paragominas –PA



Fonte: Autoral, 2020.

Todas as árvores com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 20 cm dentro das parcelas foram medidas. Arvoretas com $10 \leq \text{DAP} < 20$ cm foram inventariadas dentro de um par contíguo de sub-parcelas de 25 x 25 m cada, sendo cada par selecionado aleatoriamente no interior das parcelas (Figura 3). Nomes vernacular e científico das árvores nas parcelas foram registrados. Algumas dessas árvores foram identificadas apenas a nível de gênero. As variáveis mensuradas em campo foram: (i) DAP, onde o ponto de medição foi 1,30m do solo, (ii) tipo e (iii) gravidade do dano da exploração, (iv) localização (coordenadas x e y) das árvores nas parcelas, e (v) altura comercial das árvores, estimada visualmente na primeira medição.

A fonte de dados desta pesquisa é originada do projeto Ecosilva liderado pelo CIRAD em parceria com a Cikel Brasil Verde S/A e Embrapa Amazônia Oriental. Foram utilizados sete inventários 100% (censo florestal) nesta pesquisa, sendo a primeira coleta realizada em 2004 (antes da exploração), a segunda em 2005 (após a exploração), a terceira em 2006, e as demais a cada dois anos (2008, 2010, 2012 e 2014). As parcelas 3, 5, 9, 13, e 17 foram utilizadas para validação do modelo e as demais para ajuste do modelo (Figura 3), numa proporção em área de 27,8% e 72,2% respectivamente.

3.3.2 Danos às árvores remanescentes devido à exploração

A avaliação do tipo e gravidade dos danos às árvores remanescentes foi realizada em campo, no ano da exploração madeireira (2004), de acordo com a classificação usada por Ferreira (2005), conforme a Tabela 2.

Tabela 2: Protocolo de avaliação de danos das parcelas experimentais da UT 14 -UPA 7, Fazenda Rio Capim, Paragominas – PA.

Categoria de dano / código	Descrição	Gravidade do dano
Dano ao tronco		
T1	Tronco quebrado em altura <3m	Morta
T2	Tronco quebrado em altura > 3m sem brotos	Morta
T3	Tronco quebrado em altura > 3m e brotado	Severo
Dano a copa		
C1	Apenas pequenos galhos quebrados	Mínimo
C2	Galhos médios quebrados (menos de metade da copa destruída)	Médio
C3	Metade ou mais de copa destruída	Severo
Árvores inclinadas		
I1	Ângulo de inclinação da árvore <20°	Mínimo
I2	Ângulo de inclinação da árvore de 20° até 45°	Médio
I3*	Ângulo de inclinação da árvore > 45°	Severo
Cascas e fustes		
CM1	Apenas a casca foi removida	Mínimo
CM2	Pequenas áreas de casca e madeira afetadas	Médio
CM3	Grandes áreas de casca e madeira afetadas	Severo
AR	Raiz Arrancada	Morta
VD**	Árvores com múltiplos danos	NI
SD**	Árvores sem danos causados pela exploração	Ausente

Legenda: *Categoria de dano sem indivíduos amostrados; **Categoria de dano criado para facilitar as análises de dados. "NI" significa que a gravidade de dano não foi identificada.

Fonte: Ferreira (2005) adaptado pelo Autor.

3.4 Análise de dados

3.4.1 Dinâmica de mortalidade de árvores

Para caracterizar a dinâmica da mortalidade das árvores ao longo de 10 anos de monitoramento, foram contabilizados o número de indivíduos mortos e recrutados no período. As árvores mortas foram distribuídas por classes de diâmetro e calculada a taxa de mortalidade anual (m), área basal (G), e o volume comercial (V) geral da

área de estudo e também para cada parcela e em cada ano de medição, conforme descrito a seguir:

Equação 1: Taxa de mortalidade anual (m) (SHEIL; MAY, 1996)

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

Equação 2: Área basal dos indivíduos, em $m^2 \cdot ha^{-1}$ (G) (MACHADO E FIGUEIREDO FILHO, 2014)

$$G = \sum_{i=1}^n \frac{\pi}{4} * \left(\frac{DAP_i}{100}\right)^2 \quad [2]$$

Equação 3: Volume comercial dos indivíduos, em $m^3 \cdot ha^{-1}$ (V)

$$V = \sum_{i=1}^n 10^{(1,93 * \text{Log} DAP_i) - 2,96} \quad [3]$$

Em que: Δt = intervalo entre os inventários, em anos; N_0 = número de árvores por unidade de área no primeiro inventário; N_1 = número de árvores sobreviventes por unidade de área no segundo inventário; DAP_i = Diâmetro na altura do peito, em cm, da i -ésima árvore mensurada; n = número de indivíduos analisados.

O volume de madeira das árvores foi calculado pela equação apresentada no Plano de Manejo da empresa e protocolado na Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade - SEMAS.

3.4.2 Teste de igualdade de médias entre a mortalidade de árvores danificadas e não danificadas ao longo de dez anos de monitoramento

Para caracterizar o comportamento da taxa de mortalidade anual da floresta tropical manejada, as árvores remanescentes inventariadas com $DAP \geq 20$ cm foram separadas em dois grupos: (I) árvores com presença de danos causados pela exploração e (II) árvores sem danos aparentes. As árvores com $10 \leq DAP < 20$ cm não

apresentaram universo amostral suficiente para serem incluídas nessa análise de comparação de médias. Para cada grupo calculou-se a mortalidade média anual por hectare, utilizando os dados mensurados nas sete medições e considerando as 18 parcelas como unidades amostrais, com base na equação [1] de Sheil e May (1996).

A mortalidade foi representada graficamente e os grupos de árvores foram comparadas por meio do teste de comparação de médias de 't' de Student, ao nível de 95% probabilidade. Assim, foi verificada a diferença de mortalidade entre os grupos ao longo de dez anos de monitoramento. A hipótese nula é que, ao longo de dez anos de monitoramento de uma floresta manejada, a mortalidade de árvores danificadas e não danificadas são iguais.

3.4.3 Cálculo das variáveis independentes do modelo de mortalidade

3.4.3.1 Médias diamétricas

Para caracterização da população florestal calculou-se a média aritmética dos diâmetros, o diâmetro médio quadrático e o diâmetro dominante em cada ano de medição e para cada parcela de um hectare, de acordo com as fórmulas [4 e 5] seguintes apresentadas em Machado e Figueiredo Filho (2014):

Equação 4: Média aritmética dos diâmetros por parcela (DM_j)

$$DM_j = \frac{\sum_{i=1}^{n_j} DAP_{ij}}{n_j} \quad [4]$$

Equação 5: Diâmetro médio quadrático por parcela (DMQ_j)

$$DMQ_j = \sqrt{\frac{G_j}{n_j}} * \sqrt{\frac{40000}{\pi}} \quad [5]$$

Em que: DAP_{ij} = Diâmetro na altura do peito, em cm, da i -ésima árvore mensurada na j -ésima parcela; n_j = número de indivíduos analisados na j -ésima parcela; G_j é a área basal da j -ésima parcela.

O diâmetro dominante (DDO_j) foi calculado pela média das 100 árvores mais grossas de cada parcela de 1 hectare, para cada ano analisado (MACHADO; FIGUEIREDO FILHO, 2014).

3.4.3.2 Índice de competição

O índice de competição é uma variável que comumente influencia na mortalidade e sobrevivência de árvores. Neste trabalho foi usado o índice de BAL (“Basal Area in Larger trees”), calculado pela equação 6. BAL é um índice de competição independente da distância, relacionado à competição de apenas árvores maiores que a árvore alvo, isto é, competição unilateral. O BAL representa o somatório das áreas transversais de todas as árvores competidoras em uma parcela. Nesse índice apenas as árvores com DAP maior que o da árvore alvo são consideradas competidoras. Isso faz com que a árvore de maior diâmetro da parcela de estudo apresente $BAL = 0$ (WEISKITTEL *et al.*, 2011; NASCIMENTO, 2016). A área representativa para o cálculo do BAL foi baseada na área da parcela (1 ha), incluindo todos os indivíduos com $DAP \geq 20$ cm.

Equação 6: Índice de BAL (“Basal Area in Larger trees”)

$$BAL_{aj} = \frac{\pi}{40000} \sum_{c=1}^{n_j} DAP_{cj}^2 \quad \text{se } DAP_{aj} < DAP_{cj}$$

$$BAL_{aj} = 0 \quad \text{se } DAP_{aj} \geq DAP_{cj}$$
[6]

Em que: BAL_{aj} = Soma das áreas transversais das árvores mais grossas que a árvore alvo (a) em ($m^2 ha^{-1}$), da j -ésima parcela; DAP_{aj} = diâmetro a altura do peito da árvore alvo, em cm, da j -ésima parcela; DAP_{cj} = diâmetro à altura do peito da árvore competidora, em cm, da j -ésima parcela e; n_j = número de indivíduos analisados na j -ésima parcela.

3.4.4 Modelagem da probabilidade de mortalidade de árvore individual

A regressão logística foi aplicada para modelar a mortalidade em floresta explorada, visando estimar a probabilidade de morte dos indivíduos inventariados com $DAP \geq 20$ cm em função de atributos do indivíduo (árvore) e do povoamento, conforme

a Tabela 3. Dentre as dezoito parcelas mensuradas, treze (~72%) foram utilizadas para o ajuste do modelo e cinco (~28%) para validação. Foram propostas doze variáveis independentes (Tabela 3) para explicar o comportamento de mortalidade na floresta.

Tabela 3: Variáveis independentes testadas no modelo de mortalidade

Variável	Descrição	Atributo	Tipo	Efeito
CD	Categorias de danos baseadas na combinação de tipos e gravidades de dano da exploração florestal.	Individual	Catégorica	Aleatório
DAP	Diâmetro individual na altura do peito (cm).	Individual	Numérica	Aleatório
BAL _{aj}	Índice de competição por indivíduo.	Individual	Numérica	Aleatório
DM _j	Diâmetro médio por parcela (cm).	Povoamento	Numérica	Fixo
DDO _j	Diâmetro dominante por parcela (cm).	Povoamento	Numérica	Fixo
DMQ _j	Diâmetro médio quadrático por parcela (cm).	Povoamento	Numérica	Fixo
N _j	Densidade de indivíduos por parcela (Ind ha ⁻¹).	Povoamento	Numérica	Fixo
G _j	Área basal da parcela (m ² ha ⁻¹).	Povoamento	Numérica	Fixo
IEX _j	Densidade de indivíduos explorados por parcela (Ind ha ⁻¹).	Povoamento	Numérica	Fixo
VEX _j	Volume explorado por parcela (m ³ ha ⁻¹).	Povoamento	Numérica	Fixo
APE	Ano Pós-exploração.	Individual	Numérica	Aleatório
CLA	Centro de classe diamétrica com amplitude de 10 cm e árvores com DAP inicial maior ou igual a 20cm.	Individual	Numérica	Aleatório

Fonte: Autoral, 2020.

Na primeira etapa da modelagem foram determinadas as doze variáveis independentes (Tabela 3). A técnica de regressão *stepwise* foi aplicada para identificar as variáveis independentes que melhor explicam a mortalidade. O modelo hierárquico logístico foi ajustado a partir da modelagem generalizada de efeito misto, segundo a fórmula geral [7] aplicada na pesquisa de Vanclay (1994).

Equação 7: Modelo Logístico de Probabilidade de Mortalidade

$$P(0,1) = 1 - \left(\frac{e^{(f(x))}}{1 + e^{(f(x))}} \right) \quad [7]$$

Equação 8: Função das variáveis explicativas

$$f(x) = B_0 + B_1X_1 + \dots + B_pX_p. \quad [8]$$

Em que: P é a probabilidade de mortalidade; f(x) é função de diversas variáveis explicativas; X_i são as variáveis independentes significativas; e B_i são os parâmetros do modelo.

Cada indivíduo possui uma probabilidade de sobrevivência individual de árvores variando de um a zero, onde em P = 0 o indivíduo está morto e P = 1 vivo.

Na segunda etapa da modelagem de mortalidade foram combinadas de diferentes formas as variáveis selecionadas por *stepwise* e verificado se as interações entre elas foram significativas. Cada combinação de variáveis foi considerada um modelo distinto e calculados segundo a equação 8. A terceira etapa consistiu na seleção do “melhor modelo”, ou seja, aquele que apresentou melhor desempenho. Para isso foi calculado o Critério de Informação de Akaike (AIC) de cada modelo e selecionado aquele de menor valor. A última etapa foi a validação do modelo.

3.4.5 Validação do modelo de mortalidade

Os coeficientes gerados pelo modelo de mortalidade foram utilizados para calcular a mortalidade média na amostra de ajuste (treze parcelas) e na amostra validação (cinco parcelas) em cada categoria de dano. Dessa forma, a validação do modelo de mortalidade para árvores com DAP ≥ 20 cm ocorreu por análise gráfica entre os dados estimados para essas duas amostras (PIÑEIRO *et al.*, 2008) e por cálculo do intervalo de confiança com o teste de *t* de Student a 5% de probabilidade, para comparação das médias. As análises foram realizadas no programa estatístico R versão 3.5.2 (R Development Core Team, 2019) e Excel 2019.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Caracterização do comportamento da mortalidade

Na Tabela 4 apresentam-se os dados observados dos indivíduos com $10 \leq \text{DAP} < 20$ cm (Grupo 1). A área total das 36 sub-parcelas inventariadas totalizou 2,25 ha distribuídos pelas 18 parcelas do estudo. Nesse grupo foi verificada uma mortalidade elevada de 51,1 indivíduos por hectare no ano de 2005, consequência das atividades de exploração florestal durante o ano de 2004. A mortalidade calculada com o passar dos anos reduziu e o recrutamento aumentou (Tabela 4).

Tabela 4: Mortalidade e recrutamento observados de árvores para o Grupo 1 ($10 \leq \text{DAP} < 20$ cm) na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.

Ano de medição	Árvores com $10 \leq \text{DAP} < 20$ cm				Ind ha^{-1} (Subiram de grupo)	Área inventariada (ha)
	Ind ha^{-1}	Mort ha^{-1}	Rec ha^{-1}	m (%)		
2004	303,6	-	-	-	-	2,25
2005	251,6	51,1	2,2	16,8	3,1	2,25
2006	263,1	6,2	26,7	2,5	8,9	2,25
2008	280,9	5,3	32,4	1,1	9,3	2,25
2010	291,1	3,6	33,8	0,7	20,0	2,25
2012	306,2	8,4	41,3	1,8	17,8	2,25
2014	317,3	9,8	29,8	2,2	8,9	2,25

Legenda: Ind ha^{-1} é a densidade de indivíduos vivos; Mort ha^{-1} é a densidade de árvores mortas; Rec ha^{-1} é a densidade de árvores recrutadas; Expl. ha^{-1} é a densidade de árvores exploradas; m (%) é a taxa de mortalidade anual de árvores na área total inventariada.

