



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM
GEOCIÊNCIAS APLICADAS E GEODINÂMICA**

**USO DO ESCANEAMENTO A LASER AEROTRANSPORTADO COMO
FERRAMENTA PARA MONITORAMENTO DE VARIÁVEIS
ESTRUTURAIS DE FLORESTAS MANEJADAS NA AMAZÔNIA**

TESE DE DOUTORADO Nº 72

LEILSON FERREIRA GOMES

**Brasília -DF
2022**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM
GEOCIÊNCIAS APLICADAS E GEODINÂMICA**

**USO DO ESCANEAMENTO A LASER AEROTRANSPORTADO COMO
FERRAMENTA PARA MONITORAMENTO DE VARIÁVEIS
ESTRUTURAIS DE FLORESTAS MANEJADAS NA AMAZÔNIA**

Leilson Ferreira Gomes

Orientador: Prof. Dr. Edilson de Souza Bias

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica, na Área de Concentração Geoprocessamento e Análise Ambiental, do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília (UnB), como requisito para obtenção do Título de Doutor.

**Brasília –DF
2022**

Universidade de Brasília – UnB
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica
Área de Concentração Geoprocessamento e Análise Ambiental

**O Uso do Escaneamento a Laser Aerotransportado como Ferramenta para Monitoramento
de Variáveis Estruturais de Florestas Manejadas na Amazônia**

Leilson Ferreira Gomes

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Edilson de Souza Bias – IG/UnB (Presidente)

Prof^a. Dra. Quétila Souza Barros – UFAC

Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi – FT/UnB

Prof. Dr. Jorge Luís Silva Brito – UFU

Aprovado pela Banca Examinadora em cumprimento ao requisito exigido para obtenção do Título de Doutor.

Brasília, 25 de maio de 2022.

GG633u Gomes, Leilson
 O Uso do Escaneamento a Laser Aerotransportado como
 Ferramenta para Monitoramento de Variáveis Estruturais de
 Florestas Manejadas na Amazônia. / Leilson Gomes; orientador
 Edilson Bias. -- Brasília, 2022.
 184 p.

 Tese (Doutorado - Doutorado em Geociências Aplicadas) --
 Universidade de Brasília, 2022.

 1. Exploração de Impacto Reduzido. 2. Parâmetros
 Estruturais da Floresta. 3. Avaliação de Impactos. 4.
 LiDAR. I. Bias, Edilson, orient. II. Título.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

Gomes, Leilson Ferreira. O Uso do Escaneamento a Laser Aerotransportado como Ferramenta para Monitoramento de Variáveis Estruturais de Florestas Manejadas na Amazônia. Tese de Doutorado. Brasília, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, UnB, 186p., 2022.

Leilson Ferreira Gomes
leilson.gomes@aluno.unb.br

DEDICATÓRIA

Às melhores partes de mim, ROSI, CLARA e CLARICE.
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Este é um momento singular. Conseguir expressar os meus agradecimentos a todos aqueles que me acompanharam durante o doutorado é uma tarefa difícil... por isso, desde já, peço desculpas aos que não foram citados.

Quero especialmente agradecer à Universidade de Brasília (UnB) e ao Programa de Geociências Aplicadas e Geodinâmica do Instituto de Geociências pela acolhida e suporte na elaboração da tese.

Sou grato pela bolsa de doutorado que sustentou minha família e proporcionou a oportunidade de estudar em Brasília e desenvolver minha pesquisa. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao Serviço Florestal Brasileiro (SFB), ao José Humberto e sua equipe, pela disponibilização de dados de campo e também nuvens de pontos LiDAR.

Um agradecimento especial a todos os brasileiros e brasileiras que financiaram os meus estudos por meio destas instituições públicas de ensino superior.

Agradeço (in memoriam) ao Prof. Dr. Ricardo Seixas Brites. Por acreditar na minha pesquisa e conceder a oportunidade de fazer esse doutorado. Obrigada por fazer parte da minha jornada.

Sou grato ao meu querido Orientador Prof. Dr. Edilson de Souza Bias que me estendeu a mão quando precisei, obrigada pelo voto de confiança. Por todas as orientações, conselhos e disponibilidade, sempre com profissionalismo, minha eterna gratidão e agradecimento.

Agradeço a todos os integrantes da banca examinadora pelas sugestões, dedicação e por dividirem esta defesa comigo. Obrigada por todo apoio e cuidado nesta Tese.

Sou verdadeiramente grato a todos os professores e amigos, que em algum momento da minha vida contribuíram com minha jornada.

Não poderia deixar de agradecer ao Sr. Jeová e Dona Hilda, que me acolheram e apoiaram durante o mestrado e parte do doutorado e trouxeram a mulher mais especial a este mundo, minha esposa Rosiane Anjos.

Agradeço aos meus familiares que, mesmo estando distante, em momento algum me deixaram desamparado. Rui, muito obrigado pelos ensinamentos e educação, você foi o melhor pai que eu poderia ter. Mãe, muito obrigado por sua doação incondicional em todos esses anos de minha existência, pelas palavras duras e orientações. Meus irmãos, Leidiane, Leandro e Elisson, vocês são coparticipantes na minha educação. Obrigado pelo constante incentivo e preocupação com o meu bem-estar. A minha querida irmã do coração Queule, sempre acreditou e torceu pela minha vitória. Vocês sempre foram e serão especiais para mim.

Agradeço (in memoriam) a minha querida avó, Dona Júlia. Há poucos dias partiu deixando muita saudade. Serei sempre grato ao seu carinho, alegria e histórias.

A minha esposa Rosiane e minhas filhas Clara Leane e Clarice, minha família, minha fonte de inspiração e força. Agradeço por estarem ao meu lado e acreditarem em mim. AMO VOCÊS ETERNAMENTE.

Por fim e mais importante, à JESUS CRISTO.

O USO DO ESCANEAMENTO A LASER AEROTRANSPORTADO COMO FERRAMENTA PARA MONITORAMENTO DE VARIÁVEIS ESTRUTURAIS DE FLORESTAS MANEJADAS NA AMAZÔNIA

RESUMO GERAL

O monitoramento em áreas de manejo florestal sustentável depende do conhecimento da estrutura florestal, dos impactos que a exploração causou na floresta e o comportamento da vegetação remanescente após a intervenção. Convencionalmente, essas informações são obtidas a partir de levantamentos de campo, integrados com dados de sensoriamento remoto. Porém, inventários florestais, desenvolvidos com técnicas convencionais, consomem um significativo espaço de tempo e de recursos humanos e, em alguns casos, tornam-se inviáveis pelas dificuldades de acesso às áreas, e os levantamentos de campo com uso de GNSS (Global Navigation Satellite System), normalmente com sistemas de navegação, são extensos e imprecisos. Já imagens subestimam os impactos, pois o dossel obscurece a verdadeira área de impacto. Métodos alternativos têm possibilitado extrair métricas de áreas florestais de forma confiável. O sistema a laser aerotransportado (ALS), baseado na tecnologia LiDAR (Light Detection and Ranging), permite a obtenção de informações tridimensionais acerca da superfície terrestre com alta precisão. Neste estudo foi utilizada a tecnologia LiDAR ALS e dados de campo para estimar os impactos e alterações estruturais decorrentes do manejo florestal sustentável de EIR (Exploração de Impacto Reduzido), em áreas de concessão na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, partindo da hipótese que o LiDAR é uma eficiente ferramenta para estimar os impactos e alterações na floresta e promove um método alternativo de monitoramento de concessões florestais de EIR na Amazônia. O uso do Modelo de Densidade Relativa (MDR), considerando o extrato de 1 a 5 m de altura em relação ao terreno, evidenciou o retrato pós-exploratório do sub-bosque. Desta forma, foi possível detectar a infraestrutura de exploração, calcular a área ocupada e, a partir de zonas de impacto, estimar a área de floresta impactada pela extração seletiva de madeira no sub-bosque, com resultados similares aos de levantamento de campo utilizando GNSS. Avaliou-se a abertura de clareiras, calculadas com o uso do Modelo de Altura de Dossel (MAD), da nuvem de pontos LiDAR. Foram extraídas as médias de altura da cobertura do dossel, a frequência, distribuição do tamanho das clareiras e o coeficiente de Gini. Foram comparadas as médias e alterações na altura do dossel florestal por meio da diferença entre os modelos de altura. Para estimar o impacto total no dossel, decorrente da exploração florestal, foi necessária a comparação das métricas do MAD antes e após a exploração da área. Utilizando a técnica de regressão linear múltipla e a combinação de variáveis LiDAR com informações extraídas de parcelas permanentes, foi possível desenvolver uma equação capaz de estimar com precisão a alteração na AGB (biomassa seca acima do solo) e carbono florestal. A tecnologia LiDAR demonstrou ser eficaz para o monitoramento dos impactos da exploração seletiva de madeiras no Plano de Manejo Florestal Sustentável da Floresta Nacional do Jamari na Amazônia, pois o método desenvolvido neste estudo foi capaz de prover informações satisfatórias quanto as alterações estruturais da floresta manejada.

Palavras-chave: Exploração de Impacto Reduzido, Parâmetros Estruturais da Floresta, Avaliação de Impactos, LiDAR.

THE USE OF AIR LASER SCANNING AS A MONITORING TOOL OF STRUCTURAL VARIABLES OF SELECTIVE LOGGING IN THE AMAZON

GENERAL ABSTRACT

Monitoring in sustainable forest management areas depends on the knowledge of the forest's structure, the impacts caused by logging, and the behavior of the remaining vegetation after intervention. Conventionally, this information is obtained from field surveys and integrated with remote sensing data. However, traditional inventorying techniques often consume a significant amount of time and human resources and in some cases, it becomes unfeasible due to low access. Moreover, field surveys using Global Navigation Satellite System (GNSS) are typically lengthy and imprecise. Ordinary imagery often underestimates the impact on the forest, as the forest canopy hides truly affected areas. Alternative methods have made it possible to reliably extract metrics from them. The airborne laser system (ALS), based on Light Detection and Ranging technology (LiDAR), allows us to obtain three-dimensional data about the earth's surface with high precision. In this study, both LiDAR ALS technology and field data were used to estimate impacts on the forest and structural changes resulting from sustainable forest management in Reduced impact logging (RIL) in concession areas in the Jamari National Forest, Rondônia. This was based on the hypothesis that the LiDAR is an efficient tool for estimating effects and changes to the forest and it promotes an alternative method for monitoring concessions areas in the Amazon (EIR). The use of Relative Density Model (RDM), considering the extract from 1 to 5 m in height in relation to the terrain, revealed the post-exploratory characteristics of the understory. This way, it was possible to detect logging infrastructure, calculate the occupied area and, estimate the area of forest affected by selective logging in the understory with similar results to those of a field survey using GNSS. Forest clearings were evaluated and calculated using the Canopy Height Model (CHM) of the LiDAR point cloud. Mean canopy cover height, frequency, clearing size distribution, and Gini index were extracted. Medians and changes in forest canopy height were compared to the difference in height models. To estimate the total impact on the canopy from logging, it was necessary to compare CHM metrics before and after logging activities in the area. Using the multiple linear regression techniques as well as LiDAR variables with information extracted from permanent plots, it was possible to develop an equation capable of accurately estimating the changes in above-ground dry biomass (AGB) and forest carbon. LiDAR technology proved to be an effective tool for monitoring the impacts of selective logging on the Sustainable Forest Management Plan of the Jamari National Forest in the Amazon, as the method developed in this study was able to provide satisfactory information regarding structural changes in the managed forest.

Keywords: Reduced Impact Logging, Structural Parameters of the Forest, Assessment of Impacts, LiDAR.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I - ASPECTOS GERAIS	18
1.1. ESTRUTURA DA APRESENTAÇÃO	18
1.2. INTRODUÇÃO GERAL	21
1.2.1. CONTEXTUALIZAÇÃO E JUSTIFICATIVA	21
1.3. QUESTÕES DE PESQUISA	24
1.4. HIPÓTESE	25
1.5. OBJETIVO GERAL	25
1.6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
1.7. REFERENCIAL TEÓRICO	26
1.7.1. A SUSTENTABILIDADE DO MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA	26
1.7.1.1. Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS).....	29
1.7.1.1.1. Planejamento	29
1.7.1.1.2. Infraestruturas	32
1.7.2. LiDAR	38
1.7.2.1. Histórico	39
1.7.2.2. Funcionamento do sistema LiDAR.....	41
1.7.2.3. LiDAR e os Modelos Digitais	42
1.7.2.4. LiDAR na Engenharia Florestal	43
1.7.2.5. Estimativa dos Parâmetros Estruturais da Floresta com LiDAR.....	44
1.7.2.6. Estimativas de impactos com LiDAR	48
1.7.2.6.1. Impactos no Sub-bosque	48
1.7.2.6.2. Impactos no Dossel	51
1.7.2.7. LiDAR em veículos aéreos não tripulados (VANT).....	54
1.8. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	55
1.8.1. CLIMA	56
1.8.2. GEOMORFOLOGIA	57
1.8.3. GEOLOGIA	57
1.8.4. RELEVO	58
1.8.5. SOLOS	58
1.8.6. HIDROLOGIA	59

1.8.7. VEGETAÇÃO	59
CAPÍTULO 2. ANÁLISE DE IMPACTO NO SUB-BOSQUE COM LIDAR PARA FINS DE MONITORAMENTO	61
2.1. RESUMO	61
2.2. INTRODUÇÃO	62
2.3. MATERIAL E MÉTODOS	64
2.3.1. ÁREA DE ESTUDO	64
2.3.2. AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE DADOS	65
2.3.3. MAPEAMENTO DA INFRAESTRUTURA NO SUB-BOSQUE	69
2.3.4. IMPACTO TOTAL NO SUB-BOSQUE	70
2.3.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA	71
2.4. RESULTADOS	72
2.4.1. MAPEAMENTO DA INFRAESTRUTURA NO SUB-BOSQUE	72
2.4.2. Validação do mapeamento das infraestruturas no sub-bosque	77
2.4.3. Impacto total no sub-bosque	81
2.5. DISCUSSÃO	84
2.5.1. Mapeamento das infraestruturas no sub-bosque	84
2.5.2. Impacto total no Sub-bosque	88
2.6. CONCLUSÃO	93
CAPÍTULO 3. ANÁLISE DE IMPACTO NO DOSEL COM LIDAR PARA FINS DE MONITORAMENTO	94
3.1. RESUMO	94
3.2. INTRODUÇÃO	95
3.3. MATERIAL E MÉTODOS	96
3.3.1. Área de Estudo	96
3.3.2. Dados e Pré-processamento	97
3.3.3. Análise de clareiras	101
3.3.4. Impacto no dossel	103
3.4. RESULTADOS	106
3.4.1. Análise de Clareiras	106
3.4.1.1. Distribuição e frequência de tamanho de clareiras	111
3.4.2. Impacto no Dossel	114
3.5. DISCUSSÃO	117