Fonte: Autoral, 2020.

No Grupo 1 o recrutamento foi superior à mortalidade a partir do ano de 2006. Na medição de 2012, sete anos após a exploração, a floresta conseguiu recompor, em quantidade, o estoque de árvores referente ao ano de 2004, apresentando 306,2 ind ha^{-1} valor superior ao encontrado antes da exploração. O número de árvores que deixaram o Grupo 1, isto é, ingressaram (recrutas) no Grupo 2 (árvores com $\text{DAP} \geq 20$ cm), e a dinâmica deste grupo são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Mortalidade e recrutamento observados de árvores do Grupo 2 (DAP \geq 20 cm) na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.

Ano de medição	Árvores com DAP \geq 20 cm					Área inventariada (ha)
	Ind ha ⁻¹	Mort ha ⁻¹	Rec ha ⁻¹	Expl. ha ⁻¹	m (%)	
2004	188,0	-	-	-	-	18
2005	166,5	18,1	2,9	6,3	9,9	18
2006	164,4	6,8	4,8	-	4,2	18
2008	164,6	4,6	4,7	-	1,5	18
2010	168,7	5,4	9,6	-	1,8	18
2012	172,7	7,3	11,3	-	2,5	18
2014	176,8	6,3	10,5	-	2,3	18

Legenda: Ind ha⁻¹ é a densidade de indivíduos vivos; Mort ha⁻¹ é a densidade de árvores mortas; Rec ha⁻¹ é a densidade de árvores recrutadas; Expl. ha⁻¹ é a densidade de árvores exploradas; m (%) é a taxa de mortalidade anual de árvores na área total inventariada.

Fonte: Autoral, 2020.

Os resultados dos inventários das árvores do Grupo 2 são apresentados na Tabela 5. Nessa área do experimento em 2004 ocorreu a exploração de 114 árvores (6,3 ind/ha) com DAP \geq 55 cm. Isso causou um aumento expressivo na taxa de mortalidade verificada no inventário pós-exploratório de 2005, onde foram contabilizados 18,1 indivíduos mortos por hectare, o máximo encontrado para o período. A mortalidade encontrada para 2006 também é considerada alta com 6,8 indivíduos mortos por hectare, pois, para esse valor o período de monitoramento foi de apenas um ano, enquanto que nas medições posteriores o intervalo entre os inventários foi de dois anos.

Amaral *et al.* (2019) encontraram um comportamento de declínio da taxa de mortalidade, nos primeiros cinco anos pós exploração, para as árvores com DAP \geq 10 cm da Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST / ZF2), localizada no estado do Amazonas, Brasil. Nessa área foram aplicados três tipos de tratamentos (T1, T2 e T3) ordenados por grau de intensidade de exploração. Logo após a exploração os tratamentos alcançaram taxas de mortalidade de 2,4% para T1 e T2 e 4,6% para T3.

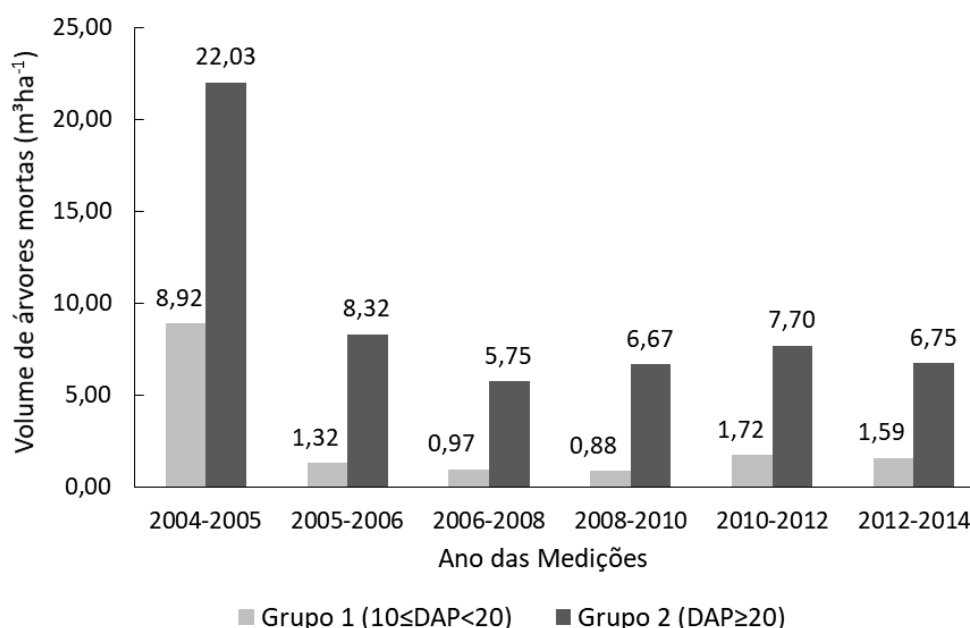
Thorpe *et al.* (2008) identificaram na floresta boreal de Ontário, Canadá um pico de mortalidade de 3,8% nas árvores com 5 < DAP < 25 cm no primeiro ano após a exploração florestal. Essa mortalidade também declinou com o passar dos anos, apresentando no décimo ano depois do corte taxa de 0,2% de mortalidade ao ano

valor próximo ao de pré-exploração de 0,28% ao ano (THORPE *et al.*, 2008), comportamento de queda semelhante ao encontrado neste estudo.

Em 2004 haviam 188 ind/ha com DAP \geq 20 cm na área de estudo, esse número reduziu para 166,5 ind há⁻¹ um ano após a exploração, em 2005 (Tabela 5). Verificou-se que depois de 10 anos de monitoramento foram registrados 176,8 ind/ha, indicando que a floresta ainda não recuperou a quantidade de indivíduos que haviam antes da exploração, para esse grupo. Esse comportamento de recuperação é frequentemente mais lento para classes diamétricas maiores, pois a maior parte do recrutamento concentra-se nas primeiras classe diamétrica (VERAS, 2012).

Na Figura 4 apresenta-se o estoque de volume ha⁻¹ de madeira perdido por mortalidade no período de 2004 a 2014. Ainda que o grupo de árvores com $10 \leq$ DAP < 20 cm tenham uma mortalidade, em número de indivíduos, superior ao do grupo com DAP \geq 20 cm, a soma dos volumes do Grupo 1 é inferior ao volume dos indivíduos do Grupo 2, para todos os anos de monitoramento. A mortalidade acumulada dos dois grupos em 2005 foi de aproximadamente 31m³ha⁻¹. Esse grande quantitativo de madeira morta deveria ser melhor investigado pela empresa manejadora para verificar se há viabilidade econômica de aproveitamento, e pelos órgãos ambientais para viabilizar o uso da madeira morta.

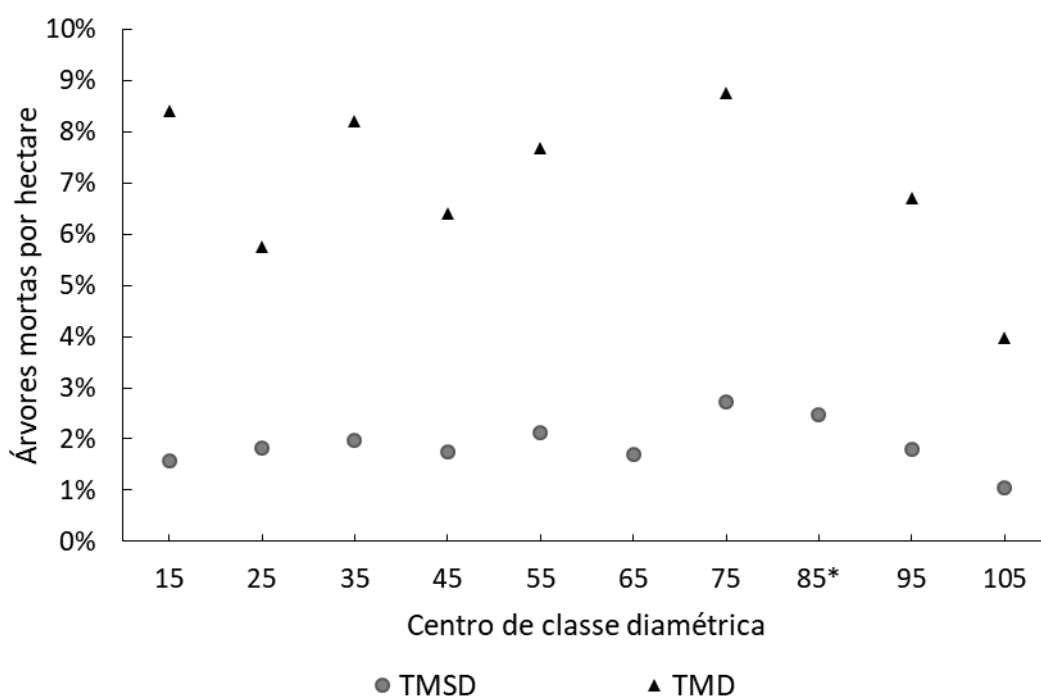
Figura 4: Volume das árvores mortas no período de 10 anos, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará



Fonte: Autoral, 2020.

A Figura 5 retrata a taxas de mortalidade anual das árvores danificadas e não danificadas pela exploração e distribuídas em classes diamétricas de 10 cm de amplitude. Os resultados observados são do monitoramento de 10 anos (2004 a 2014). O centro de classe 105 abrangeu todas as árvores mortas com DAP>100cm e no centro de classe 85 todas as árvores morreram ao longo de dez anos. Observa-se nessa figura que a taxa de mortalidade das árvores sem danos varia pouco entre as classes diamétricas com mínimo de 1% e máximo de 3%. A taxa de mortalidade anual das árvores danificadas apresenta alta variação, com valores variando 4% a 100%.

Figura 5: Distribuição diamétrica da taxa de mortalidade anual das árvores danificadas e não danificadas pela exploração no período de 2004 à 2014 em uma floresta manejada no município de Paragominas, Pará



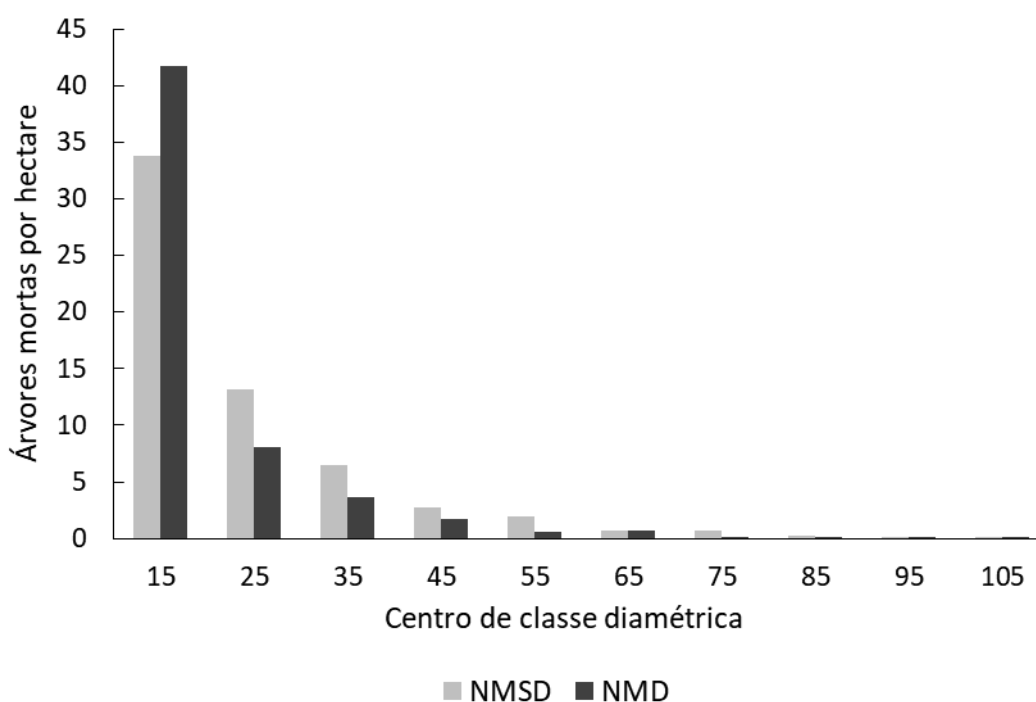
Legenda: TMSD é a taxa de mortalidade anual das sem danos; TMD é a taxa de mortalidade das árvores danificadas. *centro de classe com mortalidade de 100% para árvores danificadas.

Fonte: Autoral, 2020.

Ao analisar a densidade de árvores mortas apresentadas na Figura 6, verifica-se que as classes diamétricas menores apresentam maior número de árvores mortas. Isso é explicado por Appolinário *et al.* (2005) que afirmam que uma fonte adicional de

estresse, como a abertura súbita do dossel ou aumento da competição por recursos para compensar o crescimento, pode aumentar as taxas de mortalidade entre as árvores menores.

Figura 6: Distribuição diamétrica da densidade de mortalidade das árvores danificadas e não danificadas pela exploração no período de 2004 à 2014 em uma floresta manejada no município de Paragominas, Pará



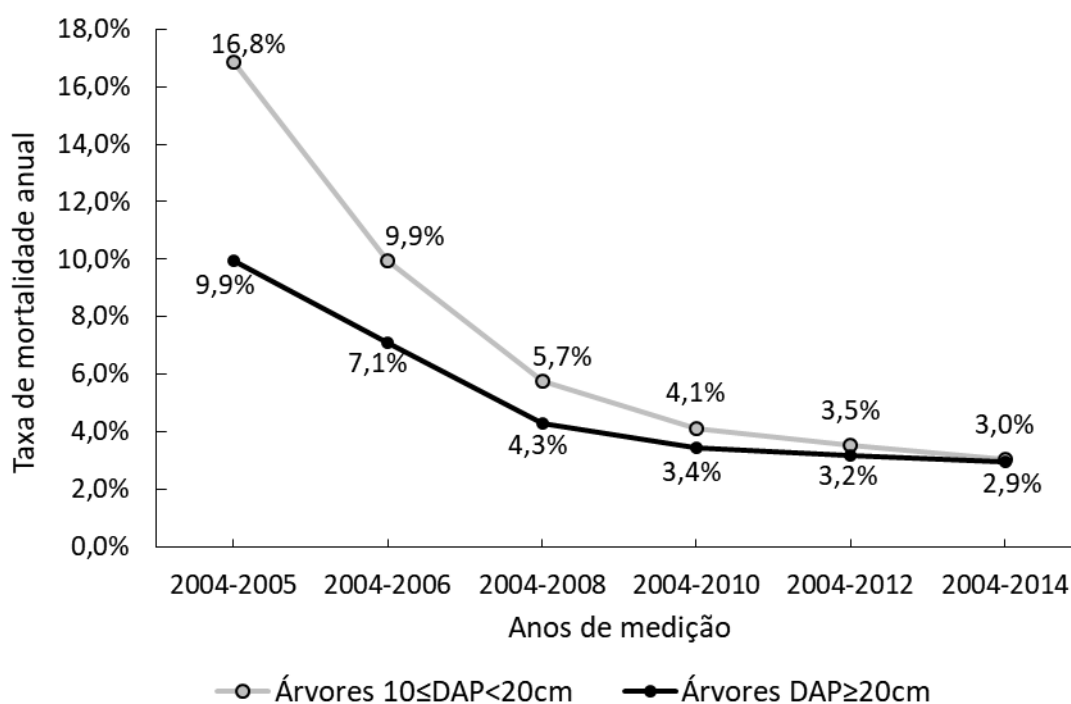
Legenda: NMSD é o número de árvores mortas sem danos por hectare; NMD é o número de árvores mortas danificadas por hectare.