3.5.1. Análise de Clareiras	117
3.5.1.1. Distribuição e frequência de tamanho de clareiras	117
3.5.2. Impacto no Dossel	123
3.6. CONCLUSÃO	125
CAPÍTULO 4. MODELAGEM DAS ALTERAÇÕES NA BIOMASSA DA FLORESTA A PARTIR DE DADOS LIDAR	126
4.1. RESUMO	126
4.2. INTRODUÇÃO	127
4.3. MATERIAL E MÉTODO	129
4.3.1. Dados de campo e parcelas permanentes	129
4.3.2. Parâmetros Estruturais	130
4.3.3. Aquisição e processamento de dados LiDAR	131
4.3.4. Ajuste do modelo de regressão da alteração na agb	133
4.3.5. Aplicação do modelo	134
4.3.6. Análise da Paisagem	135
4.4. RESULTADOS	136
4.4.1. Estimativas de parâmetros estruturais da floresta	136
4.4.2. Modelagem da regressão da alteração na AGB	137
4.4.3. Aplicação do modelo	141
4.4.4. Análise em escala da paisagem	141
4.5. DISCUSSÃO	143
4.5.1. Estimativas de parâmetros estruturais da floresta	143
4.5.2. Modelo de regressão para a estimativa da alteração na AGB	143
4.5.3. Aplicação do modelo	145
4.5.4. Análise da paisagem	146
4.6. CONCLUSÃO	148
CAPÍTULO V - CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A TESE	149
5.1. QUESTÕES DE PESQUISA REVISITADAS	149
5.2. REVISÃO DA HIPÓTESE	151
5.3. RECOMENDAÇÕES E OPORTUNIDADE DE NOVOS ESTUDOS	152
Referências Bibliográficas	154

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1.1. Capa do artigo publicado no periódico Anuário do Instituto de Geociências.18
- Figura 1.2. Fluxograma do processamento para monitoramento dos impactos da exploração florestal, com LiDAR. 20
- Figura 1.3. Tora de madeira sendo retirado do interior da floresta pela trilha de arraste com a utilização do trator florestal (Skidder). Fontes: <http://revistaplaneta.terra.com.br>.34
- Figura 1.4. Tora de madeira empilhadas no pátio de estocagem. Fontes: <http://revistaplaneta.terra.com.br>. 34
- Figura 1.5. Estradas secundárias em área de PMFS. Fontes: <http://revistaplaneta.terra.com.br>. . 37
- Figura 1.6. Estradas primárias em área de PMFS. Fontes: <http://revistaplaneta.terra.com.br>.37
- Figura 1.7. Esquema operacional do sistema LiDAR aerotransportado.42
- Figura 1.8. Árvores individuais isoladas da vegetação de sub-bosque com dados do LiDAR: A) *Dipteryx odorata* Wild (cumaru-ferro), B) *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn. (samaúma), C) *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr. (cumaru-cetim), D) Nuvens de pontos do LiDAR de uma árvore com a copa quebrada da espécie *Dipteryx odorata* Wild (cumaru-ferro), Floresta Estadual do Antimary, Acre, Brasil. Fonte: FIGUEIREDO (2014) e D'OLIVEIRA et al., (2014). 48
- Figura 1.9. Mapa de localização da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.56

CAPÍTULO 2

- Figura 2.1. Mapa de localização das áreas com cobertura LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, onde foram conduzidas amostragens de dados LiDAR de 25 áreas exploradas seletivamente para análise do Sub-bosque. 65
- Figura 2.2. Representação gráfica do cálculo de densidade relativa. 68
- Figura 2.3. Seleção dos valores de densidade de vegetação relativa na faixa de 0 a 10%. 69
- Figura 2.4. Imagens LiDAR utilizadas para o mapeamento dos impactos no sub-bosque florestal. (A) a métrica de MDR destaca o sub-bosque alterado. Os valores de densidade relativa (0 - 100) são mostrados em tons de cinza de preto para branco. (B) Cada uma das infraestruturas de

exploração foi digitalizada a partir do MDR e criada a zona de impacto (C) Determinação da área impactada (densidade 0 - 20). Flona do Jamari/RO. Mapa 1: 6.000 de resolução de 1 m de MDR da Área 4, com base em dados LIDAR coletados 4 meses após a colheita. Intensidade de exploração de 12,7 m³.ha⁻¹ com impacto total no sub-bosque de 14,3%.73

Figura 2.5. Relação entre as amostras de campo (GNSS) e amostras baseadas em LiDAR (MDR) das Estradas Primárias. 78

Figura 2.6. Relação entre as amostras de campo (GNSS) e amostras baseadas em LiDAR (MDR) das Estradas Secundárias. 78

Figura 2.7. Relação entre as amostras de campo (GNSS) e amostras baseadas em LiDAR (MDR) das Trilhas de Arraste. 79

Figura 2.8. Relação entre as amostras de campo (GNSS) e amostras baseadas em LiDAR (MDR) dos Pátios de Estocagem.79

Figura 2.9. Validação da digitalização, baseada em dados LiDAR, do impacto a floresta remanescente com o mapeamento utilizando GNSS em campo; (A) Ponto central sobre as clareiras das árvores exploradas sobrepostas as extrapolações (buffer) de 5, 10 e 20m dos dados de campo; (B) trilhas de arraste sobrepostas as extrapolações (buffer) de 5, 10 e 20m dos dados de campo; (C) estradas primárias e secundárias sobrepostas as extrapolações (buffer) de 5, 10 e 20m dos dados de campo; (D) poligonais dos pátios sobrepostas as extrapolações (buffer) de 5, 10 e 20m da coordenada central do pátio obtida em campo. Área 19, Flona do Jamari/RO.83

Figura 2.10. Matriz de gráficos (scatterplot matrix) entre os parâmetros relacionados a exploração florestal obtidos com dados LiDAR. Os coeficientes das correlações no painel triangular superior indicam o grau da correlação, com histogramas de frequência na diagonal para visualizar a distribuição dos dados em cada variável. No painel triangular inferior observa-se os gráficos de dispersão para cada par de variáveis da matriz de correlação, com uma reta indicando a direção dessa correlação - se positiva ou negativa.83

Figura 2.11. Exemplificação das trilhas de arraste mapeadas pelos métodos avaliados. As linhas amarelas representam o mapeamento das trilhas em campo (GNSS). As linhas vermelhas representam o mapeamento das trilhas a partir do MDR. As linhas verdes são estradas secundárias mapeadas com auxílio do MDR. As setas azuis indicam exemplos de trilhas que não foram georreferenciadas em campo ou que ficaram inacabadas. 86

Figura 2.12. Área 10 exemplificando o impacto no sub-bosque (áreas mais escuras). Total impactado: 29,9%, intensidade de exploração de 17,3 m³.ha⁻¹, intervalo médio de tempo entre a exploração e o sobrevoo LiDAR de 13 meses.92

CAPÍTULO 3

Figura 3.1. Mapa de localização das áreas com cobertura LiDAR multitemporal na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.97

Figura 3.2. Representação gráfica da geração do Modelo de Altura do Dossel. 101

Figura 3.3. Uma amostra de dados LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, RO, no programa PDQ Data Viewer 2.45. Média de 56 pontos.m², sendo: (A) dados coletados antes do manejo, (B) dados coletados após a exploração. 106

Figura 3.4. Identificação de clareiras em uma área submetida a exploração de madeira por Manejo Florestal Sustentável, através da métrica do Modelo de altura de dossel (MAD), sendo as células de tons mais claros valores de maior altura em relação ao terreno e tons mais escuros, os pontos mais próximos ao terreno. Área 10, Floresta Nacional do Jamari, Rondônia. 107

Figura 3.5. Clareiras de antes e após a exploração florestal. Área 09, Floresta Nacional do Jamari, Rondônia. Sobrevoos LiDAR em setembro de 2015 e agosto de 2018, com exploração em junho de 2018. 107

Figura 3.6. Correlação entre as áreas de clareiras que surgiram após a exploração florestal e a perda de AGB (Mg.ha⁻¹). 109

Figura 3.7. Frequência de tamanhos de clareiras na Flona do Jamari. 113

Figura 3.8. Correlação entre os impactos no dossel e as perdas nas variáveis a) Densidade (árv.ha⁻¹), b) Volume (m³.ha⁻¹), c) AB (m².ha⁻¹) e d) AGB (Mg.ha⁻¹). 115

Figura 3.9. Mapa de impactos no dossel da Área 11, Flona do Jamari/RO. À esquerda, o resultado da classificação da diferença de altura destacando a área explorada, representada pelo polígono vermelho. No centro, o impacto no dossel, validado com as árvores exploradas e infraestrutura mapeadas em campo com GNSS. 116

Figura 3.10. Recorte do mapa de impactos no dossel da Área 11, Flona do Jamari/RO.117

CAPÍTULO 4

Figura 4.1. Localização e distribuição espacial das 10 parcelas permanentes utilizadas neste estudo. 130

Figura 4.2. Localização das parcelas virtuais. 135

Figura 4.3. Valores preditos pelo modelo e valores observados nas parcelas de campo para mudança na AGB.	139
Figura 4.4. Dispersão gráfica dos resíduos do modelo de alteração da AGB.	140
Figura 4.5. Distribuição dos resíduos em torno da reta de probabilidade normal.	140
Figura 4.6. Alteração na AGB estimada em 50 m de resolução raster gerado com o modelo de regressão linear múltiplo a partir de métricas LiDAR.	142
Figura 4.7. Mapa da alteração na AGB estimada em 50 m de resolução raster gerado com o modelo de regressão linear múltiplo a partir de métricas LiDAR. Identificam-se as árvores abatidas (pontos verdes), áreas de clareiras causadas pela exploração e as áreas impactadas no sub-bosque (contornos pretos) sobreposto as células com perda de AGB (vermelhas). Ainda é possível observar as clareiras naturais que já estavam presentes antes da exploração (azul-escuro) e as clareiras regeneradas (azul-claro) sobreposta as células com ganho de AGB.	142
Figura 4.8. Recoste do mapa de alteração na AGB estimada em 50 m de resolução, gerado com o modelo de regressão linear múltiplo a partir de métricas LiDAR.	147

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 2.1. Especificação técnica das coletas de dados LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.	66
Tabela 2.2. Características das áreas da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, utilizadas neste estudo.	67
Tabela 2.3. Estimativa da infraestrutura de exploração florestal presente no sub-bosque para cada uma das áreas de interesse a partir de dados LiDAR e interpretação visual. Tri arra. = Trilha de arraste; Estr. sec. = Estrada secundária; Estr. pri. = Estrada primária.	74
Tabela 2.4. Estimativa da infraestrutura de exploração florestal presente no sub-bosque para cada uma das áreas de interesse a partir de dados de campo. Tri arra. = Trilha de arraste; Estr. sec. = Estrada secundária; Estr. pri. = Estrada primária.	75
Tabela 2.5. Área ocupada pela infraestrutura no sub-bosque decorrentes da exploração seletiva de madeira na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, para cada uma das áreas de interesse deste estudo, por meio do LIDAR.	76

Tabela 2.6. Comparação do mapeamento das infraestruturas no sub-bosque realizado em campo (GNSS) e utilizando dados LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia. 77

Tabela 2.7. Acurácia posicional (em %) do mapeamento MDR sobre os dados de campo, considerando o erro do receptor GNSS de navegação de 5, 10 e 20 metros na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia. 80

Tabela 2.8. Estimativa do impacto de exploração presente no sub-bosque para cada uma das áreas de interesse a partir de dados LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia. 81

Tabela 2.9. Médias dos impactos agrupadas por intervalo, intensidade de exploração e áreas de concessão. 82

CAPÍTULO 3

Tabela 3.1. Características das áreas da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, utilizadas neste estudo (UMF: Unidade de Manejo Florestal; UPA: Unidade de Produção Anual). 98

Tabela 3.2. Especificação técnica das coletas de dados LiDAR. 99

Tabela 3.3. Detalhamento da interpretação do Coeficiente de Gini (G). 103

Tabela 3.4. Parâmetros estruturais e estimativas das áreas de clareiras decorrentes do manejo florestal sustentável, onde: Inter. - Intervalo de tempo entre a exploração e o segundo levantamento LiDAR ALS, D - Densidade explorada, V - Volume explorado, AB - Área basal explorada, AGB - Biomassa seca acima do solo explorada. CI1 - Clareiras antes da exploração, CI2 - Clareiras após a exploração, CIExp - Clareiras que surgiram após a exploração, +N°C1 - aumento no número de clareiras após a exploração, +Tmed - aumento no tamanho médio de clareiras após a exploração, Hmd₁ - altura média do dossel antes da exploração, Hmd₂ - altura média do dossel após a exploração, DHmd - Diferença na altura média do dossel, ID - Impactos no dossel. 108

Tabela 3.5. Estatísticas descritivas das clareiras nas áreas sobrevoadas pelo LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, antes e após a exploração. 111

Tabela 3.6. Frequência das clareiras nas diferentes classes de tamanho (m²) antes e depois da exploração florestal na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia. 112

Tabela 3.7. Validação do mapa de impactos, identificados a partir da diferença entre os Modelos de Altura do Dossel obtidos antes e após a exploração florestal na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia. 116

CAPÍTULO 4

Tabela 4.1. Características das parcelas permanentes da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, utilizadas neste estudo.	129
Tabela 4.2. Especificação técnica das coletas de dados LiDAR.	131
Tabela 4.3. Variáveis estatísticas extraídas da nuvem de pontos LiDAR, utilizadas neste estudo.	132
Tabela 4.4. Densidade (D) (ind.ha^{-1}), área basal (AB) ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), volume (V) ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$) e biomassa (AGB) (Mg.ha^{-1}) nas áreas de Manejo Florestal da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia., antes e após a exploração.	137
Tabela 4.5. Modelo de Regressão para alteração na biomassa acima do solo (AGB Mg.ha^{-1}), relacionando AGB estimada em campo e métricas florestais calculadas com dados LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.	138
Tabela 4.6. Estimativas das variações na AGB (Mg.ha^{-1}) e métricas LiDAR usadas para ajuste do modelo.	139
Tabela 4.7. Diferença entre os valores estimados, utilizando dados LiDAR, e observados em campo para intensidade de exploração florestal em parcelas de 1 hectares.	141