Fonte: Autoral, 2020.

Em florestas tropicas geralmente há maior concentração de árvores em classes diamétricas menores (LIOCOURT, 1898; MEYER *et al.*, 1961), dessa forma é também esperado que o número de árvores mortas nesses povoamentos sejam maiores nas classes de diâmetro inferiores (Figura 6), pois a mortalidade aumenta com o aumento da abundância de árvores (ROSSI *et al.*, 2007). Esse comportamento da mortalidade é intensificado na exploração, já que durante a construção de estradas principais, secundárias e aplicação das práticas de derruba, são evitados danos às árvores de maior diâmetro, tratamento não empregado aos indivíduos menores.

No cálculo da taxa de mortalidade anual (m) por meio de equação de Sheil e May (1996), foram considerados como N_1 do ano de interesse apenas os indivíduos vivos remanescentes à exploração florestal naquele ano, e como N_0 o número de árvores vivas no primeiro inventário de 2004. A tendência da mortalidade é apresentada na Figura 7. A alta taxa de mortalidade nos primeiros anos após a exploração florestal apresenta tendência de estabilidade ao longo dos anos, para ambos os grupos de DAP.

Figura 7: Taxa de mortalidade anual das árvores remanescentes na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.



Fonte: Autoral, 2020.

De acordo com a Figura 7 as árvores de menor diâmetro ($10 \leq \text{DAP} < 20 \text{ cm}$) tem mortalidade superior as árvores grandes ($\text{DAP} \geq 20 \text{ cm}$) e apresentam tendência de se igualarem com o passar dos anos. A taxa de mortalidade encontrada após dez anos da exploração madeireira (2014) foi de aproximadamente 3% para as árvores dos dois grupos, valor pouco acima da taxa verificada em florestas tropicais naturais de 1 a 2% (SILVA, 2004). Na pesquisa de Miller *et al.* (2008) a mortalidade de árvores com $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$ da Floresta Nacional do Tapajós (TNF)- Pará, Brasil foi de 3,2% ao

ano, para um período de monitoramento de 3 anos após a exploração, valor abaixo do encontrado neste estudo de aproximadamente 8 e 5,5 % nos grupos de $10 \leq \text{DAP} < 20$ cm e $\text{DAP} \geq 20$ cm, para o mesmo período de análise.

Na Tabela 6 encontram-se as cinco espécies que apresentaram o maior número de indivíduos mortos por ha na área de estudo para $10 \leq \text{DAP} < 20$ cm. Essas cinco espécies representam 41,5% de toda a mortalidade (natural e antrópica) registrada na área amostrada (2,25 ha). *Rinorea riana* foi a espécie com o maior número de indivíduos mortos durante os dez anos de monitoramento. De cada 100 mortes 10 foram desta espécie. Ainda que o total de árvores vivas em 2014 supere o de 2004, foi verificado que entre as cinco espécies com maior número de mortos apenas as espécies *Inga alba* (Sw.) Willd. e *Lecythis idatimon* Aubl. recuperaram o número de indivíduos mortos na área para esse período de monitoramento.

Tabela 6: Espécies com maior número de indivíduos mortos do Grupo 1 ($10 \leq \text{DAP} < 20$ cm) no período de 2004 a 2014, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará

Nome Científico	Mortas ha ⁻¹	Vivas ha ⁻¹ (2004)	Vivas ha ⁻¹ (2014)	Percentual de mortas
<i>Rinorea riana</i> (DC.) Kuntze	8,9	19,6	14,2	10,5%
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	7,6	15,1	15,6	8,9%
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	6,7	30,7	28,4	7,9%
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	6,2	19,1	17,3	7,4%
<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	5,8	30,2	30,2	6,8%
Total das 5 espécies	51,1	162,2	147,1	41,5%
Total geral	84,4	303,6	317,3	100,0%

Fonte: Autoral, 2020.

A Tabela 7 representa as cinco espécies que tiveram o maior número de indivíduos mortos com $\text{DAP} \geq 20$ cm. *Lecythis idatimon* Aubl. foi a espécie com o maior número de indivíduos mortos (7,6 mortas por ha), mais que o dobro do observado para *Inga alba* (Sw.) Willd., segunda espécie com maior número de árvores mortas. As cinco espécies apresentadas na Tabela 7 representam 39,8% de toda a mortalidade encontrada na área de estudo (18 ha) para as árvores com $\text{DAP} \geq 20$ cm. Dentre elas, apenas a *Rinorea guianensis* Aubl. e a *Brosimum paraense* Huber conseguiram recuperar em 2014 a quantidade de indivíduos existente antes da exploração.

Tabela 7: Espécies com maior número de indivíduos mortos do Grupo 2 (DAP \geq 20 cm) no período de 2004 a 2014, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará

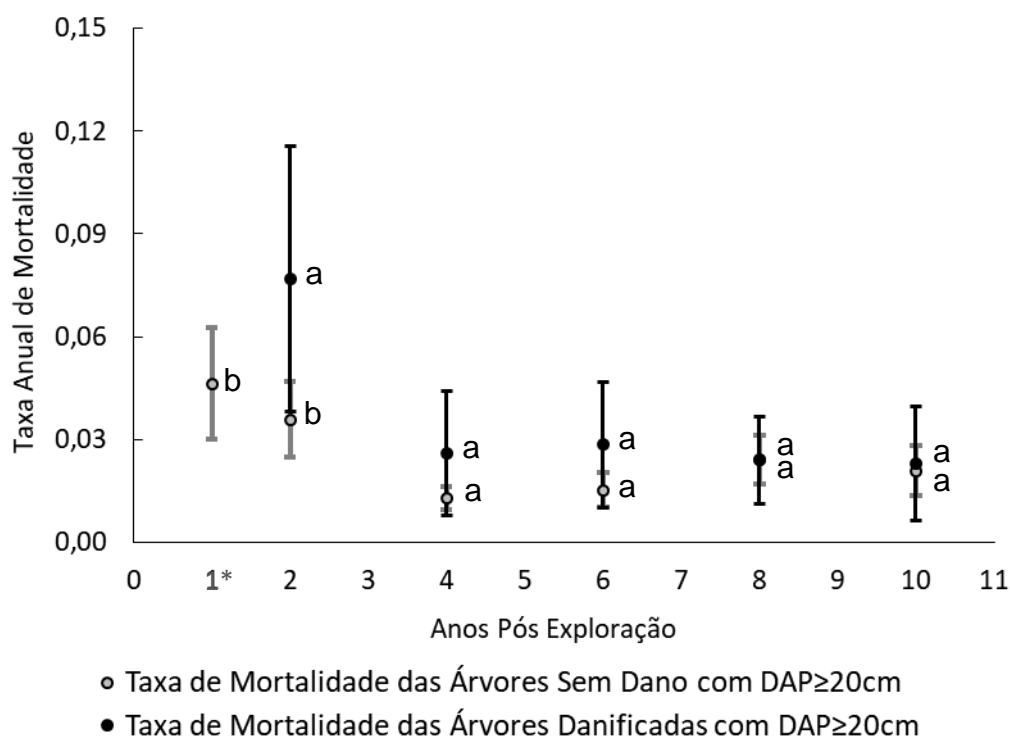
Nome Científico	Mortas ha ⁻¹	Vivas ha ⁻¹ (2004)	Vivas ha ⁻¹ (2014)	Percentual de mortas
<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	7,6	23,7	18,2	15,7%
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	3,4	5,7	5,2	7,0%
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	3,2	10,2	9,2	6,5%
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	2,8	10,8	11,9	5,8%
<i>Brosimum paraense</i> Huber	2,3	10,7	11,0	4,8%
Total das 5 espécies	25,94	82,9	74,3	39,8%
Total geral	48,56	188,0	176,8	100,0%

Fonte: Autoral, 2020.

4.2 Árvores danificadas e não danificadas pela exploração florestal

Apresentou-se na Figura 8 as médias de mortalidade anual e intervalos de confiança, calculados por parcela, para os grupos de árvores danificadas e aparentemente não danificadas com DAP \geq 20 cm. O intervalo de confiança foi calculado por meio do teste de *t* Student ao nível de confiança de 95%, para cada grupo. No primeiro e segundo ano após a exploração florestal a taxa média de mortalidade das árvores danificadas foi significativamente superior a taxa das não danificadas. Observa-se que as taxas de mortalidade média das árvores danificadas e aparentemente não danificadas é significativamente igual a partir do quarto ano após a exploração, com valor médio aproximado de 2,5% para as árvores com DAP \geq 20 cm. Dessa forma aceita-se a hipótese de que Em até dez anos após a exploração a taxa média de mortalidade de árvores danificadas e não danificadas se iguala.

Figura 8: Taxa de mortalidade anual e intervalo de confiança das árvores remanescentes danificadas e aparentemente não danificadas com DAP \geq 20 cm, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará



Legenda: Os pontos preenchidos são as médias de mortalidade de árvores danificadas ou não danificadas; As barras verticais são os intervalos de confiança a 95%, calculados por parcela; As barras horizontais são os limites superior e inferior do intervalo de confiança; *Ano com taxa de mortalidade média de árvores danificadas de 36% com intervalo de confiança de 31% a 42%.

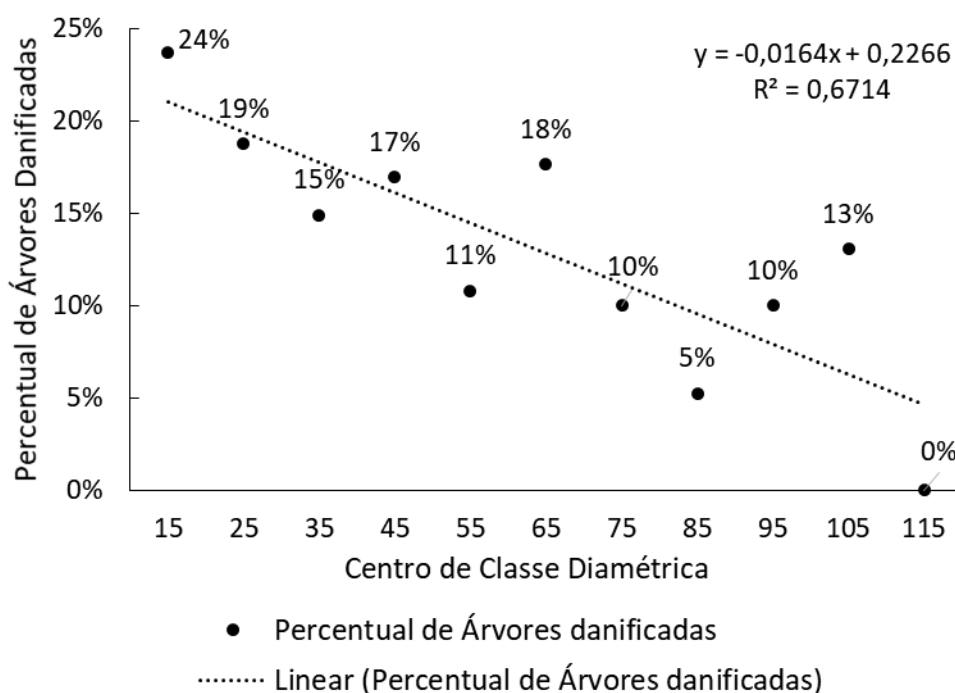
Fonte: Autoral, 2020.

As taxas médias de mortalidade para os indivíduos danificados foram máximas no primeiro inventário pós exploração e declinaram nas demais medições se aproximando dos valores encontrados para árvores não danificadas (Figura 8). Esse comportamento foi semelhante ao descoberto na pesquisa desenvolvida por Shenkin *et al.* (2015) na floresta tropical de planície úmida na margem sul da Bacia Amazônica na Bolívia para árvores danificadas com DAP \geq 10 cm, que identificou que a taxa de mortalidade dos indivíduos danificados é significativamente maior que os não danificados até o oitavo ano analisado.

A Figura 9 representa o percentual de árvores do inventário pré-exploratório que foram danificadas pela exploração madeireira. Esses valores foram distribuídos

em centro de classe diamétrica de 10 cm de amplitude. Verificou-se na Figura 9 uma tendência de maior dano nas árvores de menor diâmetro. A curva de tendência linear do percentual de árvores danificadas apresentou um R^2 de 0,67 e B_0 de -0,0164, indicando uma correlação moderada e negativa entre as variáveis diâmetro e dano causado pela exploração. As árvores com centro de classe 15 cm, apresentaram o maior percentual de dano relativo, com 24%, ou seja, de cada 100 indivíduos remanescentes a exploração madeireira 24 sofreram algum tipo de dano nessa classe. Não foram encontrados indivíduos danificados com DAP acima de 110 cm.

Figura 9: Percentual de Árvores Danificadas Pela Exploração distribuídas por classe diamétrica, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará



Legenda: cada classe apresenta amplitude de 10cm de DAP; y é a curva de tendência linear.

Fonte: Autoral, 2020.

A Tabela 8 apresenta os dados das árvores remanescentes à exploração madeireira e mortas entre 2004-2014. Foi contabilizado a abundância, área basal e volume de árvores mortas por hectare para o grupo das danificadas e o das não danificadas, subdivididos em duas categorias de diâmetro. O volume de árvores mortas dos indivíduos com $DAP \geq 20$ cm entre os anos de 2004 a 2014 foi de $17,85m^3/ha$ para aqueles com danos e de $38,66m^3/ha$ para os sem danos. Essa

volumetria de madeira perdida por mortalidade é pouco estudada para aproveitamento, situação agravada pelo fato de a legislação impossibilitar o uso para fins comerciais de árvores danificadas durante a exploração madeireira (BRASIL, 2007).