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- AB – Área basal
- AGB – Biomassa seca acima do solo
- ALS – Airborne LiDAR System
- AUTEX – Autorização para exploração
- Cl₁ – Clareiras antes da exploração
- Cl₂ – Clareiras após a exploração
- ClExp – Clareiras que surgiram após a exploração
- D – Densidade de árvores
- DAP – Diâmetro à Altura do Peito
- DHsd – Diferença do desvio padrão da altura acima do solo
- DHmd – Diferença na altura média acima do solo
- ΔMAD – Diferença entre os modelos de altura de dossel
- EIR – Exploração de Impacto Reduzido
- FLONA – Floresta Nacional
- GNSS – Global Navigation Satellite System
- GPS – Global Positioning System
- HCV – Coeficiente de variação da altura acima do solo
- Hmax – Altura máxima acima do solo
- Hmod – Moda da altura acima do solo
- Hmd₁ – Altura média acima do solo antes da exploração
- Hmd₂ – Altura média acima do solo após a exploração
- Hsd – Desvio padrão da altura acima do solo
- HV – Variância da altura acima do solo
- ID – Impacto no dossel
- IF – Inventário Florestal
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- ISb – Impacto no sub-bosque
- LiDAR – Light Detection and Ranging
- MAD – Modelos de altura de dossel
- MFS – Manejo Florestal Sustentável

MDR – Modelo de Densidade Relativa

MDS – Modelo Digital de Superfície

MDT – Modelo Digital de Terreno +NºCl – Aumento no número de clareiras

PMFS – Plano de Manejo Florestal Sustentável

POA – Plano Operacional Anual

RDM – Relative Density Model

SFB – Serviço Florestal Brasileiro

+Tmed – Aumento no tamanho médio das clareiras

UMF – Unidade de Manejo Florestal

UPA – Unidade de Produção Anual

V – Volume

CAPÍTULO I - ASPECTOS GERAIS

1.1. ESTRUTURA DA APRESENTAÇÃO

A presente tese de doutorado foi elaborada no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica, da Universidade de Brasília (UnB), e organizada em cinco capítulos, sendo que dos capítulos II, III e IV, serão submetidos três artigos. O cap. II (*LiDAR analysis for monitoring understory damage in logging areas in the Amazon*), será submetido para o periódico *Forest Ecology and Management*. O cap. III (*LiDAR analysis for monitoring canopy damage in logging areas in the Amazon*), para o periódico *Journal of Environmental Management*. O capítulo IV já foi publicado, como produto de ensaio com dados parciais logo após a qualificação, com a participação do Prof. Ricardo Seixas Brites, no Anuário de Geociências da UFRJ, intitulado: Estimativas das alterações na biomassa florestal, utilizando LiDAR em área de manejo florestal sustentável na Amazônia sul-ocidental (Figura 1.1), sendo que, após a qualificação, com o desenvolvimento de novas abordagens, foram aplicados novos modelos e análises estatísticas de tal forma, que será gerado um novo artigo, com as complementações e as novas análises. A seguir é realizada uma apresentação sintética de cada um dos capítulos e na Figura 1.2 o Fluxograma simplificado dos procedimentos.

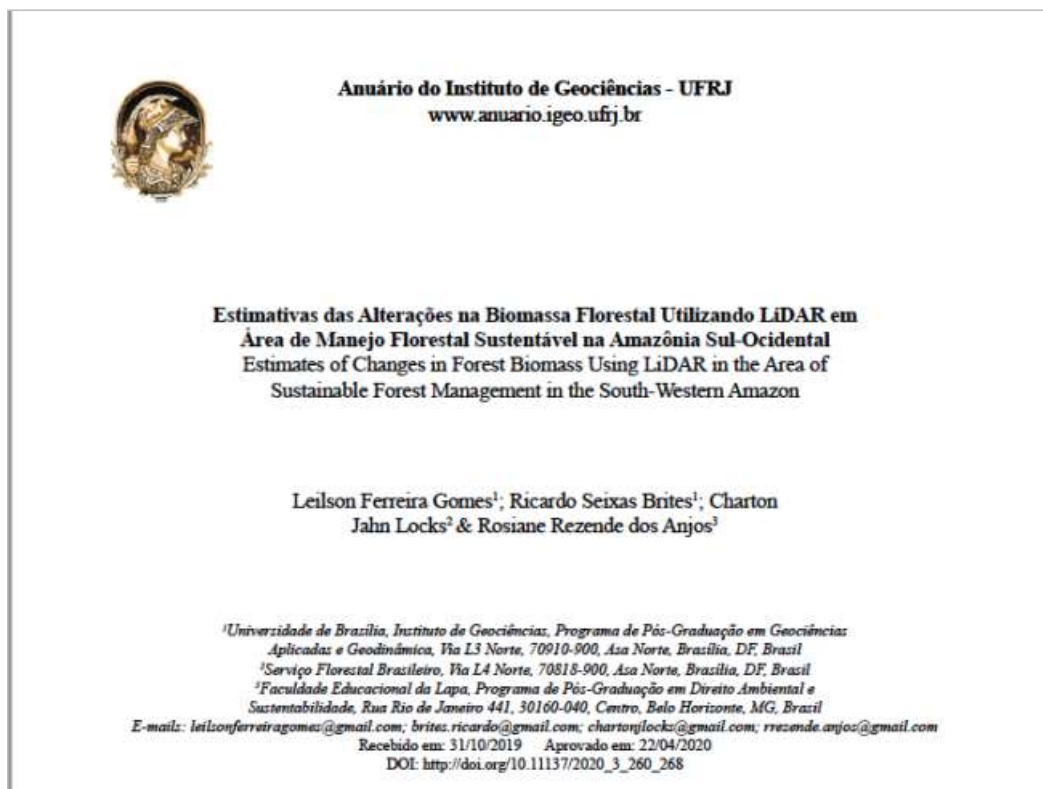


Figura 1.1. Capa do artigo publicado no periódico Anuário do Instituto de Geociências.

CAPÍTULO I: ASPECTOS GERAIS

O primeiro capítulo trata sobre o formato deste manuscrito, as principais definições e o referencial teórico de todos os assuntos abordados. Neste capítulo foram fornecidas informações sobre a área de estudo, metodologia geral para criação dos modelos e bases para aplicação das técnicas utilizadas, de modo a dar suporte às análises e discussões previstas no manuscrito.

CAPÍTULO II: ANÁLISE DE IMPACTO NO SUB-BOSQUE COM LIDAR PARA FINS DE MONITORAMENTO

A partir do MDR derivado dos dados LiDAR e a localização geográfica das árvores e da infraestrutura de exploração obtidos em campo (GNSS), foi estimado as perturbações pela construção de infraestruturas e impactos da exploração no sub-bosque. Diferentes intervalos de tempo entre a exploração e o sobrevoo foram considerados.

CAPÍTULO III: ANÁLISE DE IMPACTO NO DOSSEL COM LIDAR PARA FINS DE MONITORAMENTO

Este capítulo refere-se a um terceiro artigo aguardando as contribuições da banca onde foram utilizados dados LiDAR multitemporais, para estimar os impactos da exploração no dossel florestal a partir do MAD, onde foram avaliadas as clareiras e as alterações na altura do dossel. Em seguida foi verificado a variabilidade dos resultados em relação às variáveis estruturais e os impactos no dossel, com base nos dados LiDAR.

CAPÍTULO IV: MODELAGEM DAS ALTERAÇÕES DA BIOMASSA DA FLORESTA A PARTIR DE DADOS LIDAR

Com base em dados de Inventários diagnósticos de parcelas permanentes e amostras LiDAR, foram calculados os parâmetros estruturais da floresta e as alterações na densidade, área basal (AB), volume e biomassa (AGB). Ainda nessa sessão foram testadas métricas LiDAR para estimar as alterações na AGB por meio de modelos de regressão.

CAPÍTULO V: CONSIDERAÇÕES FINAIS

No último capítulo foram apresentados os principais tópicos abordados, revisão dos resultados da pesquisa, suas aplicações, revisão das questões de pesquisa, hipóteses e objetivos e, finalmente, foram apresentadas sinalizações para estudos futuros.

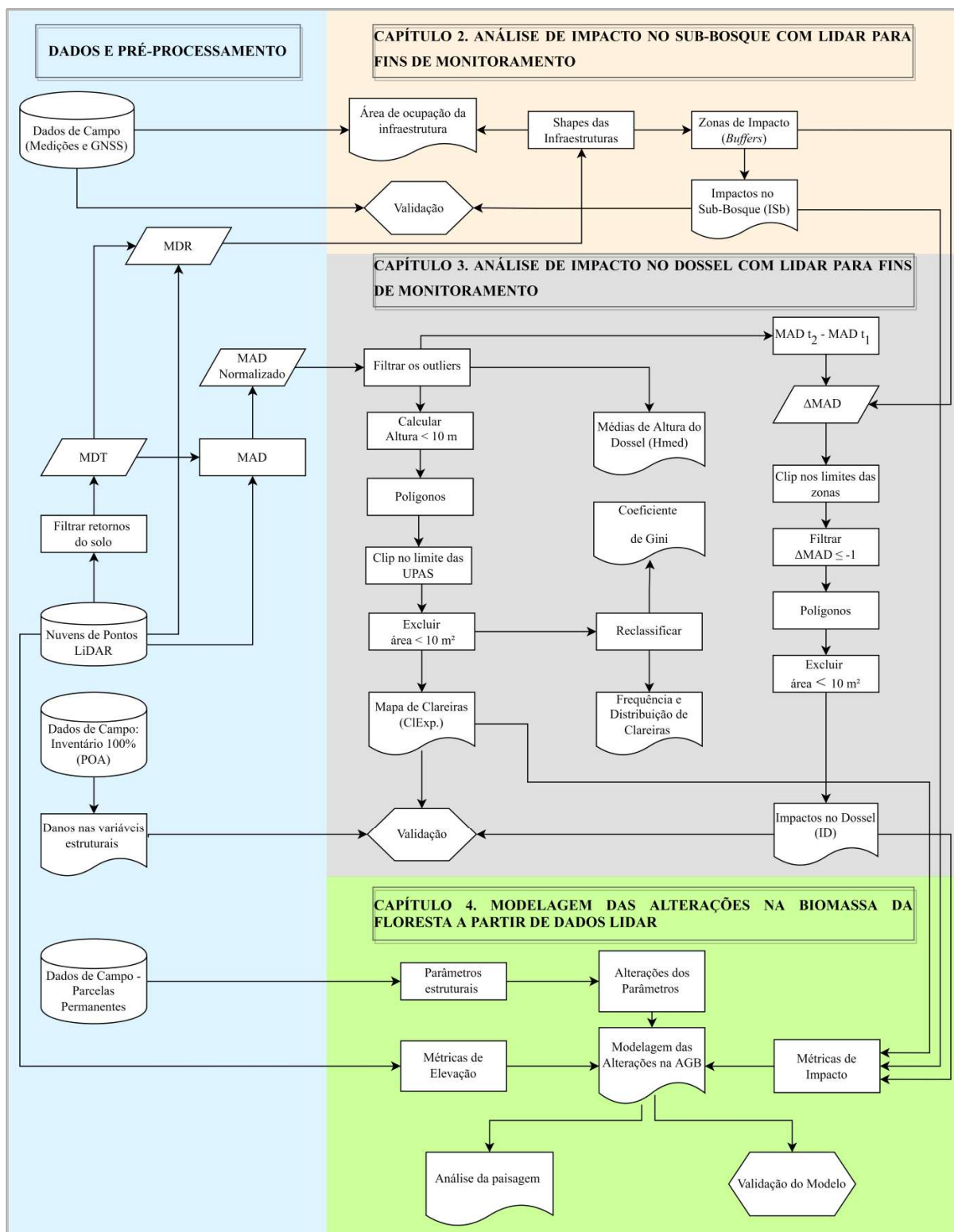


Figura 1.2. Fluxograma do processamento para monitoramento dos impactos da exploração florestal, com LiDAR.

1.2. INTRODUÇÃO GERAL

1.2.1. CONTEXTUALIZAÇÃO E JUSTIFICATIVA

A Floresta Amazônica é reconhecida mundialmente por ocupar uma área de 5,5 milhões de km², conter mais de 30% das florestas tropicais remanescentes do mundo, abrigar um quinto das espécies terrestres conhecidas e deter 10% de toda a diversidade do planeta (SATO et al., 2015; LLOPART, et al., 2018; SHAHZAIB, 2020).

É o maior dentre os ecossistemas terrestres tropicais, desempenhando um importante papel no ciclo global do carbono (JONATHAN et al., 2021) e ainda desempenha outros papéis relevantes nos níveis econômico, social e ecológico, por ser fonte de bens como madeiras, combustíveis e alimentos que sustentam meios de subsistência para cerca de um bilhão de pessoas (VIRA et al., 2015; BRASIL, 2021). Além de possuir funções de proteção do solo contra erosão, participar do ciclo da água, na regulação do clima regional sendo dotada de elevado valor paisagístico (KILLEEN, 2021).

O território brasileiro detém mais de 60% dessa riqueza e sua larga extensão cobre 49,3% da área do país, entre os biomas brasileiros, é o mais expressivo, com 77,5% de toda cobertura florestal natural do país (BRASIL, 2012; SFB, 2013; LLOPART, et al., 2018; ALENCAR, 2020).

O Brasil é um dos signatários do acordo de Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD), proposta para mitigar as emissões de dióxido de carbono (ANGELSEN, 2008; MAZZEI et al., 2012; JUCKER et al., 2016), mas a contribuição do país para a mudança climática é significativa e tem repercussões mundiais (FEARNSIDE, 2019). As emissões brasileiras de gases responsáveis pelo aquecimento global atingiram 2,175 bilhões de toneladas de CO₂ em 2019, de acordo com o Observatório Brasileiro do Clima, e no ranking mundial, o Brasil ocupa a 7^a posição como o maior emissor de gases de efeito estufa (SU et al., 2021).

A maior parte das emissões de CO₂ do Brasil são gerados pelo desmatamento e a mudança no uso da terra, especialmente na região da Amazônia (FEARNSIDE, 2019; BUSTAMANTE, 2019; ALENCAR, 2020).

As rápidas mudanças ambientais que ocorrem na Amazônia brasileira devido à degradação generalizada têm atraído a atenção da comunidade científica por várias décadas (MATRICARDI et al., 2013).

Até 2016, a Floresta Amazônica brasileira já havia perdido 752 mil km², o que corresponde a aproximadamente 20% dos cinco milhões de km² da cobertura original (INPE -

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2016). Este cenário fica cada vez pior com a instabilidade política, aumentando os temores de que a capacidade de monitoramento e fiscalização pudesse ser prejudicada, levando a um possível aumento da conversão do uso da terra (SILVA et al., 2021).

Fato que já é comprovado com as taxas atuais, pois estão em uma tendência crescente desde 2018, com um salto no desmatamento de 76% em 2021 (13.200 km²) em relação a 2018, registrando a maior taxa desde 2006 (INPE, 2021).

Uma das principais causas da degradação da floresta Amazônica é a extração de madeira (FINER et al., 2014; POTAPOV et al., 2017; BRANCALION et al., 2018) e, na Amazônia brasileira, afeta áreas maiores do que o desmatamento (MATRICARDI et al., 2020). Além disso, as áreas florestais degradadas por extração seletiva e incêndios florestais são um acréscimo às estimativas de desmatamento e ainda não foram contabilizadas pelas avaliações de uso e cobertura da terra nas regiões tropicais (MATRICARDI et al., 2010).

A exploração seletiva de madeira representa uma importante atividade econômica para a Amazônia Brasileira (ASNER et al., 2005). Sem o controle da extração ilegal de madeira e melhores práticas onde a extração é legal, a produção de madeira das florestas desmatadas diminuirá drasticamente (PIPONIOT et al., 2019; PUTZ et al., 2012).

Em 2006, o Serviço Florestal Brasileiro (SFB) estabeleceu um sistema de concessões madeireiras com os objetivos de fornecer uma estrutura legal para a produção sustentável de madeira na floresta amazônica e, em simultâneo, reduzir a extração ilegal de madeira (BRASIL, 2006a).

O Brasil possui 311 milhões de hectares de florestas públicas (SFB, 2015), mas as concessões florestais na Amazônia brasileira atualmente cobrem apenas 1,6 milhões de ha e a produção de madeira é de 221.000 m³ por ano, 2% da madeira extraída da região (SFB, 2019). Todas as florestas com potencial para concessões somam 35 milhões de ha (SIST et al., 2021), dos quais o SFB estimou que 20 milhões de ha devem ser suficientes para garantir o abastecimento sustentável de madeira na indústria (VIDAL et al., 2020).

Há pesquisas que indicam o uso de técnicas de exploração de impacto reduzido (EIR), onde podem reduzir os danos colaterais na floresta remanescente em 30–50% em comparação com a exploração convencional (PUTZ et al., 2008) e podem fornecer contribuições substanciais para a conservação da biodiversidade (BICKNELL et al., 2015; GALANTE et al., 2018; OKUDA, et al., 2019; PINAGÉ, et al., 2019) e mitigação das mudanças climáticas (PUTZ et al., 2008; WEST et al., 2014). O uso de técnicas de EIR são fortemente recomendadas e geralmente cumpridas em áreas de concessões brasileiras (SFB, 2019).

Os estudos que medem os distúrbios da exploração madeireira tornam-se importantes para verificar a real eficácia das técnicas aplicadas e propor novas metodologias que ajudam a garantir a sustentabilidade da floresta, pois há pouco conhecimento sobre o verdadeiro impacto proveniente da exploração madeireira em florestas tropicais (PEREIRA et al., 2002; ASNER et al., 2004; NUTTO et al., 2009; SIST; FERREIRA, 2007; GONÇALVES; SANTOS, 2008; PINAGÉ et al., 2015; LIMA et al., 2019; MELENDY et al., 2018; SIST et al., 2021).

Tendo em vista a crescente demanda de madeira tropical e os avanços da exploração na floresta Amazônica em áreas públicas, através de contratos de concessão florestal sob regime de Manejo Florestal Sustentável (SIST et al., 2021), os órgãos de gestão têm a obrigação de monitorar a perda de carbono e impactos da exploração e de propor medidas adequadas para atender o REDD e chegar a sustentabilidade das florestas manejadas (MAZZEI, et al., 2012; JUCKER et al., 2016).

Até o momento, os sistemas de monitoramento da exploração seletiva têm contado com medições das infraestruturas para extração da madeira e dos parâmetros estruturais da floresta baseadas em amostras coletadas a partir de uma combinação de interpretação de imagem óptica, Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS), mapas e dados de inventário de campo (GRISCOM et al., 2014; PEARSON et al., 2014; LIMA et al., 2020).

Essas abordagens são falhas em capturar a verdadeira distribuição espacial da infraestrutura e os impactos causados pela extração seletiva de madeira, pois ao contrário do corte raso e do desmatamento, os efeitos da extração seletiva em EIR são notoriamente difíceis de detectar e quantificar com imagens de satélites disponíveis (WEISHAMPEL et al., 2012; RÉJOU-MÉCHAIN et al., 2015).

A maioria dos estudos realizados em florestas tropicais, com o objetivo de mensurar os impactos decorrentes do manejo florestal, se mostraram dependentes de extensos e onerosos trabalhos de campo (ASNER et al., 2004; LENTINI et al., 2009; ØRKA et a., 2021) e em alguns casos, tornam-se inviáveis como ocorre na Amazônia brasileira, devido à dificuldade de acesso, grandes áreas a serem amostradas e limitações à execução de trabalhos de campo durante a estação das chuvas (D'OLIVEIRA et al., 2020; GOMES, et al., 2020; D'OLIVEIRA et al., 2021).

Além disso, mesmo com o uso de tecnologia GNSS para localização de árvores e microzoneamento (FIGUEIREDO et al., 2007), a interferência das árvores na recepção dos sinais de satélite produz caminhos múltiplos que reduzem significativamente a precisão da posição dos pontos tomados em campo (D'OLIVEIRA et al., 2012).

Uma forma de contornar essas limitações, seria a utilização de tecnologia *Light Detection and Ranging* (LiDAR) Aerotransportado (*Airborne LiDAR System – ALS*). O uso de métodos alternativos de sensoriamento remoto já tem possibilitado extrair informações de áreas florestais de forma confiável (SANTOS, et al., 2015).

O LiDAR é uma tecnologia de sensor ativo tridimensional que proporciona a obtenção de informações de todo o perfil vertical da vegetação (JENSEN, 2009; WHITE, et al., 2013), e vem sendo testada em inúmeras aplicações florestais (ANDERSEN et al., 2014; KENT et al., 2015; ELLIS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; MAO e HOU, 2018; ALMEIDA et al., 2019; DALAGNOL, et al., 2019; OKUDA et al., 2019; PINAGÉ, et al., 2019; GORGENS et al., 2020; PAPA, et al., 2020; REX, et al., 2020; D' OLIVEIRA et al., 2020; ALMEIDA et al., 2021; D' OLIVEIRA et al., 2021; MAEDA, et al., 2022).

Neste sentido, o presente estudo teve como objetivo identificar e quantificar os impactos e alterações na estrutura da Floresta Nacional do Jamari, Amazônia, Brasil, após eventos de exploração florestal de impacto reduzido (EIR) com a utilização de dados LiDAR ALS, visando otimizar os procedimentos de gestão das florestas manejadas por parte dos órgãos oficiais e contribuir para a conservação da biodiversidade e mitigação das mudanças climáticas.

1.3. QUESTÕES DE PESQUISA

Tendo em vista a problemática do monitoramento da exploração madeireira na Floresta Amazônica, a presente pesquisa respondeu as seguintes questões:

QUESTÃO A

Qual a intensidade dos impactos da EIR – Exploração de Impacto Reduzido na estrutura da floresta detectados pelo LiDAR?

QUESTÃO B

O LiDAR tem capacidade de quantificar as alterações na biomassa e carbono?

QUESTÃO C

O LiDAR pode auxiliar no monitoramento da exploração e avaliações em conformidade com os Planos de Manejo Florestal de EIR e contratos de concessões?

1.4. HIPÓTESES

Neste sentido, esta pesquisa fornecerá subsídio para o monitoramento de áreas exploradas com o uso da tecnologia LiDAR, partindo da seguinte hipótese:

O LiDAR é uma eficiente técnica para estimar os impactos e alterações em florestas e constitui um método alternativo de monitoramento de concessões florestais de EIR na Amazônia.

1.5. OBJETIVO GERAL

Estimar os impactos e alterações estruturais na floresta decorrentes do manejo florestal sustentável em uma floresta de concessão, Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, com a utilização de dados LiDAR.

1.6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Quantificar e avaliar com LiDAR o impacto no sub-bosque e no dossel da florestal em função da exploração madeireira com EIR;
- b) Comparar os resultados do LiDAR com dados obtidos em campo para validar as estimativas LiDAR;
- c) Avaliar as alterações nas variáveis estruturais densidade, área basal, volume e biomassa, e correlacionar com as estimativas LiDAR;
- d) Estimar as alterações no estoque de carbono e biomassa acima do solo com métricas LiDAR, a partir de modelos de regressão;
- e) Avaliar a eficácia do LiDAR para o monitoramento de florestas manejadas.

1.7. REFERENCIAL TEÓRICO

1.7.1. A SUSTENTABILIDADE DO MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA

Há um rico debate sobre o futuro da floresta amazônica, onde vários segmentos da sociedade reconhecem a vocação florestal desta região e consideram ser possível assegurar seu desenvolvimento e, em simultâneo, garantir a conservação de seu imenso patrimônio natural (PEREIRA et al., 2016; de SOUZA, et al., 2021).

Para atingir o objetivo de utilizar os recursos florestais, aliado à sustentabilidade, a produção madeireira deve ser feita baseada nos princípios do manejo florestal sustentável (GOODMAN et al., 2019; KAZAMA, et al., 2021). A legislação brasileira define o manejo florestal sustentável como “a administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies” (BRASIL, 2009).

O manejo florestal sustentável não está somente associado ao aproveitamento dos recursos naturais existentes para atender as demandas da sociedade por produtos madeireiros, mas também configura-se uma importante ferramenta para conservar a biodiversidade das áreas florestais, mantendo a estrutura e as funções da floresta manejada o mais próximo possível das condições anteriores ao manejo, conservando-o para as futuras gerações (SANTOS, 1996; SCHWARTZ et al., 2012; MARCHI et al., 2018; POUDYAL, et al., 2018).

A utilização racional da floresta amazônica significa o equilíbrio de vários fatores e funções que garantem o funcionamento de seu conjunto de ecossistemas, fornecendo benefícios importantes na forma de serviços ambientais que são frequentemente necessários para a sustentabilidade econômica (HIGUCHI, 1994).

Goodman et al. (2019), ressaltam que a finalidade do manejo florestal é conseguir que as florestas forneçam continuamente benefícios econômicos, ecológicos e sociais, mediante um planejamento mínimo para o aproveitamento dos recursos madeireiros e não madeireiros disponíveis.

As perspectivas referentes ao desenvolvimento florestal têm se limitado a utilização de apenas um produto, a madeira (de SOUZA, et al., 2021). Para Higuchi et al. (2008), a madeira é o que tem a maior liquidez, e deve ser considerada como produto de primeira necessidade.

Nesse sentido, são verificadas algumas consequências da utilização intensiva dos recursos madeireiros, onde o restante do ecossistema florestal não é considerado (de SOUZA, et al., 2021). Entretanto, há uma diversificação de produtos e serviços que dele são gerados,

os quais são utilizados tanto para o comércio quanto para a subsistência de diferentes povos. Dentre esses produtos, destacam-se: produtos alimentícios, medicinais, artesanais, especiarias, gomas, látex, resinas, combustível, bem como os produtos madeireiros (BRASIL, 2021).

É certo que o manejo florestal sustentável diminui consideravelmente os impactos causados pela extração madeireira (tais como danos às árvores remanescentes e ao solo, com impactos nos processos hidrológicos, erosão, fogo e estoque de carbono), além de ser viável economicamente (ASNER et al., 2005; VALLE et al., 2007; DAVIDSON et al., 2012; MILLER et al., 2011; MACPHERSON et al., 2012; PEÑA-CLAROS et al., 2008; SANTIKA, 2019).

No entanto, não basta apenas reduzir os impactos durante a exploração. De acordo com Oliveira (2005), a produção de madeira em florestas tropicais, para ser sustentável, deve ser de tal intensidade que permita à floresta repor o volume retirado ao final da rotação.

Schneider e Finger (2000), ressaltam que a produção sustentada desse recurso no longo prazo, requer indiscutivelmente, a manutenção de condições ecológicas ótimas da floresta, sem o qual não haverá sustentabilidade. Pinto (2008), afirma que grande parte da sustentabilidade ecológica da floresta remanescente manejada depende de como é feita a extração da madeira.

Vários autores ressaltam que a degradação de florestas amazônicas tem sido acelerada devido às incertezas sobre a posse da terra e dos recursos florestais, falhas nos sistemas de comando e controle, incentivos perversos para a conversão de florestas em agropecuária e práticas inadequadas do manejo florestal (SABOGAL et al., 2006; MATRICARDI et al., 2020; SILVA JUNIOR, 2021; TATEISHI, 2021).

A literatura concorda que não basta manejar, o manejo tem que ser de qualidade em todas as suas etapas, principalmente nas fases de planejamento e execução da exploração, de modo a minimizar ao máximo os impactos causados a floresta (SCOLFORO et al., 1996; ASNER et al., 2005; KAZAMA, et al., 2021; SIST et al., 2021).

A suscetibilidade das espécies florestais, a economicidade do manejo sustentado, maior eficiência no processo de beneficiamento e aproveitamento da madeira, a racionalização das técnicas de exploração e transporte, dentre outros, são pontos relevantes para que as florestas naturais possam ser utilizadas em bases sustentadas (SCOLFORO et al., 1996; BASKENT, et al., 2020).

Souza (2012), acrescenta que o manejo florestal sustentável considera técnicas de exploração de impacto reduzido (EIR), como: o minucioso planejamento das operações de

exploração utilizando corte de cipós, mapeamento das árvores a serem extraídas, técnicas de derrubada direcional, planejamento de trilhas de arraste e pátios de estocagem, entre outros.

Estas preocupações são pertinentes ao ponto de serem evidenciadas na legislação (Leis 6.938 de 1981; 11.284 de 2006, e Decreto no 5.975, de 2006 e resolução CONOMA n.º 406 de 2009), ao passo que instituiu o Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) como instrumento e pré-requisito para a exploração de florestas e formações sucessoras sob o regime de manejo florestal sustentável, tanto de domínio público como de domínio privado.