Tabela 8: Árvores remanescentes danificadas e aparentemente não danificadas pela exploração mortas entre 2004-2014, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará.

Grupos de DAP	Árvores mortas com danos			Árvores mortas sem danos		
	Ind ha ⁻¹	G (m ² ha ⁻¹)	V (m ³ ha ⁻¹)	Ind ha ⁻¹	G (m ² ha ⁻¹)	V (m ³ ha ⁻¹)
10 ≤ DAP < 20 cm	41,78	0,66	7,67	38,67	0,64	7,41
DAP ≥ 20 cm	15,83	1,66	17,85	31,06	3,62	38,66
Total	57,61	2,33	25,52	69,72	4,26	46,07

Legenda: Ind ha⁻¹ é a densidade de indivíduos; G (m² ha⁻¹) é a densidade em área basal (G) da floresta; V (m³ ha⁻¹) é a densidade em volume (V) da floresta.

Fonte: Autoral, 2020.

Foram explorados na área de estudo em média 6,3 indivíduos por hectare, aproximadamente 33,34m³/ha de madeira, valores não contabilizados na Tabela 9.

A Tabela 9 apresenta o volume total de árvores danificadas remanescentes nos grupos de árvores com DAP pequeno e grande, respectivamente 13,41 m³/ha e de 32,11 m³/ha. Dessa forma observou-se que a exploração de 1 m³/ha danifica 0,4 m³/ha de indivíduos remanescentes com 10 ≤ DAP < 20 cm e 1 m³/ha do grupo com DAP ≥ 20 cm. Isso demonstra que para uma árvore ser explorada danifica-se em média onze pequenas e cinco grandes (Tabela 9).

A pesquisa de Johns *et al.* (1996) encontrou valores acima dos descobertos neste trabalho. Na fazenda Sete em Paragominas (Pará) a exploração planejada de uma árvore causa em média danos a 34,7 árvores remanescentes com DAP ≥ 10 cm, para uma intensidade de corte de 4,5 árvores/ha.

Tabela 9: Densidade das árvores vivas antes da exploração, exploradas e as remanescentes danificadas, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará

Grupos de DAP	Vivas pré exploração		Exploradas (E)		Danificadas (D)		Relação D/E	
	Ind ha ⁻¹	V	Ind ha ⁻¹	V	Ind ha ⁻¹	V	Ind ha ⁻¹	V
10 ≤ DAP < 20 cm	303,6	55,81	-	-	71,6	13,41	11,4	0,4
DAP ≥ 20 cm	188,0	248,24	6,3	33,34	30,7	32,11	4,9	1,0
Total	491,6	304,05	6,3	33,34	102,2	45,52	16,3	1,4

Legenda: Ind (ha⁻¹) é a densidade de indivíduos; V é a densidade em volume da floresta e está em m³ ha⁻¹; Vivas pré exploração são as árvores mensuradas em 2004; As danificadas foram contabilizadas para o ano de 2005.

Fonte: Autoral, 2020.

Veríssimo *et al.* (2002) identificaram nos arredores da cidade de Tailândia, ao longo da rodovia estadual PA-150 (Amazônia Oriental) que para cada árvore explorada pela técnica de impacto reduzido danificava-se em média 26 árvores com DAP ≥ 10 cm, na ocasião a intensidade de exploração foi de dois indivíduos por hectare (16m³/ha). Silva *et al.* (2001) identificaram na floresta de terra firme do Moju (PA), que para cada árvore extraída outras 19 foram danificadas, o que corresponde a um volume de dano de 0,7m³ para cada m³ retirado. Esta exploração seguiu práticas de EIR e teve intensidade de corte de 3,3 indivíduos/ha (23m³/ha). Oliveira *et al.* (2006) em sua pesquisa realizada na Floresta Nacional do Tapajós identificou que cada árvore extraída danifica em média 4,3 outras com DAP > 10cm.

O percentual de árvores danificadas em relação as vivas pré exploração foi de 24% para as árvores com 10 ≤ DAP < 20 cm e de 16% para o grupo com DAP ≥ 20 cm (Tabela 9). Abdulhadi *et al.* (1981) identificaram na floresta de dipterocarpos das terras baixas em Lempake (Malásia) danos nos galhos e nas copas em 41% das árvores remanescentes, nesta área foram retiradas 11 árvores/ha, com diâmetros variando de 80 a 150 cm (FAO, 2004). Jackson *et al.* (2002) relataram em uma floresta tropical úmida da Bolívia, certificada pelo Forest Stewardship Council (FSC), que mesmo aplicando as operações de EIR para cada árvore explorada foram danificadas em média 44, incluindo 22 árvores mortas ou severamente danificadas, 6 delas espécies comerciais remanescentes com DAP ≥ 10 cm, na ocasião foram explorados uma densidade total de 4,35 árvores/ha equivalente a 12,1 m³/ha de madeira.

Na Tabela 10 as árvores remanescentes com $10 \leq \text{DAP} < 20$ cm estão distribuídas em categorias, de acordo com o tipo e gravidade de dano causado pela exploração madeireira. Dentre essas categorias o T1 (Tronco quebrado em altura < 3 m) e CM3 (Grandes áreas de casca e madeira afetadas) foram os que causaram maior percentual de mortalidade relativa. O dano mais frequente no grupo de árvores com dimensões de $10 \leq \text{DAP} < 20$ cm foi a raiz arrancada completamente (AR), que também apresentou alta mortalidade relativa de 78%. O percentual de árvores mortas danificadas contabilizado para o período de 10 anos de monitoramento foi três vezes maior que o encontrado para árvores sem danos decorrentes da exploração.

Tabela 10: Distribuição anual e por categoria de dano da mortalidade de árvores com $10 \leq \text{DAP} < 20$ cm danificadas e aparentemente não danificadas pela exploração, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará

Categorias de Danos	Ano de morte das árvores						Vivas	Total Geral	Mort. Relativa
	2005	2006	2008	2010	2012	2014			
T1	7						0	7	100%
T2	5	1					12	18	33%
T3							2	2	0%
C1							4	4	0%
C2		1					5	6	17%
C3							3	3	0%
I1					1		1	2	50%
I2							2	2	0%
I3							2	2	0%
CM1	1						7	8	13%
CM2	1						5	6	17%
CM3		1					0	1	100%
AR	65	1	2		1		19	88	78%
MD	5	1	0	0	1	0	6	13	54%
SD	31	9	13	8	15	11	434	521	17%
Total de danificadas	84	5	2	0	3	0	68	162	58%

Legenda: T1- Tronco quebrado em altura < 3 m; T2- Tronco quebrado em altura > 3 m sem brotos; T3- Tronco quebrado em altura > 3 m e brotado; C1- Apenas pequenos galhos quebrados; C2- Galhos médios quebrados (menos de metade da copa destruída); C3- Metade ou mais de copa destruída; I1- Ângulo de inclinação da árvore $< 20^\circ$; I2- Ângulo de inclinação da árvore de 20° até 45° ; CM1- Apenas a casca foi removida; CM2- Pequenas áreas de casca e madeira afetadas; CM3- Grandes áreas de casca e madeira afetadas; AR- Raiz Arrancada; MD- Árvores com múltiplos danos; SD- Sem danos; Área de amostragem de 2,5ha.

Fonte: Autoral, 2020.

Na Tabela 11 mostra-se a distribuição das árvores com DAP \geq 20 cm inventariadas em 2014 por tipo e gravidade do dano da exploração madeireira, indicando o número de árvores vivas e mortas para cada dano em cada ano de medição. O T1 (Tronco quebrado em altura $<$ 3m) foi o dano que causou a maior mortalidade relativa, com 93%. O dano mais frequente nesse grupo de DAP foi a raiz arrancada completamente (AR), que também apresentou alta mortalidade relativa de 78%. O percentual de árvores mortas danificadas (52%) contabilizado para o período de 10 anos de monitoramento foi aproximadamente duas vezes maior que o encontrado para árvores sem danos (21%) decorrentes da exploração.

Tabela 11: Distribuição anual e por categoria de dano da mortalidade de árvores com DAP \geq 20 cm danificadas e aparentemente não danificadas pela exploração, na Fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Pará

Categorias de Danos	Ano de morte das árvores						Vivas	Total Geral	Mort. Relativa
	2005	2006	2008	2010	2012	2014			
T1	50	5	1	3	1	3	5	68	93%
T2	28	10	4		5	3	55	105	48%
T3	1			1	2		8	12	33%
C1	1						7	8	13%
C2	2	1	1				21	25	16%
C3	4		1	4		2	23	34	32%
I1				2	1		4	7	43%
I2	3		1				3	7	57%
I3							1	1	0%
CM1	2	3	3		1	2	47	58	19%
CM2	2	1	1	1		1	25	31	19%
CM3			1	1			3	5	40%
AR	94	4	1	2	4		30	135	78%
MD	11	4	1	3	0	2	34	55	38%
SD	127	95	64	73	112	88	2160	2719	21%
Total de danificadas	198	28	15	17	14	13	266	551	52%

Legenda: T1- Tronco quebrado em altura $<$ 3m; T2- Tronco quebrado em altura $>$ 3m sem brotos; T3- Tronco quebrado em altura $>$ 3m e brotado; C1- Apenas pequenos galhos quebrados; C2- Galhos médios quebrados (menos de metade da copa destruída); C3- Metade ou mais de copa destruída; I1- Ângulo de inclinação da árvore $<$ 20°; I2- Ângulo de inclinação da árvore de 20° até 45°; CM1- Apenas a casca foi removida; CM2- Pequenas áreas de casca e madeira afetadas; CM3- Grandes áreas de casca e madeira afetadas; AR- Raiz Arrancada; MD- Árvores com múltiplos danos; SD- Sem danos; Área de amostragem de 18ha.

Fonte: Autoral, 2020.

Os resultados deste trabalho estão alinhados com os encontrados por Shenkin *et al.* (2015), que identificaram também aumentos substanciais na mortalidade de árvores com danos na raiz, casca, copa ou principalmente na inclinação do caule, as árvores danificadas apresentaram 2,5 vezes mais chances de morrer que aquelas sem danos dentro de 8 anos após a exploração. O estudo de Schulze e Zweede (2006) evidência que a perturbação do dossel devido à exploração madeireira aumenta as taxas de queda de árvores no povoamento da Fazenda Cauaxi. Os impactos da exploração madeireira não se limitam apenas às árvores imediatamente mortas, mas também incluem as árvores danificadas que morrem subsequentemente, o efeito da perturbação da exploração madeireira na sobrevivência de árvores saudáveis e não danificadas deve ser considerado (SCHULZE; ZWEEDE, 2006).

4.3 Modelagem individual de mortalidade

Com a aplicação do método de regressão passo a passo usando as 12 variáveis definidas na Tabela 3, observou-se que as variáveis que melhor explicaram o modelo de sobrevivência de indivíduos com $DAP \geq 20$ cm na área de estudo foram as variáveis individuais ano pós exploração (APE), as categorias de dano (CD) e a densidade populacional por parcela (N) (Tabela 12). Esse método de regressão passo a passo foi desenvolvido por modelo binomial, função logit, em resposta ao status das árvores analisadas, sendo que a árvores viva recebe valor igual a 0 e a morta recebe valor de 1. Nesse método os termos foram adicionados sequencialmente (primeiro ao último).

Tabela 12: Análise de Desvio Por Regressão Passo a Passo

	DF	Desvio	Resíduo DF.	Resíduo Desvio	Pr(>Chi)
(Interseção)			14030	19449,7	
CD	14	14825,8	14016	4623,9	< 2,2e-16 ***
N	1	34,8	14015	4589,1	3,654e-09 ***
APE	1	8,9	14014	4580,2	0,002808 **

Signif. codes:	0 ‘***’	0,001 ‘**’	0,01 ‘*’	0,05 ‘.’	0,1 ‘ ’ 1

Legenda: CD são as categorias de dano; N é a densidade de árvores por ha; APE são os anos pós exploração; DF são os graus de liberdade; Desvio é soma dos quadrados do resíduo; Resíduo DF é o número de observações menos o valor do grau de liberdade acumulado; Pr(>Chi) é o p-valor calculado por quiquadrado.

Fonte: Autoral, 2020.

Dentre as variáveis selecionadas CD é a única categórica e que possibilita organizar os indivíduos em grupos. Devido a esta última característica essa variável foi classificada como de efeito aleatório. As demais variáveis selecionadas são contínuas e apresentam efeito fixo no modelo. Dessa forma o modelo é considerado misto, pois apresenta variáveis com efeito fixo e efeito aleatório.

Essas variáveis foram combinadas de diferentes modos para criar modelos de mortalidade, pois as interações entre variáveis fixas e aleatórias podem ser significativas (Tabela 13). Dessa forma a interação entre APE e N apresentou significância e foi escolhido o modelo 1 por apresentar o menor valor de AIC (Tabela 13). Não foi calculado o intercepto (B0) dos modelos pois isso poderia influenciar no comportamento positivo ou negativo das demais variáveis em relação à mortalidade.

Tabela 13: AIC dos modelos de mortalidade combinados pela interação entre variáveis fixas e aleatórias

Modelo	glmerMod	AIC
1	STA~APE+N-1+(APE+N-1 CD)	4541,2
2	STA~APE+N-1+(N-1 CD)	4638,7
3	STA~APE+N-1+(APE-1 CD)	4978,5

Legenda: glmerMod é a fórmula do modelo generalizado de efeito misto; AIC é o Critério de Informação de Akaike; STA é o status da árvore, ou seja, se ela está viva (0) ou morta (1); APE é o ano pós exploração; N é a densidade de árvores por parcela; CD são as categorias de danos baseadas na combinação de tipos e gravidades de dano da exploração florestal.

Fonte: Autoral, 2020.

O modelo logístico de mortalidade foi construído a partir das variáveis significativas N, APE e CD, selecionadas por regressão passo a passo, representado pela fórmula [7]. Esse modelo possibilitou descrever o comportamento de mortalidade de cada categoria de dano (CD), identificando diferenças entre eles quanto às variáveis independentes. Todas as variáveis selecionadas foram significativas no modelo. Os parâmetros B1 e B2 estão apresentados na Tabela 14.

$$P(0,1) = 1 - \left(\frac{e^{(B1 \cdot APE + B2 \cdot N)}}{1 + e^{(B1 \cdot APE + B2 \cdot N)}} \right) \quad [7]$$

Onde, P é a probabilidade de mortalidade; APE e N são as variáveis independentes significativas (observadas); e B1 e B2 são os parâmetros do modelo apresentado na Tabela 14.