O artigo 3.º do Decreto n.º 5.975 de 2006 e artigo 7.º da resolução CONOMA n.º 406 de 2009, determina que o Plano de Manejo Florestal Sustentável – PMFS deve atender os seguintes fundamentos técnicos e científicos:

- I - Caracterização do meio físico e biológico;
- II - Determinação do estoque existente;
- III - intensidade de exploração compatível com a capacidade da floresta;
- IV - Ciclo de corte compatível com o tempo de restabelecimento do volume de produto extraído da floresta;
- V - Promoção da regeneração natural da floresta;
- VI - Adoção de sistema silvicultural adequado;
- VII - Adoção de sistema de exploração adequado;
- VIII - Monitoramento do desenvolvimento da floresta remanescente; e
- IX - Adoção de medidas mitigadoras dos impactos ambientais e sociais.

Portanto, manejo florestal em regime de rendimento sustentado é o conhecimento intrínseco a área manejada, a definição e aplicação de sistemas silviculturais e a condução da regeneração natural do povoamento remanescente, de modo a garantir continuamente a capacidade produtiva da floresta, não somente no aspecto econômico, como produção de madeira, mas também no que alude suas funções ecológicas, da mesma forma e intensidade.

Definitivamente, apenas por meio do conhecimento será possível produzir madeira, e outros produtos da floresta, e atingir a tão almejada sustentabilidade através do manejo florestal.

Diante disso, as informações sobre as alterações na estrutura florestal (FRANCEZ, 2007; ANDERSEN et al., 2014), a dinâmica de uma floresta manejada (HIGUCHI, et al., 1997; CARVALHO, et al., 2017), e os impactos que as atividades exploratórias causam na floresta remanescente (PINTO, 2008; OLIVEIRA et al., 2012; PINAGÉ et al., 2019; LIMA et al., 2020), são extremamente importantes na efetivação do manejo florestal como uma atividade sustentável.

1.7.1.1. Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS)

O Manejo Florestal Sustentável (MFS) é umas das principais ferramentas para o uso sustentável das florestas, pois visa reduzir o impacto com técnicas apropriadas para garantir o uso responsável dos recursos florestais durante a extração seletiva de árvores comerciais (SILVA, et al., 2020).

O planejamento com as técnicas de exploração e as informações sobre a área manejada são descritas e apresentadas no Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), como parte das exigências no contrato de concessão e nos processos de licenciamento para a atividade exploratória, submetido à aprovação pelo órgão responsável, neste caso o SFB (Serviço Florestal Brasileiro). As informações contidas no Plano de Manejo Florestal Sustentável são detalhadas e apresentadas no Plano de Operação Anual (POA) para cada Unidade de Produção Anual (UPA).

O POA é o documento apresentado ao órgão ambiental competente, contendo as informações definidas em suas diretrizes técnicas, com a especificação das atividades a serem realizadas no período de 12 meses (BRASIL, 2006b). Anualmente, o detentor do PMFS apresenta o POA, referente às próximas atividades que realizará, como condição para receber a AUTEX (Autorização para exploração).

O POA é definido com base nas diretrizes técnicas emitidas pelo órgão ambiental competente e na legislação, e será avaliado pelo órgão, o qual informará as eventuais pendências ao detentor do PMFS, sendo então emitido AUTEX após aprovação (BRASIL, 2006b).

É necessário seguir o POA para a execução das técnicas de exploração, pois orienta todas as atividades realizadas na Unidade de Manejo Florestal (UMF) (BRASIL, 2009; BRASIL, 2006b; IBAMA, 2007).

Nesse contexto, o POA deve ser composto a partir do planejamento minucioso, considerando a localização das árvores a serem cortadas e a infraestrutura necessária, como estradas florestais, pátios e trilhas para o desenvolvimento das atividades, para minimizar os impactos ambientais na floresta e maximizar o desempenho econômico da produção de madeira (SILVA, et al., 2020).

1.7.1.1.1. Planejamento

O planejamento da infraestrutura de exploração é uma tarefa complexa e está ligado diretamente aos impactos ambientais do manejo, tornando o planejamento de operações florestais ainda mais desafiador (KAZAMA et al., 2021). O planejamento inadequado da

exploração causam distúrbios na floresta, como aumento do desmatamento, perda de biodiversidade, erosão, deposição de sedimentos em cursos d'água, distúrbios da flora e da fauna, fragmentação de *habitat* e custos mais altos de construção de estradas (ÇALIŞKAN, 2017; SIQUEIRA-GAY et al., 2020).

Na floresta amazônica, essa complexidade é evidenciada por conta da alta diversidade de espécies vegetais com distintas características ecofisiológicas, como porte das árvores e diferentes tipologias florestais, entre outras (SOUZA et al., 1998; REIS et al., 2010). Além disso, há uma longa estação chuvosa e em algumas regiões, não há estação seca definida (ALVARES, et al., 2013).

Esta precipitação intensa leva à presença de uma rede hidrográfica densa e diversa, formada por rios, riachos, corpos d'água e a ocorrência de inundações sazonais (KELLER et al., 2015). E ainda, o terreno predominantemente plano a suavemente ondulado (SOMBROEK, 2000) impede drenagem das estradas.

Muitas vezes, também há falta de rocha para pavimentação adequada da estrada (SESSIONS, 2007a), além disso, geralmente, o manejo ocorre em áreas logisticamente difíceis, pois estão em locais remotos (D'OLIVEIRA et al., 2020).

Diante de tantos fatores intrínsecos das florestas tropicais, a infraestrutura representa um dos mais elevados custos das atividades florestais (SILVA, 2019), tornando as atividades de extração de madeira e construção de estradas uma tarefa difícil na região amazônica (KAZAMA et al., 2021).

Há vários estudos existentes sobre o planejamento de operações de produção florestal. E diversos autores destacam a necessidade de investir mais no planejamento da exploração florestal, bem como a necessidade de mais estudos para reduzir os impactos das operações de atividades produtivas de madeira (BRAZ e D'OLIVEIRA, 1997; SIST, 2000; BRAMUCCI e SEIXAS, 2002; MACHADO, 2013; GROMSKAYA e SIMONENKOV, 2016; CALISKAN, 2017; GRIGOLATO et al., 2017; SILVA et al., 2018a, SILVA, 2019; BUGDAY e AKAY, 2019; SILVA, et al., 2020; SIQUEIRA-GAY et al., 2020; KAZAMA et al., 2021).

É muito importante contextualizar que a produção de madeira na região amazônica por meio do PMFS normalmente não adota nenhum sistema otimizado de planejamento de infraestrutura e as decisões geralmente são tomadas empiricamente, com base na experiência do tomador de decisão e ignorando grande parte da complexidade do problema (SILVA et al., 2020).

O uso de técnicas de pesquisa operacional, com fontes de dados confiáveis e conhecimento do processo de produção, pode aumentar significativamente o desempenho dos

métodos empíricos atualmente empregados (GOMIDE et al., 2011; ISSAC JÚNIOR et al., 2014; MARTINHAGO, 2012; SILVA et al., 2018b).

Silva et al. (2018) apresentaram um estudo que discutiu a relação entre infraestruturas rodoviárias florestais, pátios de armazenamento e trilhas de arraste, e verificou a necessidade de planejamento mais detalhados, considerando o volume explorado, pois há uma relação direta entre a intensidade de exploração com o aumento do número de pátios de armazenamento, densidade de trilhas de arraste e estradas florestais (KAZAMA et al., 2021).

No entanto, os estudos sobre o tema ainda estão em desenvolvimento, pois os pesquisadores buscam um equilíbrio que otimize as características ambientais, técnicas, jurídicas, sociais e econômicas (SILVA, et al., 2020).

Figueiredo et al., (2007), desenvolveram o Modeflora para o microzoneamento. O Modelo Digital de Exploração Florestal (Modeflora) é um processo de planejamento florestal, em que são abandonados os princípios de mapeamento por técnicas de falsas coordenadas, também conhecidas por X, Y, consistindo em georreferenciar e “geomonitorar” todos os processos, da elaboração à execução do manejo florestal (FIGUEIREDO et al., 2007).

Para isso são empregadas de forma integrada técnicas de inventário, pesquisa operacional, GNSS, GIS, utilizando navegadores barômetros, radar SRTM, imagens remostradas de alta resolução (inventário de copa), planejamento de rede de estradas florestais, execução, aperfeiçoamento e rastreamento das operações de exploração florestal (FIGUEIREDO et al., 2007).

O Modeflora reduz os custos de elaboração e execução de planos de manejo florestal em pelo menos 30%; evita erros de campo tornando precisa a localização de árvores e o microzoneamento, permitindo a obtenção de mapas na escala de 1:15; aumenta a eficácia do processo de licenciamento e monitoramento, eleva a precisão das informações geoambientais do manejo florestal, onde as estradas, pátios e trilhas são planejados em escritório, com alto nível de precisão.

O uso correto dessas técnicas podem promover a exploração de impacto reduzido (EIR), informatiza e rastreia as operações de campo, alto rendimento e o planejamento florestal torna-se muito mais integrado ao ecossistema florestal, priorizando a redução de impactos ambientais, a otimização de fatores econômicos e da segurança no trabalho (FIGUEIREDO et al., 2007).

Por meio desse método, é possível caminhar em áreas de difícil acesso, nas margens dos rios, partes internas dos igarapés e beiras de barrancos, visando a necessidade de mapear, com maior riqueza de detalhes, todas as ramificações da rede de drenagem existentes em uma

Unidade Produção Anual (UPA). d'Oliveira et al. (2014), adaptaram a metodologia Modeflora aos dados LiDAR, onde utilizou o Modelo Digital do Terreno (MDT) como base para delimitação da hidrografia e APPs em áreas de extração seletiva na Amazônia Ocidental. No entanto, essas metodologias têm sido pouco empregadas em estudos científicos.

1. 7. 1. 1. 2. Infraestruturas

A infraestrutura essencial necessária para a realização do MFS é composta por trilhas de arraste, pátios para estocagem de toras e estradas de transporte (KAZAMA et al., 2021). Segundo Silva (2019), o custo de construção dessa infraestrutura na região amazônica, representa cerca de 75% do custo total da operação.

Mesmo com as diretrizes estabelecidas por lei e contidas no PMFS para o planejamento e construção da infraestruturas, e este aprovado, antes de qualquer atividade de construção, e posteriormente fiscalizados sua execução pelos órgãos competentes, essas normas devem ser melhoradas na fase de planejamento, especialmente nas estradas de transporte, pois são as mais caras e causam o maior impacto ambiental devido à escavação do subsolo, quando comparadas às trilhas de arraste e pátios (SILVA,2019).

A legislação brasileira prevê a construção de estradas primárias, secundárias, pátios de estocagem, cruzamentos de cursos d'água e trilhas de arraste como infraestruturas presentes numa área de manejo (BRASIL, 2002).

Na Amazônia Central, a densidade de estradas nos planos de manejo madeireiro é ditada por lei a não ser maior que 1,75% da área e 0,75% para terras para um total combinado de 2,5% (BRASIL, 2018).

Portanto, esses vários componentes da infraestrutura devem ser otimizados em conjunto, de modo a minimizar os custos e o impacto ambiental da exploração madeireira na Amazônia (KAZAMA et al., 2021).

As estradas madeireiras são classificadas em quatro categorias quanto ao seu emprego na construção de estradas em áreas de exploração florestal (adaptado de JOHNS et al., 1996):

- Estradas principais: são utilizadas para escoar a produção de madeira, em tora, de uma área explorada para os centros de processamento e consumo de madeira. Essas estradas estão geralmente conectadas as estradas oficiais e sua existência geralmente não depende da atividade exploratória;
- Estradas de acesso ou primárias: conectam a estrada principal à área de exploração;

- Ramal ou trilha de arraste: servem para transportar as toras de madeiras aos pátios de estocagem.

a) Trilhas de arraste

Os ramais de arraste (Figura 1.3) são formados por uma “estrada” que dá acesso das árvores abatidas aos pátios de estocagem. Os ramais de arraste são planejados para que o trator se desloque sempre que possível, em ângulo oblíquo à trilha principal (formato tipo uma “espinha de peixe”) conforme prevê a Norma de Execução N.º 1 de 2006 (BRASIL, 2007) e deve-se evitar planejar ramais em locais que tenha árvores com diâmetro superior a 30 cm (FUNDAÇÃO FLORESTA TROPICAL, 2002).

De acordo com Karsten et al. (2014), no ramal ocorre movimentação de trator skidder (maquinário utilizado para puxar a árvore abatida), que forma trilhas onde os danos na vegetação são mais acentuados. Nessas trilhas, pode ocorrer compactação do solo e, em alguns casos, exposição do solo mineral. Geralmente, o dossel acima da trilha não é afetado e o microclima permanece próximo de inalterado (KARSTEN et al., 2014).

As trilhas de arraste são vias terrestres somente para trânsito de máquinas florestais para o arraste de toras do local de derrubada até os pátios de estocagem (MALINOVSKI e PERDONCINI, 1990). Estas trilhas são abertas pelo trator de esteira ou pelo próprio trator florestal (Skidder). Devendo ser planejadas cuidadosamente, segundo as informações do inventário florestal 100% e do mapa de corte, possuindo largura média aproximada de 3,5 m (ROCHA et al., 2007).

O planejamento das trilhas de arraste deve considerar os seguintes fatores: características físicas e volume de madeira presente no local, distribuição espacial das árvores, quantidade de viagens das máquinas nas trilhas, não devem ser abertas em locais com inclinação superior a 45% em relação à árvore a ser extraída (SABOGAL et al., 2000).

A operação de arraste de toras geralmente ocorre da seguinte forma (SABOGAL et al., 2000): 1- O trator entra na floresta abrindo as trilhas planejadas e locadas em mapa, iniciando o arraste pela tora mais distante do pátio de estocagem. 2 - O tratorista guincha a tora até o trator. Para isso utiliza o cabo de aço e o guinchado trator. O cabo é manuseado pelo ajudante do tratorista. 3 - O tratorista arrasta a tora pela trilha até o pátio de estocagem.

As trilhas devem ser construídas as mais retilíneas possíveis, para melhorar a produtividade e reduzir os impactos, utilizando como critério o caminho que ofereça a menor resistência para o trator florestal (FTT 2002).



Figura 1.3. Tora de madeira sendo retirado do interior da floresta pela trilha de arraste com a utilização do trator florestal (Skidder). Fontes: <http://revistaplaneta.terra.com.br>.

b) Pátios de estocagem

Os pátios são os outros elementos que compõe a infraestrutura essencial necessária para MFS (KAZAMA et al., 2021). Os pátios de estocagem (Figura 1.4) são áreas abertas destinados ao armazenamento das toras retiradas do interior da floresta e devem estar localizados às margens das estradas secundárias ou primárias, com a finalidade facilitar o transporte regular das toras até à indústria ou local de utilização (SABOGAL et al., 2000).