Tabela 14: Coeficientes do modelo de mortalidade para árvores com DAP \geq 20 cm

Código de CD	B1 (APE)	B2 (N)
AR	-0,47382404	0,003286992
C1	-0,14626998	-0,012313979
C2	-0,08661517	-0,01515526
C3	-0,02569782	-0,018056674
CM1	-0,02864864	-0,01791613
CM2	-0,02180347	-0,018242156
CM3	-0,08632127	-0,015169258
I1	-0,10636817	-0,01421445
I2	-0,31629542	-0,00421589
MD**	-0,2145221	-0,00906322
SD**	0,02377765	-0,020413125
T1	-0,55876013	0,007332387
T2	-0,25067564	-0,007341274
T3	-0,01229649	-0,018694961

Legenda: **Categoria de dano criada para facilitar as análises de dados; B1 e B2 são os parâmetros do modelo de mortalidade; T1- Tronco quebrado em altura <3m; T2- Tronco quebrado em altura > 3m sem brotos; T3- Tronco quebrado em altura > 3m e brotado; C1- Apenas pequenos galhos quebrados; C2- Galhos médios quebrados (menos de metade da copa destruída); C3- Metade ou mais de copa destruída; I1- Ângulo de inclinação da árvore <20°; I2- Ângulo de inclinação da árvore de 20° até 45°; CM1- Apenas a casca foi removida; CM2- Pequenas áreas de casca e madeira afetadas; CM3- Grandes áreas de casca e madeira afetadas; AR- Raiz Arrancada; MD- Árvores com múltiplos danos; SD- Sem danos.

Fonte: Autoral, 2020.

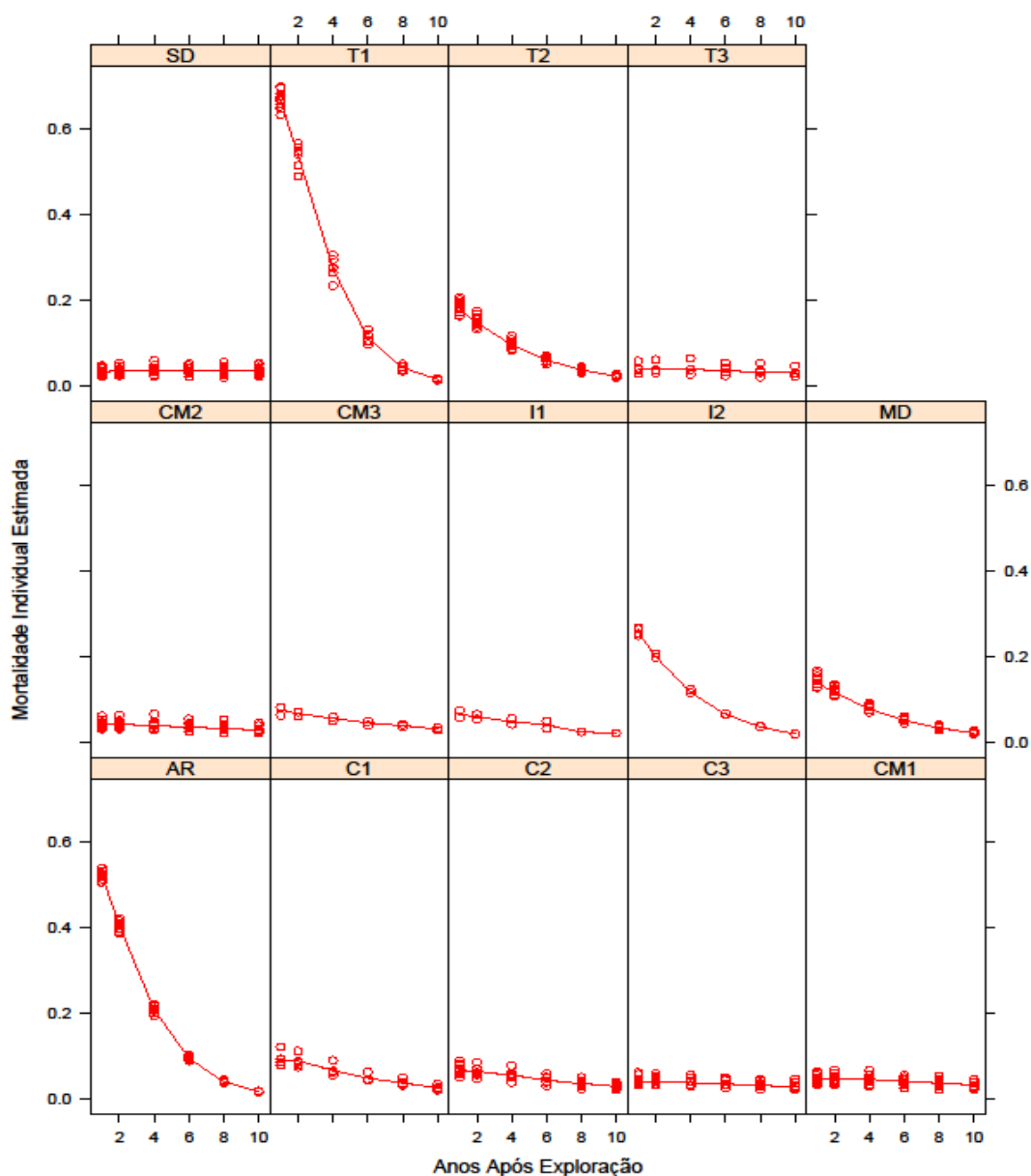
As categorias de dano (CD) apresentaram em sua maioria valores negativos de B1, ou seja, nesses casos a mortalidade segue um padrão de redução com o passar dos anos após a exploração (Tabela 14). A categoria de árvores sem danos (SD) é a única com valor positivo de B1 (0,0238), nesse caso apesar do pico de mortes acontecer no primeiro ano pós exploração o padrão geral dos dez anos de monitoramento indica um aumento da mortalidade no decorrer dos anos após a exploração (APE). Essa mortalidade na categoria SD pode ser proveniente do efeito de outras variáveis não estudadas neste trabalho como mudança climática, principalmente seca e temperatura elevada (ALLEN *et al.*, 2015; MCDOWELL; ALLEN, 2015).

Para a maioria das categorias de dano (CD) o coeficiente B2 foi negativo, indicando que as parcelas com maior densidade de árvores (N) apresentaram menor mortalidade. Esse comportamento ocorre devido ao mecanismo natural de

recuperação de uma floresta que sofre distúrbio (exploração), já que esta promove o aumento do recrutamento e reduz a mortalidade com o passar dos anos, até restaurar o equilíbrio dinâmico da floresta explorada. Apenas os danos AR e T1 apresentaram coeficiente positivo de B2, indicando que para os danos mais intensos a mortalidade é maior em parcela mais densas (Tabela 14).

Na Figura 10 apresenta-se o comportamento da mortalidade de árvores com $DAP \geq 20$ cm em cada categoria de dano (CD) ao longo dos anos após a exploração. Todas as categorias apresentaram um comportamento de mortalidade semelhante a uma exponencial negativa com exceção das árvores sem danos (SD), que apresentaram comportamento semelhante a uma reta.

Figura 10: Probabilidade de mortalidade individual estimada de árvores com DAP \geq 20 cm distribuídas por categorias de danos (CD) causados pela exploração madeireira



Legenda: T1- Tronco quebrado em altura <3m; T2- Tronco quebrado em altura > 3m sem brotos; T3- Tronco quebrado em altura > 3m e brotado; C1- Apenas pequenos galhos quebrados; C2- Galhos médios quebrados (menos de metade da copa destruída); C3- Metade ou mais de copa destruída; I1- Ângulo de inclinação da árvore <20°; I2- Ângulo de inclinação da árvore de 20° até 45°; CM1- Apenas a casca foi removida; CM2- Pequenas áreas de casca e madeira afetadas; CM3- Grandes áreas de casca e madeira afetadas; AR- Raiz Arrancada; MD- Árvores com múltiplos danos; SD- Sem danos.

Fonte: Autoral, 2020.

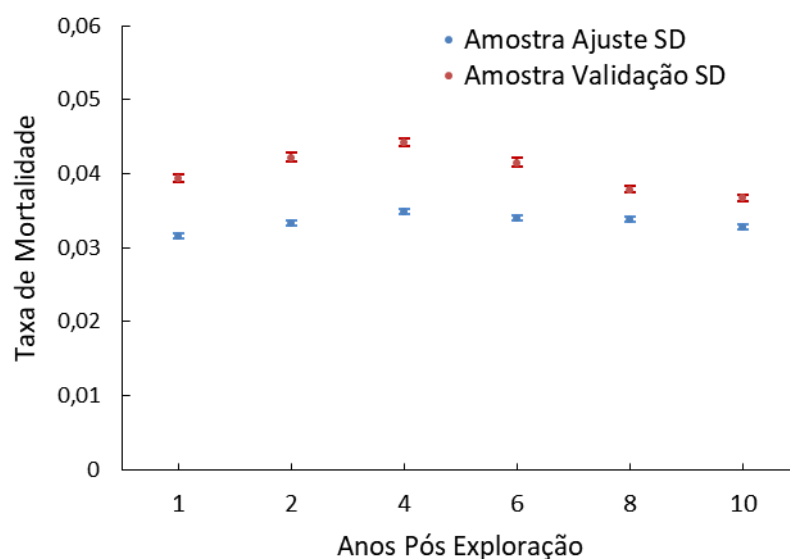
Após 10 anos do distúrbio a taxa média de mortalidade nos dessas categorias (Figura 10) atingiu valores próximos ao encontrado para árvores não danificadas de 3%. As categorias T1 e AR foram os que apresentam as maiores taxas médias de mortalidade, respectivamente, 65% e 55% no ano da exploração. I2, T2 e VD apresentaram mortalidade máxima no ano da exploração, de aproximadamente 25%, 20% e 15% respectivamente. As demais categorias apresentaram mortalidade inferior a 10% em todos os anos (Figura 10).

4.4 Validação do modelo de mortalidade

A validação do modelo de mortalidade ocorreu por análise gráfica e aplicação do teste de t de Student para cada categoria de dano de exploração, distribuídos por dez anos de monitoramento. As Figuras de 11 a 17 retratam o intervalo de confiança da mortalidade média individual em duas áreas amostrais, são elas: a Amostra Ajuste que é composta de treze hectares e foi utilizada para ajuste do modelo de mortalidade generalizado de efeito misto e a Amostra Validação que tem cinco hectares e não foi usada no ajuste, selecionada apenas para validação do modelo.

A Figura 11 apresenta o comportamento das amostras de ajuste e validação das estimativas de mortalidade das árvores sem danos. Esse modelo se mostrou impreciso ao nível de significância de 5%, para as árvores sem danos, em todos os anos de monitoramento. Os intervalos de confiança entre as amostras não se sobrepuseram, entretanto estiveram próximos entre si, com diferença de 1% entre as médias de mortalidade.

Figura 11: Comportamento médio de mortalidade de árvores sem danos, nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto

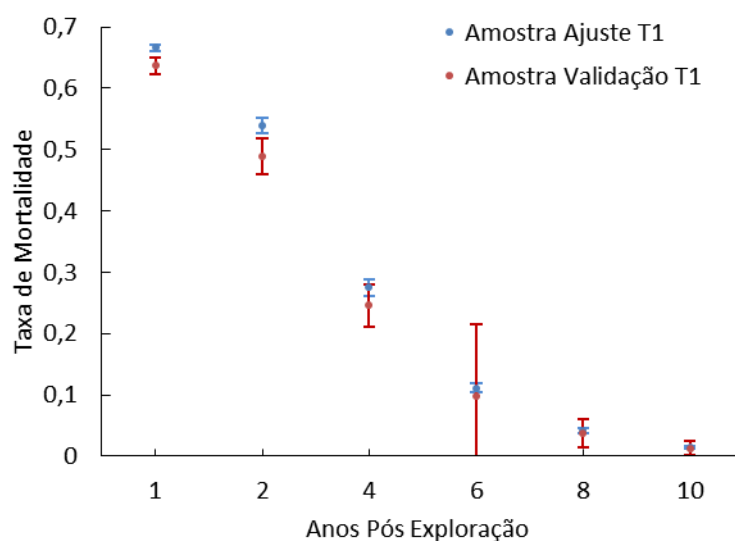


Legenda: SD- Categoria de árvores sem danos; As barras verticais representam o intervalo de confiança, calculado pela estatística t para $\alpha=0,05$; As barras horizontais são os limites superior e inferior do intervalo de confiança; A Amostra Ajuste foi utilizada para ajuste do modelo generalizado de efeito misto para mortalidade; A Amostra Validação não foi usada no ajuste, selecionada apenas para validação das estimativas do modelo de mortalidade.

Fonte: Autoral, 2020.

A Figura 12 retrata a mortalidade das árvores com tronco quebrado em altura menor que 3 m (T1), é considerado a categoria de dano com maior gravidade ao tronco. O comportamento de mortalidade das amostras ajuste e validação declinaram com o passar dos anos após a exploração. Nas duas primeiras medições as amostras ajuste e validação apresentaram diferença significativa, mostrando que o modelo ajustado superestima a probabilidade de mortalidade da categoria de dano T1. A partir do quarto ano, o intervalo de confiança das médias da Amostra Ajuste e Amostra Validação se sobrepuseram, possibilitando sua validação no período de dez anos.

Figura 12: Comportamento médio de mortalidade de árvores da categoria de dano T1, nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto

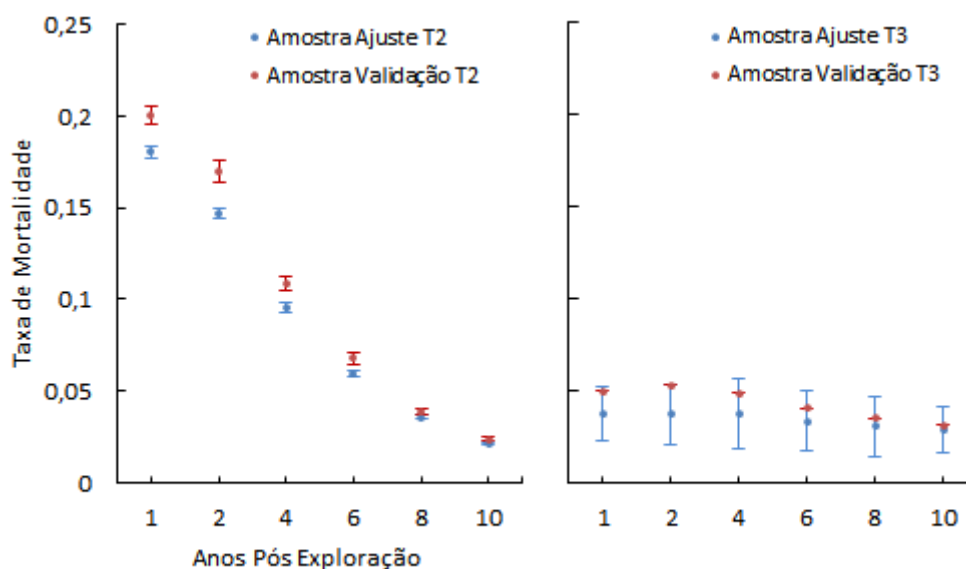


Legenda: T1- Tronco quebrado em altura <3m; As barras verticais representam o intervalo de confiança, calculado pela estatística t para $\alpha=0,05$; As barras horizontais são os limites superior e inferior do intervalo de confiança; A Amostra Ajuste foi utilizada para ajuste do modelo generalizado de efeito misto para mortalidade; A Amostra Validação não foi usada no ajuste, selecionada apenas para validação das estimativas do modelo de mortalidade.

Fonte: Autoral, 2020.

A Figura 13 retrata a mortalidade das árvores com dano no tronco nas categorias T2 e T3. Na categoria T3 verificou-se que as estimativas do modelo são válidas ao nível de significância de 5% em todos os anos de monitoramento e nesse período o comportamento da probabilidade de mortalidade das amostras ajuste e validação foi constante, variando de 2 a 6%. O modelo de T2 foi impreciso para todos anos de monitoramento após a exploração.

Figura 13: Comportamento médio de mortalidade de árvores da categoria de dano T2 e T3, nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto

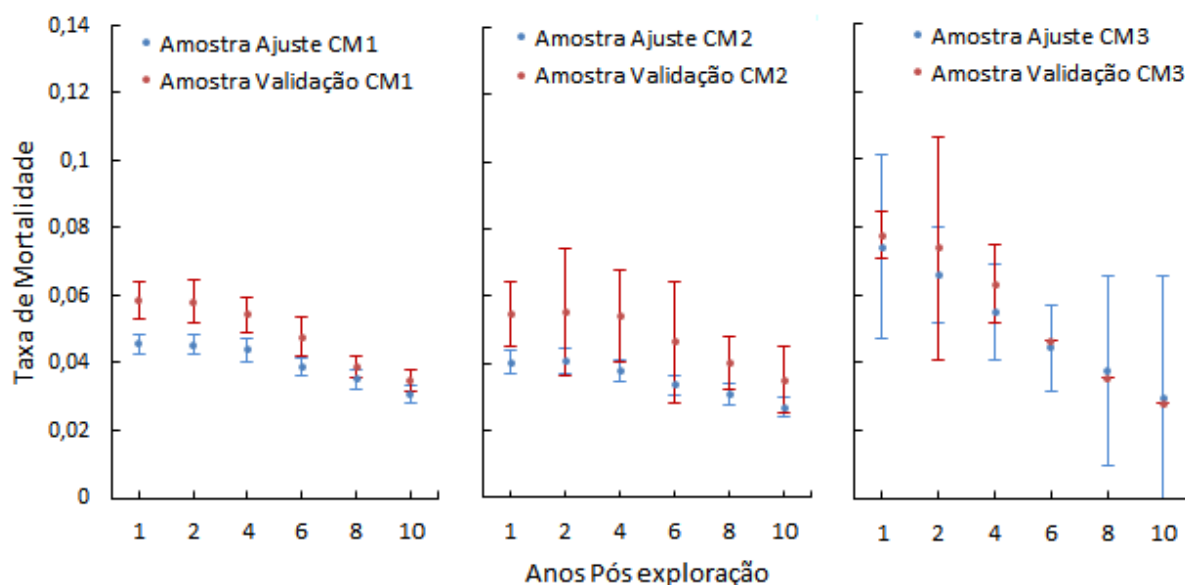


Legenda: T2- Tronco quebrado em altura > 3m sem brotos; T3- Tronco quebrado em altura > 3m e brotado; As barras verticais representam o intervalo de confiança, calculado pela estatística t para $\alpha=0,05$; As barras horizontais são os limites superior e inferior do intervalo de confiança; A Amostra Ajuste foi utilizada para ajuste do modelo generalizado de efeito misto para mortalidade; A Amostra Validação não foi usada no ajuste, selecionada apenas para validação das estimativas do modelo de mortalidade.

Fonte: Autoral, 2020.

A Figura 14 demonstra a probabilidade de mortalidade estimada para as árvores com dano na casca e madeira (CM), distribuídas para os três níveis de gravidade. A categoria CM3 é a de maior gravidade e suas estimativas de mortalidade individual foram significativas ao nível de 5% para todos os anos de monitoramento. As estimativas do modelo de mortalidade para CM2 apresentou alternância de significância ($\alpha=0,05$) durante os anos de monitoramento, sendo considerado válido devido à proximidade de valores entre a Amostra Ajuste e a Amostra Validação. Verificou-se que as estimativas de CM1 foram inválidas, já que, as médias da Amostra Ajuste e da Amostra Validação não foram estatisticamente iguais ao nível de significância de 5% para o período de monitoramento.

Figura 14: Comportamento médio de mortalidade de árvores com Dano na Casca e Madeira (CM), nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto

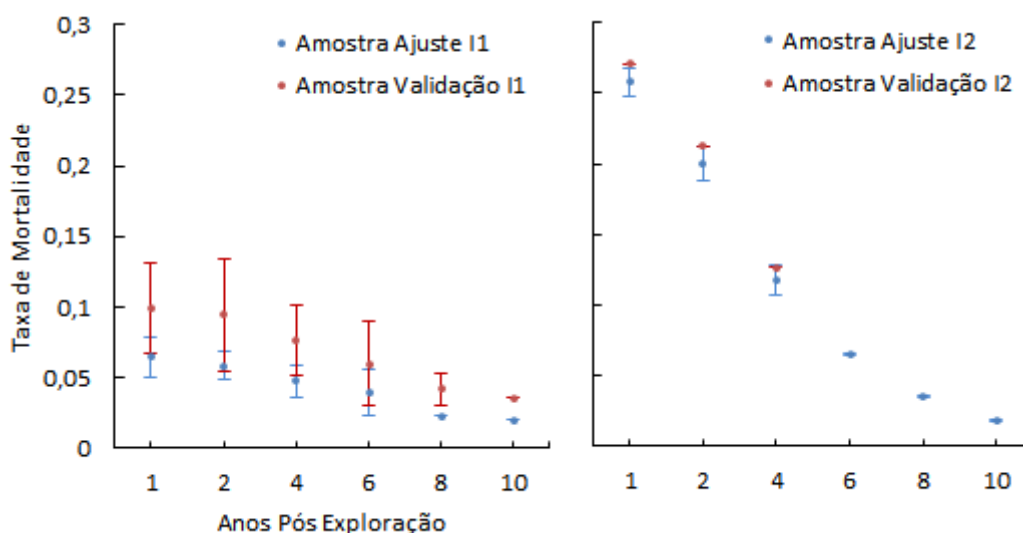


Legenda: CM1- Apenas a casca foi removida; CM2- Pequenas áreas de casca e madeira afetadas; CM3- Grandes áreas de casca e madeira afetadas; As barras verticais representam o intervalo de confiança, calculado pela estatística t para $\alpha=0,05$; As barras horizontais são os limites superior e inferior do intervalo de confiança; A Amostra Ajuste foi utilizada para ajuste do modelo generalizado de efeito misto para mortalidade; A Amostra Validação não foi usada no ajuste, selecionada apenas para validação das estimativas do modelo de mortalidade.

Fonte: Autoral, 2020.

A Figura 15 retrata a mortalidade estimada das árvores com Inclinação no tronco (I) para os dois tipos de dano encontrados em campo. Verifica-se, nesta figura, que os indivíduos da Amostra de validação I1 apresentam maior variação em seus dados quando comparado aos da Amostra de ajuste I1, resultando em um intervalo de confiança mais extenso. As estimativas de mortalidade individual foram precisas para a categoria de dano I1 até o sexto ano após a exploração. Para o oitavo e decimo ano de monitoramento o modelo foi considerado inválido, já que, a mortalidade da amostra ajuste I1 foi significativamente ($\alpha=0,05$) inferior à média de mortalidade da amostra de validação. O modelo de I2 apresentou precisão ao nível de 5% até o quarto ano após a exploração, não sendo possível validar esse modelo para os demais anos, pois a amostra selecionada para validação não apresentou valores observados de I2.

Figura 15: Comportamento médio de mortalidade de árvores com Inclinação no Tronco (I), nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto

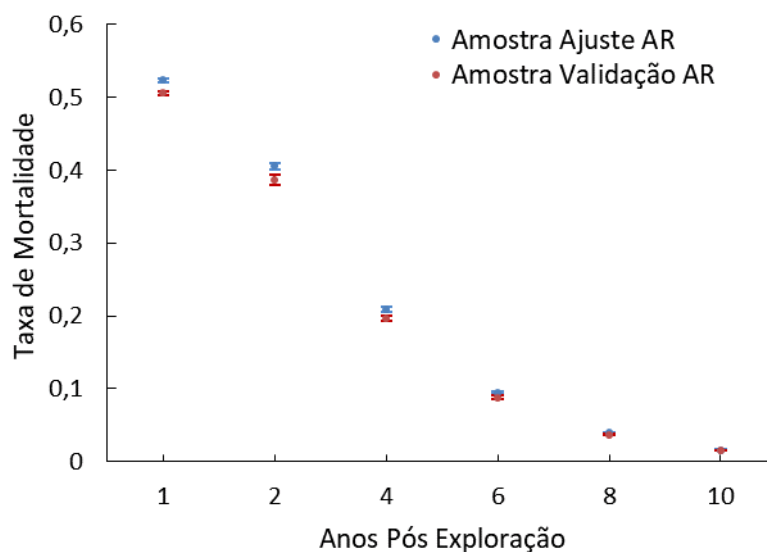


Legenda: I1- Ângulo de inclinação da árvore <math><20^\circ</math>; I2- Ângulo de inclinação da árvore de 20° até 45°; As barras verticais representam o intervalo de confiança, calculado pela estatística t para $\alpha=0,05$; As barras horizontais são os limites superior e inferior do intervalo de confiança; A Amostra Ajuste foi utilizada para ajuste do modelo generalizado de efeito misto para mortalidade; A Amostra Validação não foi usada no ajuste, selecionada apenas para validação das estimativas do modelo de mortalidade.

Fonte: Autoral, 2020.

A Figura 16 demonstra o comportamento das amostras de ajuste e validação da mortalidade das árvores arrancadas durante a exploração (AR). O modelo ajustado superestima a mortalidade nos anos após a exploração, ainda que no oitavo ano as médias aparentem igualdade, seus intervalos de confiança não se sobrepõem. Dessa forma o modelo é considerado inválido para categoria AR ao nível de significância $\alpha=0,05$.

Figura 16: Comportamento médio de mortalidade de árvores com Raiz Arrancada (AR) nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto

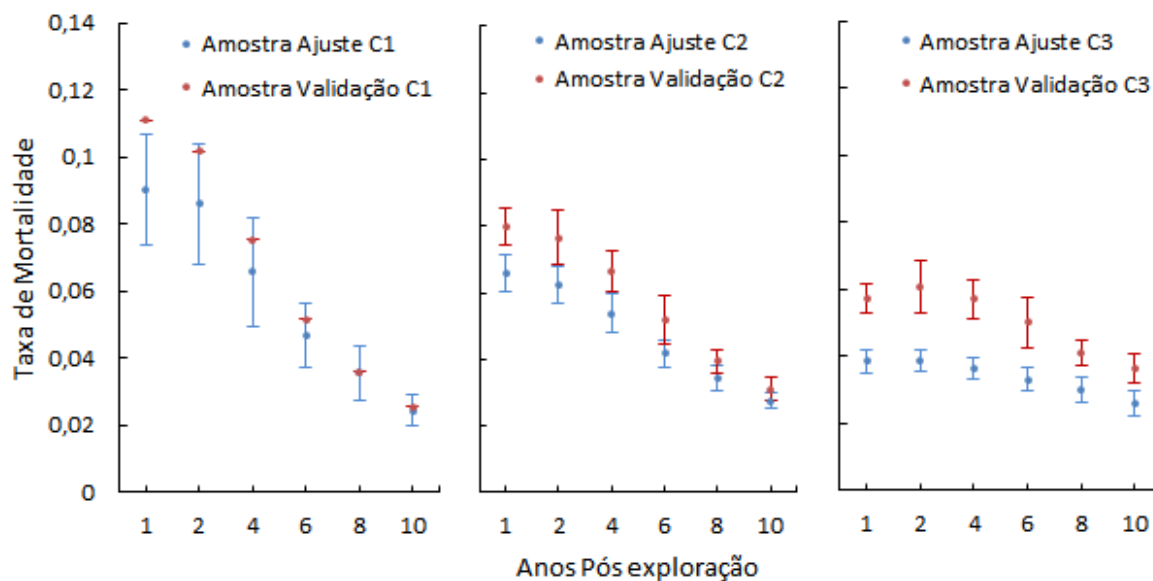


Legenda: AR- Árvores com raiz arrancada; As barras verticais representam o intervalo de confiança, calculado pela estatística t para $\alpha=0,05$; As barras horizontais são os limites superior e inferior do intervalo de confiança; A Amostra Ajuste foi utilizada para ajuste do modelo generalizado de efeito misto para mortalidade; A Amostra Validação não foi usada no ajuste, selecionada apenas para validação das estimativas do modelo de mortalidade.

Fonte: Autoral, 2020.

Na Figura 17 observa-se o comportamento da probabilidade de mortalidade das árvores com dano na copa (C). As estimativas do modelo de mortalidade para a categoria de dano C1 foi validado ao nível de significância de 5% a partir do segundo ano após a exploração. As estimativas de mortalidade individual para as árvores da categoria C2 foram consideradas inválidas ao nível de significância de 5%, pois apresentou médias significativamente diferentes ($\alpha=0,05$), entre Amostra Ajuste e Validação, nos oito primeiros anos após a exploração. Para a categoria de dano C3 nota-se uma tendência de igualdade entre as médias calculadas para as amostras ajuste e validação com o passar dos anos, entretanto para os dez anos de monitoramento o modelo foi considerado inválido, pois os intervalos de confiança não se sobrepuseram nesse período.

Figura 17: Comportamento médio de mortalidade de árvores com Dano na Copa (C), nas amostras de ajuste e validação do modelo generalizado de efeito misto



Legenda: C1- Apenas pequenos galhos quebrados; C2- Galhos médios quebrados; C3- Metade ou mais de copa destruída; As barras verticais representam o intervalo de confiança, calculado pela estatística t para $\alpha=0,05$; As barras horizontais são os limites superior e inferior do intervalo de confiança; A Amostra Ajuste foi utilizada para ajuste do modelo generalizado de efeito misto para mortalidade; A Amostra Validação não foi usada no ajuste, selecionada apenas para validação das estimativas do modelo de mortalidade.