Figura 1.4. Tora de madeira empilhadas no pátio de estocagem. Fontes: <http://revistaplaneta.terra.com.br>.

Para o planejamento dos pátios de estocagem devem obedecer a todos os critérios, como escolha da área para a construção, tamanho, número e distribuição dos pátios (TRZCIANOWSKA et al., 2019). Sendo que sua construção deve ser trabalhada de forma que facilite o arraste das toras de madeira, considerado o número total de árvores a serem exploradas, assim como suas dimensões médias (comprimento e diâmetro) e área de circulação de máquinas, pois, se estes quesitos não forem considerados na hora do

planejamento, podem causar impactos na floresta remanescente e gerar altos custos das atividades exploratórias (SILVA, 2014).

Para escolher áreas propícias à construção de pátios de estocagem, um conjunto de fatores devem ser considerados, incluindo desnível do terreno, árvores remanescentes e locais com limitação física, como áreas de uso restrito (SILVA et al., 2018).

Geralmente é preferível locais com vegetação rala, de preferência em clareiras, ou em áreas cipoálicas, com poucas árvores de grande porte e locais planos, mas com boa capacidade de drenagem, os locais onde existam tocos de árvores são evitados (FFT, 2002; TRZCIANOWSKA et al., 2019).

O tamanho dos pátios deve ser compatível com as características de produção, sempre com o menor tamanho possível (SABOGAL et al., 2000). De acordo com Amaral et al., (1998) o tamanho dos pátios é determinado em função do sistema de transporte das toras, tipo de veículo a ser utilizado no momento da exploração florestal e do volume de madeira a ser explorado na área de influência de cada pátio.

A legislação vigente, contudo, recomenda que sempre que possível as dimensões sejam de 20 m x 25 m, com área útil de 500 m² (BRASIL, 2006b). Geralmente este é tamanho do pátio aplicado nas explorações florestais (FIGUEIREDO et al., 2008).

A distribuição dos pátios pode ser realizada de forma sistemática quando em áreas planas e com pouca variação de solos e onde o volume de madeira comercial tende a ser estável no decorrer do tempo, sendo distribuídos em intervalos regulares ao longo da estrada; ou dirigidamente, quando em áreas irregulares com diferentes categorias de solo e topografia (AMARAL et al., 1998). O número de pátios depende do volume de madeira que será explorada na unidade de trabalho manejada (FFT, 2002).

Para construção dos pátios, o trator de esteira entra na área designada e percorre, com a lâmina suspensa, o seu perímetro, seguindo a demarcação feita com fitas coloridas; em seguida o trator se movimenta em espiral, a partir das bordas em direção ao centro, derrubando e quebrando todo o material vegetal.

Após, com a lâmina baixa o trator parte do centro para as bordas, raspando superficialmente o solo e encostando o material vegetal nas extremidades e por fim, após a abertura ser concluída o ajudante verifica se há ainda presença de tocos e pontas de raízes e os retiram com facões (AMARAL et al., 1998).

Observa-se que os planos de manejo, quando não planejados corretamente, em execução podem superdimensionar a construção de pátios de estocagem de madeira e alocá-

los em áreas com baixo potencial madeireiro, levando à abertura desnecessária de ramais e de estradas, promovendo impactos à vegetação remanescente (SILVA, 2014).

Feldpausch et al. (2005) em pesquisas de campo sobre os níveis de distúrbios após a exploração madeireira, percebeu que os níveis de abertura são maiores nos pátios do que nas proximidades das árvores abatidas.

Os pátios apresentam pequena área, em relação à área total de manejo, diminuindo a intensidade dos seus efeitos. No entanto, níveis de aberturas menores provocados pela extração das árvores estão representados em toda área da floresta, resultando geralmente, em um maior nível de impactos ao dossel sem perturbação (ASNER et al., 2006).

Ainda de acordo com um levantamento do IFT (2011) obras de infraestrutura como estradas e pátios podem impactar diretamente até 10% da área onde se pratica o manejo florestal.

Segundo KARSTEN et al. (2014), nos ambientes de pátios de estocagem, além da perturbação ocasionada pela abertura total ou parcial do dossel, a qual resulta na maior disponibilidade de luz no solo da floresta, também ocorre alteração no solo (compactação e remoção total ou parcial da matéria orgânica).

Nesse ambiente, retira-se toda a vegetação e as camadas superficiais do solo, para facilitar o armazenamento de toras e movimento dos maquinários, logo, ocasiona a alteração do microclima florestal e a compactação do solo, em função do constante manuseio de maquinários pesados (KARSTEN et al., 2014).

c) Abertura de Estradas

Estradas secundárias (Figura 1.5.) são construídas para movimentação das máquinas utilizadas na exploração madeireira além de fazer a ligação entre dois ou mais pátios de estocagem e conecta-los às estradas principais (JOHNS et al., 1996, SABOGAL et al., 2000) e têm como características serem utilizadas por um período curto de tempo (no máximo dois meses), largura média de 6 a 8 m, inclinação máxima de 10 a 12% e raio de no mínimo 20 m (BRAZ et al., 1997).

A legislação brasileira prever uma largura máxima de 4 m (quatro metros) para o leito da estrada secundária e a faixa de abertura uma largura máxima de 6 m (seis metros) (BRASIL, 2006b).



Figura 1.5. Estradas secundárias em área de PMFS. Fontes: <http://revistaplaneta.terra.com.br>.

As estradas primárias (Figura 1.6.) configuram a coluna vertebral da rede de estradas secundárias, pois estas partem delas, o que possibilita o tráfego na área florestal (BRAZ et al., 1997). A legislação prever uma largura máxima de 6 m (seis metros) para o leito da estrada e a faixa de abertura uma largura máxima de 10 m (dez metros) para as estradas primárias (BRASIL, 2006b). Braz et al. (1997), recomendam largura de 8 - 10 m e desnível máxima de 8 a 10%, com raio mínimo de 30 m.



Figura 1.6. Estradas primárias em área de PMFS. Fontes: <http://revistaplaneta.terra.com.br>.

Diferentes densidades de estradas foram verificadas em várias partes da Amazônia, sendo que para o estado do Amazonas, Braz (2010) encontrou $18,49 \text{ m.ha}^{-1}$ e Emmert (2014)

m.ha⁻¹ encontrou 10 m.ha⁻¹. No estado do Acre, foi de 20,24 m.ha⁻¹ (FIGUEIREDO, 2008) e para Rondônia 25,8 m.ha⁻¹ (EMMERT, 2014). Braz et al., 2019 recomenda 26 m.ha⁻¹, no estado do Estado de Mato Grosso.

Os principais distúrbios provocados pela abertura de estradas em áreas de manejo estão relacionados a abertura do dossel e impactos ao solo (CARIELLO, 2008).

A abertura de estradas realizadas inadequadamente e desordenada acarretará sedimentação excessiva, principalmente aos cursos d'água, com graves efeitos sobre o abastecimento e utilização dessa água, vida aquática, acarretando problemas para a flora e a fauna silvestre, Dykstra e Heinrich (1996, citado por FRANCEZ, 2006).

A abertura excessiva de estradas e o planejamento inadequado da rede significam um maior impacto no talhão, diminuindo as perspectivas de sustentabilidade do manejo aplicado (HENDRISON, 1989) e aumentando os custos totais da extração da madeira. Já em situações onde existe uma rede pouco densa, pode ocorrer impacto em excesso, causado por arraste desnecessário e consequente aumento de custo (BRAZ, et al., 2018).

A extração seletiva visa somente árvores de valor comercial, e está associada a técnicas de manejo florestal com a finalidade de proporcionar um planejamento de exploração e execução de baixo impacto (SILVA, et al., 2020). Esta atividade é ponderada na legislação em vigor, que define a intensidade de corte em volume por área e por espécie (IBAMA, 2007).

1.7.2. LIDAR

O LiDAR (*Light Detection and Ranging*) está se consolidando como uma tecnologia de sensoriamento remoto, contribuindo com a ciência da informação geográfica aplicada a diversas áreas (FERREIRA, 2014). Em português, vem sendo utilizada a terminologia de Sistema de Varredura a Laser (CENTENO e MITISHITA, 2007) ou Perfilamento a Laser (CASTRO e CENTENO, 2005). O termo LaDAR (*Laser Detection and Ranging*) também é utilizado, porém, com mais frequência em aplicações militares (SIEPMANN, 2006).

A tecnologia LiDAR é aplicada no âmbito da geodésia, arqueologia, geografia, geologia, geomorfologia, sismologia, engenharia florestal, oceanografia, engenharia civil, agronomia, entre outros (HUI-YING et al., 2012; NEBIKER et al., 2012; AWRANGJEB et al., 2013; BADAWY et al., 2014; LE MAUFF et al., 2018; DUBROV et al., 2021; D'OLIVEIRA et al., 2021; RAHMAN et al., 2022). Assim, para um melhor entendimento sobre a técnica LiDAR se faz necessária uma breve abordagem sobre o histórico, fundamentos e aplicações na área florestal.

1.7.2.1. Histórico

Em 1958, Schawlow e Twones, baseados nos fundamentos de Einstein, estabeleceram a teoria da amplificação de luz por emissão estimulada de radiação (GIONGO et al., 2010). Apenas um ano mais tarde o termo *Laser* seria usado pela primeira vez por Gordon Gould (GOULD, 1959). O LiDAR apareceu logo em seguida (RING, 1963), combinando radar e *laser* (o que, aparentemente, é a verdadeira origem da palavra light + radar = LiDAR). Três décadas depois, a terminologia *Ligth Detection and Ranging* (LiDAR) tornou-se amplamente conhecida, principalmente no campo do conhecimento de sensoriamento remoto (CENTENO e MITISHITA, 2007).

Nas décadas de 1960 e 1970, percebeu-se a eficiência do laser na área do sensoriamento remoto, em aplicações como o monitoramento atmosférico e estudos oceanográficos (WEHR e LOHR, 1999).

Nas missões à Lua da Apollo 15, 16 e 17, realizadas na década de 1970, o *laser* altimétrico foi usado como instrumento a bordo importante para o sucesso das operações espaciais e mapeamento do solo lunar (KAULA et al., 1974). Na década de 1980, os militares norte-americanos intensificaram o uso da tecnologia *Laser* para mensuração de distâncias, através de aparelhos como o NASA's *Atmospheric Oceanographic LiDAR* (AOL) e *Airborne Topographic Mapper* (ATM) que ainda hoje compõem muitos instrumentos de varredura LiDAR aerotransportado (CARABAJAL et al., 1999; FLOOD, 2001).

A princípio, os feixes de luz emitidos pelo sistema LiDAR não possuíam a capacidade de serem georreferenciados precisamente.

O Sistema de Posicionamento Global (GPS), um sistema americano, também conhecido como NAVSTAR - *NAVigation Satellite with Time And Ranging*, que atualmente faz parte de uma rede de sistemas de posicionamento denominada GNSS, com os sistemas GLONASS, GALILEU E BEIDOU (COMPASS), poderia ser uma solução para referenciar a nuvem de pontos. Porém, os códigos utilizados pelo GPS para o uso civil apresentavam disponibilidade seletiva (*Selective Availability* – SA).

A disponibilidade seletiva, imposta pelo Departamento de Defesa norte-americano, conferia ao sinal da constelação GPS uma deterioração da acurácia de forma aleatória, resultando em uma acurácia horizontal e vertical de 100 m e 140 m, o que praticamente inviabilizava o uso de muitas tecnologias de sensoriamento remoto (MONICO, 2008).

Associado ao erro produzido pela disponibilidade seletiva, a constelação GPS possuía uma taxa de atualização de apenas um sinal por segundo. Essa restrição tornava impraticável

o pós-processamento da nuvem de pontos LiDAR, a partir dos retornos emitidos pelo varredor *laser*, em uma frequência de milhares de pulsos por segundo. Assim, na década de 1980, para o uso civil e científico, não era possível trabalhar com precisão o sensoriamento com dados LiDAR (D'OLIVEIRA et al., 2014).

Em 1990, com o desenvolvimento de sensores mais precisos, como o *Shuttle Laser Altimeter* (SLA) (BUFTON et al., 1995) e o *Mars Observer Laser Altimeter* (MOLA) (SMITH et al., 1993; ABSHIRE et al., 2000), utilizados para análises em áreas mais extensas. Em 2000, a SA – *Selective Availability*, foi retirada pelo presidente norte-americano Bill Clinton, melhorando o posicionamento do sinal obtido em cerca de 10 vezes (MONICO, 2008).

Então com a abolição da degradação da acurácia pela disponibilidade seletiva, a partir do ano 2000 e sistemas como SLA e MOLA (MONICO, 2008), o emprego da tecnologia LiDAR tornou-se viável (D'OLIVEIRA et al., 2014).

O primeiro projeto demonstrativo da técnica de perfilamento a *laser* foi realizado em 1993 por um grupo de pesquisa alemão da Sociedade Alemã de Amparo à Pesquisa, o qual acabou por criar a empresa TopScan GmbH, em parceria com a canadense Optech Inc. (WEVER et al., 1999).

Em 2006, a empresa californiana SiRF Technology Inc., sediada em San Diego, disponibilizou no mercado o *chipsets Sirf Star* e seu software para receptores GPS. Esse *chipsets* prometiam revolucionar o uso do GPS em decorrência de sua alta capacidade de decodificar sinais em níveis extremamente baixos (- 160 dBm). A alta sensibilidade do *Sirf Star* possibilitou ampliar o uso dos receptores GPS de maneira rápida e segura, principalmente, em ambientes florestais (GARMIN, 2007; SIRF, 2014).

Atualmente, os sensores de alta sensibilidade equipam os receptores do Sistema Global de Navegação por Satélites (GNSS) pós-processados L1/L2 (D'OLIVEIRA et al., 2014).

A evolução das técnicas e aperfeiçoamento dos *Lasers Scanners*, permitiu que o processamento da nuvem de pontos do LiDAR alcançasse precisão submétrica, possibilitando seu uso em muitas áreas do conhecimento (D'OLIVEIRA et al., 2014).

1.7.2.2. Funcionamento do sistema LiDAR

O LiDAR é um sensor remoto ativo, que permite a coleta de dados pela emissão de sua própria luz e independe da presença de uma fonte de luz externa, como é o caso dos sensores passivos (fotografias aéreas e imagens de satélite) e a análise dos dados não é prejudicada por sombras (WAGNER et al., 2004).