Fonte: Autoral, 2020.

As estimativas do modelo generalizado de efeito misto para mortalidade individual foram validadas apenas para as categorias de dano T1, T3, I1, I2, CM2, CM3 e C1. Para essas categorias as amostras de validação foram significativamente iguais em comportamento e taxa de mortalidade das amostras de ajuste do modelo.

5 CONCLUSÃO

A taxa média de mortalidade do grupo de árvores remanescentes danificadas pela exploração florestal foi superior a mortalidade das árvores aparentemente sem danos nos dois primeiros anos após a exploração. A partir do quarto ano de monitoramento as taxa de mortalidade média das árvores com $DAP \geq 20\text{cm}$ de ambos os grupos se igualaram, com valor médio aproximado de 2,5%. Dessa forma, aceitou-se a hipótese de que em até dez anos após a exploração a taxa média de mortalidade de árvores danificadas e não danificadas se iguala.

O modelo de mortalidade individual estimada que apresentou o melhor ajuste foi o generalizado de efeito misto, que usa como variáveis explicativas a categoria de dano (CD), densidade de árvores por parcela (N) e anos pós exploração (APE). O fato da CD ser uma das variáveis escolhidas pelo modelo indica que há diferença entre as categorias de dano. Por meio desse modelo foi possível calcular a probabilidade de mortalidade das árvores em cada CD e observou-se valores diferentes entre elas, sendo T1 e T3 as categorias de árvores com danos que apresentaram a maior e menor probabilidades médias de mortalidade, respectivamente, 65% e 4%, no ano da exploração. Dessa forma rejeitou-se a hipótese de que a probabilidade de morte das árvores remanescentes danificadas é igual, independentemente da categoria de dano sofrido.

Atualmente a legislação proíbe a comercialização de madeira em pé danificada por exploração (BRASIL, 2007), entretanto essa medida deveria ser repensada, pois há categorias de dano, como a T1 e AR, que apresentam mortalidade acima de 50%, de acordo com o modelo. A retirada dessas árvores para fins comerciais reduziria os desperdícios de madeira durante o manejo, teria baixos custo e impacto ao ambiente, visto que os ramais e pátios de estocagem estariam prontos para uso. Essas árvores fragilizadas ao longo do tempo são acometidas por vários patógenos, podem servir de vetores para proliferação de doenças no entorno. Para esses casos deveria ser avaliado há viabilidade econômica da retirada dessas árvores altamente danificadas, podendo usar essa matéria prima renovável para fins energéticos.

6 RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

O volume de madeira perdido devido a mortalidade de árvores com DAP \geq 20 cm foi de 22 m³/ha no primeiro ano pós exploração florestal. Quantitativo que deveria ser melhor aproveitado pelo plano de manejo florestal, já que, os ramais e pátios de estocagem ainda estão bem delimitados no primeiro ano pós colheita e poderiam ser reutilizados como uma forma de redução de despesas e aproveitamento de madeira.

Devido ao alto número de árvores mortas com DAP \geq 20 cm encontrado após a exploração florestal, seria interessante em trabalhos futuros fazer um inventário desses indivíduos um ano após a exploração e verificar a viabilidade ambiental e econômica do aproveitamento dessa madeira. Caso esta seja viável regularizar essa prática de aproveitamento junto ao órgão licenciador e fiscalizador do estado, já que atualmente é proibido o aproveitamento de madeira danificada no plano de manejo florestal.

7 REFERÊNCIAS

ABDULHADI, R.; KARTAWINATA, K.; SUKARDJO, S. Effects of mechanized logging in the lowland dipterocarp forest at Lempake, East Kalimantan. **Malaysian Forester**, 44 (2-3): 407- 418. 1981.

ADAME, P.; DEL RÍO, M.; CANELLAS, I. Modeling individual-tree mortality in Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.) stands. **Annals of forest science**, v. 67, n. 8, p. 810, 2010.

ALDER, D.; SILVA J.N.M. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, 130, 141-157. 2000.

ALLEN, C. D., BRESHEARS, D. D., MCDOWELL, N. G. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die- off from hotter drought in the Anthropocene. **Ecosphere**, v. 6, n. 8, p. 1-55, 2015.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.

AMARAL, M. R.; LIMA, A. J.; 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. 2, p. 89, 2019.

ANDEREGG, W. R. L.; MARTINEZ-VILALTA, J.; CAILLERET, M.; CAMARERO, J. J.; EWERS, B. E.; GALBRAITH, D.; GESSLER, A.; GROTE, R.; HUANG, C.; LEVICK, S. R.; POWELL, T. L.; ROWLAND, L.; SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; TROTSIUK, V. When a tree dies in the forest: scaling climate-driven tree mortality to ecosystem water and carbon fluxes. **Ecosystems**, v. 19, n. 6, p. 1133-1147, 2016.

ANDRADE, Fabiano Soares; DO PARÁ, UNIIVERSIDADE DO ESTADO. Variabilidade da precipitação pluviométrica de um município do estado do Pará. **Revista Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 8, n. 4, p. 138-145, 2011.

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, n. 2, p. 347-360, 2005.

ASNER, G. P.; KELLER, M.; PEREIRA, JR, R.; ZWEEDE, J. C.; SILVA, J. N. Canopy damage and recovery after selective logging in Amazonia: field and satellite studies. **Ecological Applications**, v. 14, n. sp4, p. 280-298, 2004.

AZEVEDO, C. P. de.; SANQUETTA, C. R.; SILVA, J. N. M.; MACHADO, S. A.; SOUZA, C. R.; OLIVEIRA, M. M. de. Simulação de estratégias de manejo florestal na Amazônia com o uso do modelo SYMFOR. **Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2008.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos avançados**, v. 19, n. 53, p. 71-86, 2005.

BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. 176 p.

BRASIL. **Normas Florestais Federais para a Amazônia**. Brasília: IBAMA / Diretoria de Uso Sustentável da Biodiversidade e Florestas, 176 p. 2007.

CAMP, A. Damage to residual trees by four mechanized harvest systems operating in small-diameter, mixed-conifer forests on steep slopes in Northeastern Washington: a case study. **Western Journal of Applied Forestry**, v. 17, n. 1, p. 14-22, 2002.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**. 4. ed. 605 p Viçosa, MG: UFV, 2013.

CARVALHO, A. L. de.; OLIVEIRA, M. V. N. de.; PUTZ, F. E.; OLIVEIRA, L. C. de. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest ecology and management**, v. 392, p. 36-44, 2017.

CARVALHO, J. O. P. de. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. In: **Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: SIMPÓSIO SILVICULTURA NA AMAZÔNIA ORIENTAL: contribuições do Projeto Embrapa/DFID, 1999, Belém, PA. Resumos expandidos. Belém, PA: EMBRAPA-CPATU: DFID, 1999.

CLARK, J. S.; BECKAGE, B.; CAMILL, P.; CLEVELAND, B.; LAMBERS, J. H. R.; LICHTER, J.; MCLACHLAN, J.; MOHAN, J.; WYCKOFF, P. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal of Botany**, Columbus, v. 86, n. 1, p. 1-16, 1999.

COLPINI, C.; SILVA, V. S. M.; 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, n. 3, p. 549-556, 2010.

COSTA, D. H. M.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. de. Ingresso e mortalidade de árvores após a colheita de madeira em área de terra firme na floresta nacional do Tapajós (PA). **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, n. 38, p. 119-126, 2016.

CUDZIK, A.; BRENNENSTHUL, M.; BIAŁCZYK, W.; CZARNECKI, J. Damage to soil and residual trees caused by different logging systems applied to late thinning. **Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering**, v. 38, n. 1, p. 83-95, 2017.

DYKSTRA, D. P.; HEINRICH, R. **FAO model code of forest harvesting practice**. FAO, 1996.

ESPADA, A. L. V.; PIRES, I. P.; LENTINI, M. A. W.; BITTENCOURT, P. R. G.; GAMBARINI, A. **Manejo florestal e Exploração de Impacto Reduzido em Florestas Naturais de Produção da Amazônia**. Instituto Floresta Tropical – IFT. Informativo Técnico 1, 2014.

FERREIRA DA SILVA, E.; DA SILVA, G. F.; ORFANÓ FIGUEIREDO, E.; BREDA BINOTI, D. H.; RIBEIRO DE MENDONÇA, A.; MOREIRA MIQUELINO ELETO TORRES, C.; MACEDO PEZZOPANE, J. E. Allocation of Storage Yards in Management Plans in the Amazon by Means of Mathematical Programming. **Forests**, v. 9, p. 127, 2018.

FERREIRA, F. N. **Análise da Sustentabilidade do Manejo Florestal com Base na Avaliação de Danos Causados por Exploração de Impacto Reduzido (Eir) em Floresta de Terra Firme no Município de Paragominas-Pa**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, Belém, 82p., 2005.

FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; STEPKA, T. F.; SAWCZUK, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 763-776, 2010.

FIGUEIREDO, E. O.; D'OLIVEIRA, M. V. N.; BRAZ, E. M.; DE ALMEIDA PAPA, D.; FEARNside, P. M. LIDAR-based estimation of bole biomass for precision management of an Amazonian forest: Comparisons of ground-based and remotely sensed estimates. **Remote Sensing of Environment**, v. 187, p. 281-293, 2016.

FRIDMAN, J.; STÅHL, G. A three-step approach for modelling tree mortality in Swedish forests. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 16, n. 5, p. 455-466, 2001.

GOMES, J. M.; CARVALHO, J. O. P. de.; SILVA, M. G.; NOBRE, D. N. V.; TAFFAREL, M.; FERREIRA, J. E. R.; SANTOS, R. N. J. Sobrevivência de espécies arbóreas plantadas em clareiras causadas pela colheita de madeira em uma floresta de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. **ACTA AMAZONICA**, v. 40, n. 1, p. 171-178, 2010.

GOUGH, C. M.; HARDIMAN, B. S.; NAVE, L. E.; BOHRER, G.; MAURER, K. D.; VOGEL, C. S.; NADELHOFFER, K. J.; CURTIS, P. S. Sustained carbon uptake and storage following moderate disturbance in a Great Lakes forest. **Ecological Applications**, v. 23, n. 5, p. 1202-1215, 2013.

GRAAF, N. R. de.; POELS, R. L. H.; VAN ROMPAEY, R. S. A. R. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. **Forest ecology and management**, v. 124, n. 2-3, p. 123-135, 1999.

HAN, H.; KELLOGG, L. D. Scar Closure and Future Timber Value Losses From Thinning Damage in Western Oregon. **Forest Products Journal**, v. 50, n. 1, 2000.

HÉLY, C.; FLANNIGAN, M.; BERGERON, Y. Modeling tree mortality following wildfire in the southeastern Canadian mixed-wood boreal forest. **Forest Science**, v. 49, n. 4, p. 566-576, 2003.

HENDRISON, J. **Damage-controlled logging in managed tropical rain forest in Suriname**. Wageningen: Universidade de Wageningen, 1990. 204p.

HILLIS, W. E. **Heartwood and tree exudates**. Springer Science & Business Media, 2012.

HIRAI, E. H., CARVALHO, C. J. R. D., SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P. de., QUEIROZ, W. T. Efeitos da exploração de impacto reduzido sobre a regeneração natural em uma floresta densa de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. **Scientia Forestalis**, v.40, n.95, p.306-315, 2012.

HOLMES, T. P.; BLATE, G. M.; ZWEEDE, J. C.; PEREIRA JR, R.; BARRETO, P.; BOLTZ, F. **Custos e benefícios financeiros da exploração florestal de impacto reduzido em comparação à exploração florestal convencional na Amazônia Oriental**. Belém: Fundação Floresta Tropical, 2004.

HOLMES, T.P., BLATE, G.M., ZWEEDE, J.C., PEREIRA JR., R., BARRETO, P., BOLTZ, F., BAUCH, R. Financial and ecological indicators of reduced impact

logging performance in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, 163, 2002. p.93-110.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Vegetação do Estado do Pará.** disponível em: <http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/mapas/unidades_da_federacao/pa_vegetacao.pdf>. Acessado em: 19/10/2019a.

Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. **Precipitação total Anual Válido para o Ano de 2018.** Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/page&page=desvioChuvaAnual>>. Acessado em: 08/10/2019.

JACKSON, S. M.; FREDERICKSEN, T. S.; MALCOLM, J. R. Area disturbed and residual stand damage following logging in a Bolivian tropical forest. **Forest ecology and management**, v. 166, n. 1-3, p. 271-283, 2002.

JARDIM, F. C. S.; CARVALHO, J. O. P. de.; MELO, L. D. O.; MENDES, F. D. S.; SILVA, J. N. M.; SOUZA, D. V. Crescimento de espécies arbóreas em uma floresta natural de terra firme após a colheita de madeira e tratamentos silviculturais, no município de Paragominas, Pará, Brasil. **Ciência Florestal**, 2015.

JOHNS, J. S.; BARRETO, P.; UHL, C. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. **Forest ecology and management**, v. 89, n. 1-3, p. 59-77, 1996.

LANDSBERG, J. Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 33, n. 3, p. 385-397, 2003.

LEXEROD, N.; EID, T. Recruitment models for Norway spruce, Scots pine, birch and other broadleaves in young growth forests in Norway. **Silva Fennica**, v. 39, n. 3, p. 391, 2005.

LIOCOURT, F. de. De l'aménagement des sapinières. Tradução Maria Nygren. **Bulletin trimestriel, Société Forestière de Franche-Comté et Belfort, juillet.** p.396-409, 1898.

MACHADO, S. A; FIGUEIREDO FILHO, A. **Dendrometria.** 2 ed., 2 reimp. Guarapuava: UNICENTRO, 2014.

MAESTRI, R.; SANQUETTA, C. R.; SCOLFORO, J. R.; DO AMARAL MACHADO, S.; DALLA CORTE, A. P. Modelagem de crescimento florestal

considerando variáveis do ambiente: Revisão. **Scientia agraria**, Curitiba, v. 14, n. 3, p. 103-110, set 2013.

MALHI, Y.; DOUGHTY, C. E.; GOLDSMITH, G. R.; METCALFE, D. B.; GIRARDIN, C. A.; MARTHEWS, T. R.; ...; DA COSTA, A. C. The linkages between photosynthesis, productivity, growth and biomass in lowland Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 21, n. 6, p. 2283-2295, 2015.

MARTINS, S. S.; COUTO, L.; CARDOSO, C. M. Efeito da exploração florestal seletiva em uma floresta estacional semidecidual. **Revista Árvore**, v. 27, n. 1, p. 65-70, 2003.

MCDOWELL, N. G., ALLEN, C. D. Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 7, p. 669, 2015.

MCDOWELL, N. G.; ALLEN, C. D.; TEIXEIRA, K. A.; AUKEMA, B. H.; BOND-LAMBERTY, B.; CHINI, L.; CLARK, J. S.; DIETZE, M.; GROSSIORD, C.; HANBURY-BROWN, A.; HURTT, G. C.; JACKSON, R. B.; JOHNSON, D. J.; KUEPPERS, L.; LICHSTEIN, J. W.; OGLE, K.; POULTER, B.; PUGH, T. A. M.; SEIDL, R.; TURNER, M. G.; URIARTE, M.; WALKER, A. P.; XU, C. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. **Science**, v. 368, n. 6494, 2020.

MENDONÇA, A. C. A. Caracterização e simulação dos processos dinâmicos de uma área de Floresta Tropical de Terra Firme utilizando matrizes de transição. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, p. 92, 2003.

MEYER, A.H. RICKNAGEL, A. B., STEVENSON, D. D.; BARTOO, R. A. **Forest management**. New York: The Ronald Press Company, 2v. 1961.

MILLER, S. D.; DE SOUSA, C. A. D.; MENTON, M. C.; MAIA, A. R.; DA ROCHA, H. R.; GOULDEN, M. L. Effects of selective logging on tropical forest tree growth. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 113, n. G1, 2008.

MITCHELL, S. J. Wind as a natural disturbance agent in forests: a synthesis. **Forestry: An International Journal of Forest Research**, v. 86, n. 2, p. 147-157, 2013.

MONSERUD, R. A.; STERBA, H. Modeling individual tree mortality for Austrian forest species. **Forest Ecology and Management**, v. 113, n. 2-3, p. 109-123, 1999.

NASCIMENTO, R. G. M. **Modelagem e simulação do crescimento e produção de floresta tropical manejada na Amazônia Oriental**. Tese (Doutorado)

- Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. 2016.

NEGRÓN-JUÁREZ, R. I.; HOLM, J. A.; MARRA, D. M.; RIFAI, S. W.; RILEY, W. J.; CHAMBERS, J. Q.; KOVEN, C. D.; KNOX, R. G.; MCGRODDY, M. E.; DI VITTORIO, A. V.; URQUIZA-MUÑOZ, J.; TELLO-ESPINOZA, R.; MUÑOZ, W. A.; RIBEIRO, G. H. P. M.; HIGUCHI, N. Vulnerability of Amazon forests to storm-driven tree mortality. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 5, p. 054021, 2018.

OLIVEIRA, L. C. de. DO COUTO, H. T. Z., SILVA, J. N. M., & DE CARVALHO, J. O. P. de. Exploração Florestal E Eficiência Dos Tratamentos Silviculturais Realizados Em Uma Área De 136ha Na Floresta Nacional Do Tapajós, Belterra-Pará. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 46, n. 1, p. 195-214, 2006.

OLIVER, C. D.; LARSON, B. C. **Forest Stand Dynamics**. New York: J. Wiley, 1996. 520 p.

PHILLIPS, P.D.; AZEVEDO, C. P. de.; DEGEN, B.; THOMPSON, I.S.; SILVA, J.N.M.; VAN GARDINGEN, P.R. An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. **Ecological Modelling**, v. 173, n. 4, p. 335-354, 2004.

PHILLIPS, P.D.; BRASH, T.E.; YASMAN, I.; SUBAGYO, P.; VAN GARDINGEN, P.R. An individual-based spatially explicit tree growth model for forests in East Kalimantan (Indonesian Borneo). **Ecological Modelling**, v. 159, n. 1, p. 1-26, 2003.

PINARD, M. A.; PUTZ, F. E. Retaining forest biomass by reducing logging damage. **Biotropica**, p. 278-295, 1996.

PINARD, M. A.; PUTZ, F. E.; TAY, J.; SULLIVAN, T. E. Creating timber harvest guidelines for a reduced-impact logging project in Malaysia. **Journal of Forestry**, v. 93, n. 10, p. 41-45, 1995.

PIÑEIRO, G.; PERELMAN, S.; GUERSCHMAN, J. P.; PARUELO, J. M. How to evaluate models: observed vs predicted or predicted vs observed? **Ecological Modelling**, Amsterdam, v.216, p. 316-322, 2008.

PINTO *et al.* **Diagnóstico Sócioeconômico e Florestal do município de Paragominas**. Relatório Técnico : Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia – Imazon, Belem – PA, 2009.

PRETZSCH, H. Forest dynamics, growth, and yield. In: **Forest dynamics, growth and yield**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 1-39. 2009.

PRODAN, M.; PETERS, R.; COX, F.; REAL, P. Mensura Forestal. San Jose, C.R.: Deutsche Gesellschaft fur Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH: Institute Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), 561 p. 1997.

PUTZ, F. E., REDFORD, K. H., ROBINSON, J. G., FIMBEL, R., & BLATE, G. M. **Biodiversity conservation in the context of tropical forest management**. The World Bank, 2001.

REIS, L. P., DE SOUZA, A. L., DOS REIS, P. C. M., MAZZEI, L., SOARES, C. P. B., TORRES, C. M. M. E., ... & LEITE, H. G. Estimation of mortality and survival of individual trees after harvesting wood using artificial neural networks in the amazon rain forest. **Ecological engineering**, v. 112, p. 140-147, 2018.

REIS, L. P.; DE SOUZA, A. L.; MAZZEI, L.; DOS REIS, P. C. M.; LEITE, H. G.; SOARES, C. P. B.; TORRES, C. M. M. E.; DA SILVA, L. F.; RUSCHEL, A. R. Prognosis on the diameter of individual trees on the eastern region of the amazon using artificial neural networks. **Forest Ecology and Management**, v. 382, p. 161-167, 2016.

RIFAI, S. W.; MUÑOZ, J. D. U.; NEGRÓN-JUÁREZ, R. I.; ARÉVALO, F. R. R.; TELLO-ESPINOZA, R.; VANDERWEL, M. C.; LICHSTEIN, J. W.; CHAMBERS, J. Q.; BOHLMAN, S. A. Landscape-scale consequences of differential tree mortality from catastrophic wind disturbance in the Amazon. **Ecological applications**, v. 26, n. 7, p. 2225-2237, 2016.

ROCHA, R. M. **Taxas de recrutamento e mortalidade da floresta de terra-firme da bacia do Rio Cuieiras na região de Manaus-AM**. Dissertação de Mestrado, INPA/UFAM. 2001.

RODRIGUES, T. E.; SILVA, R. C.; SILVA, J. M. L.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. C.; GAMA, J. R. N. F.; VALENTE, M. A. **Caracterização e classificação dos solos do Município de Paragominas, Estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental-CPATU, 2003. 51p. (Documentos, 162).

ROSSI, L. M. B.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. Modelagem de Mortalidade em Florestas Naturais. **FLORESTA**, v. 37, n. 2, p. 275-291, 2007.

SABOGAL, C., LENTINI, M., POKORNY, B., SILVA, J.N.M., ZWEEDE, J., VERISSIMO, A., BOSCOLO, M. **Manejo florestal empresarial na Amazônia Brasileira**. Belém- CIFOR, 2006.

SABOGAL, C.; SILVA, J. N. M.; ZWEEDE, J.; PEREIRA JÚNIOR, R.; BARRETO, P.; GUERREIRO, C. A. Diretrizes técnicas para a exploração de impacto

reduzido em operações florestais de Terra Firme na Amazônia Brasileira. **Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E)**, 2000.

SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; SANQUETTA, C. R.; GALVÃO, F. (2005). Incremento diamétrico e em área basal no período de 1979-2000 de espécies arbóreas de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no sul do Paraná. **Revista Floresta**, Curitiba, v.35, n.2, p.271-290, 2005.

SCHMIDT, O. **Wood and tree fungi**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2006.

SCHULZE, M.; ZWEEDE, J. Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 236, n. 1, p. 56-64, 2006.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, p. 331-333, 1995.

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

SHENKIN, A.; BOLKER, B.; PEÑA-CLAROS, M.; LICONA, J.C.; PUTZ, F.E. Fates of trees damaged by logging in Amazonian Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 357, p. 50-59, 2015.

SILVA, E. J. V. **Dinâmica de Florestas Manejadas e Sob Exploração Convencional na Amazônia Oriental**. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, 171 p., 2004.

SILVA, J. N. M. **The behaviour of the tropical rainforest of the Brazilian Amazon after logging**. University of Oxford. Oxford, England, 1989. 302p. (Tese Ph. D.).

SILVA, J. N. M.; DE CARVALHO, J. O. P. de.; LOPES, J. C. A.; DE ALMEIDA, B. F.; COSTA, D. H. M.; OLIVEIRA, L. C. de.; 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**, 71, 267-274. 1995.

SILVA, J. N. M.; DE CARVALHO, J. O. P. de.; YARED, J. A. G. A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa-DFID. **Embrapa Amazônia Oriental-Livro científico (ALICE)**, 2001.

SILVA, K. E.; SOUZA, C. R.; 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, n.105, p.193-201. 2015.

SILVA, P. H. D.; GOMIDE, L. R.; FIGUEIREDO, E. O.; CARVALHO, L. M. T. D.; FERRAZ-FILHO, A. C. Optimal selective logging regime and log landing location models: a case study in the Amazon forest. **ACTA AMAZONICA**, v. 48, p. 18-27, 2018.

SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest ecology and management**, v. 243, n. 2-3, p. 199-209, 2007.

SIST, P.; NGUYEN-THÉ, N. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990–1996). **Forest Ecology and Management**, v. 165, n. 1-3, p. 85-103, 2002.

SIST, P.; NOLANT, T.; BERTAULT, J. -G.; DYKSTRA, D. Harvest intensity versus sustainability in Indonesia. **Forest Ecology and Management**, 1998.108: 251-260.

SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas Nativas**: estrutura, dinâmica e manejo. Viçosa, MG: ed. UFV, 2013.

SOUZA, D. R.; SOUZA, A. L. Emprego do método BDq de seleção após a exploração florestal em floresta ombrófila densa de terra firme, Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 617-625, 2005.

STEPHENSON, N. L.; DAS, A. J.; CONDIT, R.; RUSSO, S. E.; BAKER, P. J.; BECKMAN, N. G.; COOMES, D. A.; LINES, E. R.; MORRIS, W. K.; RÜGER, N.; ÁLVAREZ, E.; BLUNDO, C.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; CHUYONG, G.; DAVIES, S. J.; DUQUE, Á.; EWANGO, C. N.; FLORES, O.; FRANKLIN, J. F.; GRAU, H. R.; HAO, Z.; HARMON, M. E.; HUBBELL, S. P.; KENFACK, D.; LIN, Y.; MAKANA, J.-R.; MALIZIA, A.; MALIZIA, L. R.; PABST, R. J.; PONGPATTANANURAK, N.; SU, S.-H.; SUN, I-F.; TAN, S.; THOMAS, D.; VAN MANTGEM, P. J.; WANG, X.; WISER, S. K.; ZAVALA, M. A. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. **Nature**, v. 507, n. 7490, p. 90, 2014.

THORPE, H. C.; THOMAS, S. C.; CASPERSEN, J. P. Tree mortality following partial harvests is determined by skidding proximity. **Ecological Applications**, v. 18, n. 7, p. 1652-1663, 2008.

UHL, C.; BARRETO, P.; VERISSIMO, A.; VIDAL, E.; AMARAL, P.; BARROS, A. C.; SOUZA JR., C.; JOHNS, J.; GERWING, J. Natural resource management in the Brazilian Amazon. **Bioscience**, v. 47, n. 3, p. 160-168, 1997.

VANCLAY J.K., 1989. A growth model for North Queensland rainforests. **Forest Ecology and Management** 27, 245-271

VANCLAY, J. K. Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. **Forest Science**, Bethesda, v. 41, n. 1, p. 7-42, 1995.

VANCLAY, J. K. Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests. **School of Environmental Science and Management Papers**, p. 537, 1994.

VASILIAUSKAS, R. Damage to trees due to forestry operations and its pathological significance in temperate forests: a literature review. **Forestry**, v. 74, n. 4, p. 319-336, 2001.

VERAS, H. F. P. **Dinâmica de uma floresta submetida a manejo florestal na Amazônia Sul Ocidental**. 2012. 80 f. Dissertação (Mestrado em Manejo florestal, Silvicultura) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2012.

VERÍSSIMO, A.; UHL, C.; MATTOS, M.; BRANDINO, Z.; VIEIRA, I. Impactos sociais, econômicos e ecológicos da exploração seletiva de madeiras numa região de fronteira na Amazônia oriental: o caso de Tailândia. **A Expansão Madeireira na Amazônia**, p. 1, 2002.

VIEIRA, I. C. G.; SILVA, J. M. C.; TOLEDO, P. M. Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 153-164, 2005.

WEISKITTEL, A. R. *et al.* **Forest Growth and Yield Modeling**. Oxford: John Wiley and Sons, 2011. 415 p.

WERGER, M. J. A. Sustainable management of tropical rainforests: the CELOS management system. **Tropenbos Series**, n. 25, 2011.

WRIGHT, S. J., KITAJIMA, K., KRAFT, N. J. B., REICH, P. B., IAN, J., BUNKER, D. E., CONDIT, R., DALLING, J.W., DAVIES, S. J., DÍAZ, S., ENGELBRECHT, B. M. J., HARMS, K. E., HUBBELL, S. P., MARKS, C. O., MARIA, C., SALVADOR, C. M., ZANNE, A. E., BUNKER, E., KRAFT, J. B., REICH, B., WRIGHT, J., JAMES, W., ENGELBRECHT, J. Functional traits and the growth-mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, v. 91, n. 12, p. 3664-3674, 2010.

WUNDER, J.; BRZEZIECKI, B.; ŻYBURA, H.; REINEKING, B.; BIGLER, C.; BUGMANN, H. Growth-mortality relationships as indicators of life-history strategies: a comparison of nine tree species in unmanaged European forests. **Oikos**, v. 117, n. 6, p. 815-828, 2008.

YANG, Y.; TITUS, S. J.; HUANG, S. Modeling individual tree mortality for white spruce in Alberta. **Ecological Modelling**, v. 163, n. 3, p. 209-222, 2003.

YARED, J. A. G.; SOUZA, AL de. Análise dos impactos ambientais do manejo de florestas tropicais. **Viçosa. UFV**, 1993.

ZARIN, D. J.; SCHULZE, M. D.; VIDAL, E.; LENTINI, M. Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology*, v. 21, n. 4, p. 916-925, 2007.