O princípio do funcionamento do LiDAR consiste na emissão de um pulso de *laser* na direção de uma superfície ou objeto e, ao atingir o alvo, parte desse sinal emitido é refletido na direção do sensor instalado em uma plataforma terrestre fixa ou móvel (veículo automotor), aeronave ou um sistema orbital (satélite ou estação espacial) (NASA, 2014; WANG et al., 2019; RAHMAN et al., 2022), com uma elevada frequência de repetição.

Sensores atuais podem adquirir nuvens de pontos muito precisas, com nível milimétrico (WANG et al., 2019) de alta densidade de pontos (até alguns milhares de pontos.m²) (SAIRAM et al., 2016; RODRÍGUEZ-GONZÁLVEZ, et al., 2017).

O sensor mede tanto a intensidade do sinal de retorno como o tempo decorrido entre a emissão e a captação do retorno, este tempo é utilizado para calcular a distância sensor-objeto, considerando que o pulso *laser* se propaga à velocidade da luz (ANDERSEN et al., 2003; WAGNER et al., 2004). A posição tridimensional do ponto onde o feixe é refletido é determinada com base na distância entre o sensor e a superfície da terra e a orientação do feixe (BALTSAVIAS, 1999).

O conjunto é constituído por um Sistema Inercial de Navegação (INS) e um par de receptores GNSS L1/L2 (Figura 1.7), sendo um instalado no sistema *laser* na aeronave e outro no solo (GIONGO et al., 2010). Dessa forma, o sensor *laser* pode atingir múltiplas reflexões, ou seja, vários pulsos podem ser refletidos sob um mesmo objeto, acarretando uma alta precisão nos resultados das análises, ou um pulso pode ser fracionado em diversos outros pontos refletidos em alvos diferentes na mesma linha do pulso *laser* (BEHAN, 2000). O sistema LiDAR utiliza ondas cujo comprimento varia entre 1 µm a 10µm, compreendendo a região do espectro eletromagnético de ondas curtas (GIONGO et al., 2010).

O registro contínuo das coordenadas espaciais (x, y, z) dos retornos é feito com extrema precisão, e estes retornos constituem os elementos primários para a formação de uma nuvem de pontos que descreve o alvo imageado (GIONGO et al., 2010).

Os fundamentos, componentes e funcionamento do sistema de varredura a *laser* aerotransportado podem ser consultados, com maior nível de detalhes, no *Manual of Airborne Topographic LiDAR* (RENSLOW, 2012).

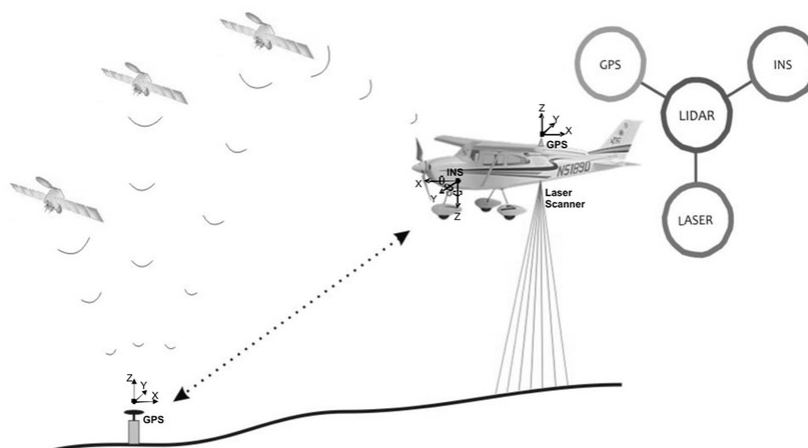


Figura 1.7. Esquema operacional do sistema LiDAR aerotransportado.
Fonte: Gioingo et al., (2010).

1.7.2.3. LiDAR e os Modelos Digitais

O LiDAR é capaz de fornecer informação das estruturas vertical e horizontal da floresta, além da topografia, onde, a partir da nuvem de pontos, são gerados modelos tridimensionais: modelos digitais de terreno (MDT) e modelos digitais de Superfície (MDS). A diferença entre elevações MDS e MDT resulta em um modelo de superfície normalizado, também conhecido como o modelo de altura do dossel (MAD) (SILVA et al., 2016).

Os MDTs são utilizados na representação do solo nu e podem ter forma regular (grid regular com células de igual dimensão) ou irregular (*Triangulated Irregular Networks – TIN*). O MDT pode apresentar uma forma regular ou irregular. O formato grid, também chamado de raster, trata-se de uma representação regular em que a superfície é subdividida em células de igual dimensão. A metodologia mais empregada para confecção de um MDT regular é lançar sobre a nuvem de pontos um grid regular, onde cada célula do grid assume o valor de elevação médio dos pontos de solo correspondentes (GORGENS, et al., 2014).

Enquanto o formato irregular é designado rede de triângulos ou TIN. Neste caso a forma do terreno é representada pelo produto da triangulação dos pontos classificados como solo nu. O grau de detalhamento do terreno representado pela superfície criada é dependente da resolução espacial do MDT. Dentre suas aplicações, destacam-se a modelagem hidrológica, a visualização do planejamento da paisagem e o monitoramento de ambiente (GORGENS, et al., 2014).

Ainda de acordo com esses mesmos autores, quanto a confecção do modelo, no Fusion, por exemplo, há dois comandos, o primeiro deles é GridSurfaceCreate que divide a área de interesse num grid com dimensões definidas pelo usuário, em que cada célula recebe o valor médio da elevação dos pontos correspondentes. Enquanto o TinSurfaceCreate cria uma malha

triangular irregular (TIN). Logo após, a superfície de formato grid passa por uma interpolação com base na malha irregular. Todos os comandos de elaboração do MDT tem como base uma nuvem de pontos LiDAR, em formato .las ou .laz onde os retornos correspondentes ao solo nu estejam classificados, ou de uma nuvem de pontos com os retornos do solo filtrados no comando ground.

O MDS corresponde a representação da superfície do solo e o que está sobre ele (ex. árvores, arbustos, pessoas, prédios, infraestruturas, assim como outros elementos da paisagem). Suas principais utilizações são: extração da altura e biomassa da vegetação, o mapeamento da vegetação, o estudo da cobertura e o uso do solo, entre outras (GORGENS, et al., 2014).

O MAD representa os valores em coordenada Z para a altura dos objetos presentes em uma nuvem de pontos LiDAR. Esse modelo é conhecido também por modelos digitais de superfície normalizados (*Normalized Digital Surface Models – nDSM*) (SILVA, 2013).

Tanto o MDS quanto o MAD são elaborados no Fusion por meio do comando CanopyModel, no caso do MAD com a adição do parâmetro ground. Esse parâmetro indica o MDT e garante que a elevação do terreno será descontada de cada ponto da nuvem LiDAR e o eixo z corresponderá a altura em relação ao solo (GORGENS, et al., 2014).

Para elaboração dos três modelos mencionados (MDT, MDS e MAD), faz-se necessário definir o tamanho da célula, sistema de coordenadas, Zona, Datum, Unidade para XY e Unidade para Z.

Uma abordagem frequentemente utilizada é a modelagem topográfica com modelos digitais de terreno, tendo em vista que os dados provenientes de nuvens de pontos LiDAR tem se tornado cada vez mais popular (LIDBERG, et al., 2020). Os modelos gerados pelos MDT, MDS e MAD, mostram-se precisos para obtenção de atributos florestais, como volume, biomassa, diâmetro e área basal, além de gerar informações sobre a cobertura florestal e o perfil vertical da floresta (SHANG et al., 2020).

1.7.2.4. LiDAR na Engenharia Florestal

Estudos sobre o uso de ferramentas de sensoriamento remoto aplicadas à área florestal, foram intensificados a partir da década de 1990 para reduzir a necessidade de trabalhos de campo e aumentar a precisão das estimativas e modelos produzidos a partir dos dados coletados, (CARLSON e RIPLEY, 1997; MALHI, 1998; SIGRIST et al., 1999; HUETE et al., 2002; ASNER, CARLSON e MARTIN, 2005; FUENTES et al., 2006; FIGUEIREDO et al.,

2007; ZANDONÁ et al., 2008; DALPONTE, 2009; CANAVESI, PONZONI e VALERIANO, 2010; GOFC-GOLD, 2014; PINAGÉ e MATRICARDI, 2015; MATRICARDI et al., 2020).

A pesquisa de Nelson et al., (1984) para determinação das características do dossel florestal no estado da Pensilvânia, foi uma das primeiras aplicações de dados LiDAR em áreas florestais. Desde então essa tecnologia, em especial de Sistemas LiDAR Aerotransportados (*Airborne LiDAR System – ALS*), vem sendo amplamente utilizada em aplicações florestais.

A princípio, o perfilamento a *laser* foi voltado para criação de modelos de superfície visando caracterizar com precisão a topografia do terreno e as informações usadas no planejamento de estradas, pontes e outras estruturas de apoio às operações florestais (POPESCU et al., 2002; TIEDE et al., 2005).

O LiDAR já é uma tecnologia utilizada na fase do planejamento operacional (AKAY et al., 2014; CRAVEN e WING, 2014; LASCHI et al., 2016; SAITO et al., 2013), bem como no planejamento e implementação de sistemas de drenagem (YOSHIDA et al., 2019), pois envolve estudos que requerem maior detalhe da superfície terrestre (KAZAMA et al., 2021).

O sistema LiDAR aerotransportado permite a cobertura em larga escala da superfície, produzindo dados que podem ser usados para a elaboração de modelos digitais do terreno em grandes áreas de floresta (ZONETE, 2009). E ainda geram informações sobre a superfície do dossel e parâmetros estruturais (D'OLIVEIRA et al., 2014), com alta resolução, pois tanto a resolução horizontal como a vertical no terreno podem chegar a níveis milimétricos (WANG et al., 2019), proporcionando a precisão necessária tanto para o planejamento do uso, como para avaliar e monitorar a floresta pós-exploração (D'OLIVEIRA et al., 2014).

1.7.2.5. Estimativa dos Parâmetros Estruturais da Floresta com LiDAR.

Atualmente, a tecnologia LiDAR já é utilizada para a estimativa de parâmetros estruturais das florestas, tais como a altura das árvores, dimensões das copas, biomassa acima do solo (AGB), estoque de carbono, área basal, volume, composição florística, etc., (D'OLIVEIRA et al., 2012; ANDERSEN et al., 2014; LOCKS e AMARAL, 2015; KENT et al., 2015; PINAGÉ et al., 2015; ELLIS et al., 2016 GOULAMOUSSENE, 2016; AFFEK, et al., 2017; CARVALHO et al., 2017; HAKKENBERG, 2017; MAO e HOU, 2018; RÖDIG et al., 2018; DALAGNOL, et al., 2019; OKUDA et al., 2019; PINAGÉ, et al., 2019; D'OLIVEIRA et al., 2020; FISHER et al., 2020; GORGENS et al., 2020; PAPA, et al., 2020; REX, et al., 2020; YIN et al., 2020; ALMEIDA et al., 2021; D'OLIVEIRA et al., 2021; MAEDA, et al., 2022).

Quando existem amostras de dados LiDAR disponíveis da mesma área tomadas antes e após a exploração é possível, usando o modelo de diferença de altura do dossel, identificar os impactos causados pela exploração madeireira e validar com os dados de localização dos pátios de estocagem, estradas florestais, trilhas de arraste e árvores abatidas (D'OLIVEIRA, et al., 2014).

Esta é a maneira mais eficaz para mapear o impacto ao dossel (REIS, 2018), pois o sobrevoo LiDAR antes e depois da exploração permite entender e quantificar as alterações que são realmente decorrentes do manejo florestal (D'OLIVEIRA, et al., 2014; LOCKS e MATRICARDI, 2019; DALAGNOL, et al., 2019; PINAGÉ, et al., 2019).

Dados LiDAR multitemporais podem ser utilizados para quantificar mudanças nas estruturas da floresta, tanto em toda a área de estudo como especificamente em áreas afetadas por corte seletivo (HUMAGAIN et al., 2018). Ainda detectam eventos raros, mas espacialmente extensos, bem como aqueles com alta taxa de rotatividade (NGUYEN et al., 2016).

Essa tecnologia tende a ser cada vez mais utilizada em análises temporais das áreas cobertas por vegetação, no que se refere ao manejo, desmatamento, incêndio ou regeneração florestal (FERREIRA, 2014; CARVALHO, et al., 2017). Mograbi (2016), utilizou dados temporais LiDAR para avaliar os estoques de biomassa lenhosa e as mudanças na estrutura vertical, no espaço-tempo para descrever os distúrbios da extração de madeira em uma savana sul-africana.

Trabalhos recentes indicam que uma combinação de LiDAR e observações de campo da área degradada, podem fornecer indicadores de impactos florestais (AFFEK, et al., 2017; CARVALHO et al., 2017). Por exemplo, Zhuravleva et al., (2013) analisaram a degradação da cobertura florestal na República Democrática do Congo usando imagens Landsat e dados LiDAR em conjunto com medidas diretas para quantificar as diferenças estruturais entre as florestas primárias intactas e impactadas.

Levantamentos aerotransportados com LiDAR têm sido largamente utilizados para estimativa de biomassa acima do solo (AGB) em florestas temperadas, boreais e tropicais (GIANNICO et al., 2016; MEYER et al., 2018; SHAO, et al., 2018; D'OLIVEIRA e LOCKS, 2019; RODRÍGUEZ-VEIGA et al., 2019; WANG, et al., 2019; D'OLIVEIRA et al., 2020).

Esses estudos demonstraram uma forte correlação entre dados obtidos pelo LiDAR, biomassa e estrutura da floresta. Além disso, esta técnica de sensoriamento remoto tem a capacidade de penetrar as nuvens e, geralmente, produz estimativas mais precisas da biomassa

florestal do que sensores ópticos (GONZALEZ et al., 2010) e radar (ASNER et al., 2012), sem problemas de saturação (SANTOS et al., 2003).

As estimativas de altura, cobertura e estrutura vertical do dossel, em conjunto, estão altamente correlacionadas com o estoque de carbono acima do solo (ASNER et al., 2010, JUCKER, 2017). Há estudos que utilizaram o LiDAR para avaliação de estoques de carbono (KENNAWAY et al., 2008; ASNER et al., 2011; SUM e LIU, 2020).

Algumas aplicações do LiDAR para estimar o estoque de carbono nos últimos anos, como as descritas por NÆSSET, 2011; NYSTRÖM, et al., 2012; TSUI et al., 2013; ZOLKOS et al., 2013), demonstraram precisões que variaram de 20 a 200 Mg.ha⁻¹ em escalas de parcela (ou seja, 30 m² até 1 ha). Em relação aos níveis médios de biomassa, que variaram entre 20 e 600 Mg.ha⁻¹, os erros nestes estudos têm uma média de cerca de 20%, o que pode ser melhorado à medida que os sistemas aumentam a densidade de amostragem (GOETZ, 2015).

Além do uso do LiDAR em trabalhos de mensuração florestal de larga escala, também é possível usar essa tecnologia para o estudo de árvores individuais. Hyypä e Inkinen (1999) realizaram um estudo e constataram que as altas taxas de pulsos do sistema LiDAR conseguem detectar árvores individuais, e suas principais características como altura, localização e dimensão da copa, em zona de floresta boreal.

Em Hyypä (2000) foram encontrados, com sucesso, os topos das árvores, assim como o número delas. Mas para isso foi necessária uma alta taxa de pulso para a detecção individual das copas das árvores.

Segundo a experiência de alguns autores (GATZIOLIS e ANDERSEN, 2008; REUTEBUCH et al., 2005), a identificação individual de árvores requer uma densidade de, pelo menos, quatro pontos por metro quadrado. Roberts et al., (2005) e Loki et al., (2010) alcançaram resultados para equações de estimativas biométricas (DAP, altura total, diâmetro de copa e volume), porém, em plantações de *Pinus*.

Quando se trata de estimativas biométricas por árvore individual com o LiDAR aerotransportado, necessariamente serão agregadas aos modelos volumétricos as variáveis da morfometria da copa, ainda pouco empregadas e menos conhecidas (POPESCU et al., 2003).

Os resultados de pesquisa com a morfometria de copa de árvores individuais pelo perfilamento com LiDAR, ainda são escassos e limitam-se a florestas plantadas ou naturais no hemisfério norte, (HOLMGREN et al., 2003; ANDERSEN et al., 2011; BOTTAI et al., 2013;).

Em razão das dificuldades de coleta em campo, as variáveis morfométricas eram

preteridas, mas ganham destaque pela forma rápida e segura com que os dados são obtidos por meio do perfilamento da floresta (FIGUEIREDO, 2014).

Figueiredo (2014) desenvolveu equações para estimar o volume e a biomassa do fuste de árvores individuais utilizando dados morfométricos de copa (diâmetro de copa, área de projeção de copa, volume de copa, comprimento de copa e manto de copa), obtidos pelo LiDAR aerotransportado na Floresta Estadual do Antimary – FEA (Figura 1.8. A, B, C).

Estas informações individuais das árvores, fornecidas pelo LiDAR, também auxiliam no processo de classificação das espécies arbóreas (HAKKENBERG, 2017; CAO, 2015; TORABZADEH et al., 2014; VAN EWIJK, 2014) e quando associadas a dados hiperespectrais, permitem uma melhor identificação e classificação das espécies (RENSLOW, 2012, LEUTNER, et al., 2012; HIGGINS et al., 2014; TORABZADEH et al., 2014; HAKKENBERG, 2017).

As árvores com copas danificadas ou quebradas podem ser identificadas pelo processamento do LiDAR e apontadas como *outliers* pela análise de influência durante o processo de modelagem biométrica (D'OLIVEIRA et al., 2012). Essas árvores com copas danificadas ganham importância no planejamento e monitoramento da exploração florestal, pois indicam se os tratamentos silviculturais pré-exploratórios estão sendo eficazes e quantificam os impactos a floresta remanescente (Figura 1.8. D).

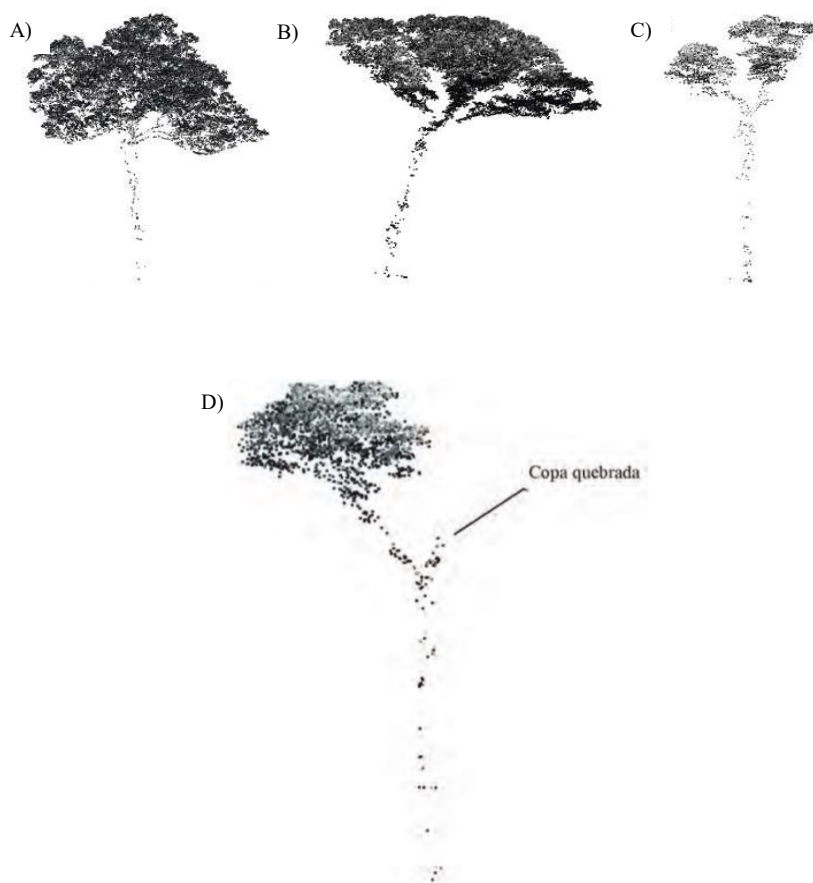


Figura 1.8. Árvores individuais isoladas da vegetação de sub-bosque com dados do LiDAR: A) *Dipteryx odorata* Wild (cumaru-ferro), B) *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn. (samaúma), C) *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr. (cumaru-cetim), D) Nuvens de pontos do LiDAR de uma árvore com a copa quebrada da espécie *Dipteryx odorata* Wild (cumaru-ferro), Floresta Estadual do Antimary, Acre, Brasil. Fonte: FIGUEIREDO (2014) e D'OLIVEIRA et al., (2014).

O levantamento das alterações estruturais de áreas afetadas pela exploração seletiva de madeiras, realizado com precisão, em grande escala, de forma rápida e confiável, com remediações para análise temporal da dinâmica da floresta, são componentes essenciais no processo de monitoramento dos Planos de Manejo Florestal Sustentável implementados na Amazônia brasileira. Com base nos trabalhos mencionados, o LiDAR será uma ferramenta útil para aprimorar e efetivar o monitoramento da exploração de madeira na Amazônia e subsidiar a sustentabilidade do manejo florestal.

1.7.2.6. Estimativas de impactos com LiDAR

1.7.2.6.1. Impactos no Sub-bosque

Os impactos causados pela abertura das infraestruturas de exploração e derrubada das árvores, são conceituados pelo Serviço Florestal Brasileiro nos contratos de concessão, como a proporção de área de florestas aberta para a implantação da infraestrutura de exploração e

abertura de clareiras causadas pela queda das árvores exploradas em uma Unidade de Produção Anual (UPA) (SFB, 2008).

A quantificação dos distúrbios causados pela exploração florestal é tema de muitos estudos, entre eles os desenvolvidos por Asner et al. (2004), Reis (2018), Pinagé et al. (2019), na Amazônia Oriental, d'Oliveira et al. (2012), Andersen et al. (2014), Pinagé et al. (2015), Carvalho et al. (2017) e Locks e Matricardi (2019), na Amazônia Ocidental, Lima et al. (2019) e Lima et al. (2020), na Amazônia Central e Ellis et al. (2016), Melendy et al. (2018) e Pearson et al. (2018), em florestas tropicais da Ásia, com diferentes formas de coleta das informações.

Asner et al. (2004), analisaram os danos causados pelas aberturas das infraestruturas do manejo madeireiro na floresta remanescente no Leste da Amazônia, com imagens de satélite Landsat em áreas manejadas convencionalmente e sob regime Exploração de Impacto Reduzido (EIR). Para ambas as situações observaram que as trilhas de arraste foram os maiores causadores de impactos no sub-boque (7-12% nos locais explorados convencionalmente e 3-6,5% nas áreas exploradas com EIR).

Lima et al. (2020), tentaram mapear os impactos da EIR em sete áreas de exploração madeireira no Amazonas, desenvolveram um método para detecção dos distúrbios ocasionados pela exploração utilizando métricas de paisagem derivadas de imagens de satélite, com essa abordagem o percentual de áreas diretamente alteradas pelas atividades madeireiras variou de 5,1 - 5,5%, com detecção mais perceptível quando a exploração foi realizada no mesmo ano da obtenção das imagens de satélite, sendo visível a proporção dos distúrbios até um ano após as atividades exploratórias. No entanto, só foram visíveis as alterações provocadas pela abertura de estradas e clareiras.

O levantamento causado pela EIR requer uma abordagem diferente, pois imagens bidimensionais não são suficientes para quantificar os impactos no sub-bosque (ELLIS, et al., 2016). As imagens de satélite mesmo em conjunto aos levantamentos de campo não são suficientes para mapear as alterações abaixo do nível do dossel e de criar uma relação direta entre área impactada e volume explorados (LOCKS e MATRICARDI, 2019).

Embora já tenha sido usado para mapear a infraestrutura de exploração, há resultados promissores de dados LiDAR para levantamento de impactos no sub-bosque (WHITE et al., 2010; D'OLIVEIRA et al., 2012; ELLIS et al., 2016; FERRAZ et al., 2016).

A metodologia que utiliza um Modelo de Densidade Relativa da vegetação (MDR) confeccionado a partir de dados LiDAR como base na delimitação dos impactos da exploração madeireira, foi desenvolvida por d'Oliveira et al. (2012), na Floresta Estadual do

Antimary-Acre e desde então tem sido amplamente utilizada para esta finalidade. (ANDERSEN et al., 2014; ELLIS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; REIS, 2018; LOCKS e MATRICARDI, 2019; PINAGÉ et al., 2019).

D'Oliveira et al. (2012), utilizaram um MDR de alta resolução, em ambiente SIG para identificar e quantificar os impactos do manejo florestal no sub-bosque, com a utilização de buffers, com 04 (quatro) metros para as trilhas de arraste, 06 (seis) metros para estradas, 20 (vinte) metros para os pátios de estocagem e 25 (vinte e cinco) metros para árvores colhidas, as áreas envoltas nos buffers correspondem aos distúrbios ocasionados pelas atividades da exploração. Esses autores, observaram que a área diretamente afetada pela exploração madeireira correspondia a um pouco mais de 15% da UPA estudada. Andersen et al. (2014), neste mesmo local e metodologia, verificaram que 23% da área total havia sofrido alteração pela atividade madeireira.

Já Carvalho et al. (2017), também na FEA do Antimary, ao realizarem a distinção com MDR entre o percentual de impacto ocasionado pela abertura das infraestruturas e colheita de árvores, encontraram percentuais de área diretamente impactadas de 7-8,6%, sendo os maiores danos causados pela retirada das árvores, seguida da abertura de trilhas de arraste.

Em um estudo realizado em áreas de concessão para exploração madeireira, Locks e Matricardi (2019), verificaram que cerca de 69% da área alterada no sub-bosque, foi ocasionada pela implementação de trilhas de arraste.

Através do MDR, Reis (2018), observaram na Fazenda Cauaxi, Pará, que os locais com menor densidade de vegetação estavam representados por manchas escuras no mapa. O MDR serviu como base para delineamento dos impactos causados pela alocação de estradas, trilhas de arraste pátios de estocagem e colheita de árvores. A maior densidade de área foi a ocupada pelas estradas (23,42 m.ha⁻¹). A área impactada por operações florestais representou 2,54% da área total, desses mais de 50% foram ocasionados pela abertura de estradas e trilhas de arraste (REIS, 2018).

Pinagé et al. (2019), também na Fazenda Cauaxi-Pará, com emprego do MDR, observaram que os mapas de impactos no sub-bosque evidenciavam nitidamente locais sem vegetação mais baixa no decorrer de estradas primárias, secundárias e trilhas de arraste. Os impactos detectados foram abundantes em todos os locais que haviam passado por extração seletiva mais recente e gradualmente tornavam-se menos visíveis de quatro a oito anos após as atividades do manejo florestal. A recuperação do sub-bosque ocorreu de seis a sete anos depois da extração seletiva.

Ellis et al. (2016), em Kalimantan, Indonésia utilizaram o LiDAR para mapear os distúrbios da extração seletiva, com base no delineamento das infraestruturas com o MDR após dois anos da exploração, observaram que os impactos calculados com LiDAR foram compatíveis com os detectados com medições em campo. Com 69% das áreas com sinais de intervenção de exploração, a maior proporção de distúrbios foi ocasionada pela abertura de trilhas de arraste.

1.7.2.6.2. Impactos no Dossel

Para Brokaw (1982), a clareira é uma abertura no dossel que se estende verticalmente para o solo, através de todos os níveis da vegetação, com altura média de dois metros acima do solo. Já de acordo com Hunter et al. (2015), clareiras são definidas como qualquer parte contígua do dossel com altura inferior a 10 metros e área superior a 10 m².

A definição de clareira de Brokaw (1982) não se encaixa para detecção das clareiras via sensoriamento remoto, já que os sensores podem não ser capazes de identificar visualmente a borda da clareira a dois metros acima do solo, por conta da influência das árvores ao redor no dossel florestal (ZHANG, 2008).

As clareiras sempre estão presentes no dossel, pois o surgimento de lacunas em áreas intactas se dá pela morte ou quebra de árvores do dossel, por fatores naturais (ventos, raios ou podridão), por isso fazem parte da dinâmica natural dos ecossistemas florestais (PINAGÉ et al., 2015). As clareiras naturais são fenômenos comuns de pequena escala e de uma característica proeminente, pois são chave para a dinâmica e distribuição de espécies na paisagem das florestas tropicais (WHITMORE, 1989; HUNTER et al., 2015).

A dinâmica das clareiras mantém ambientes de alta luminosidade dentro dos dosséis florestais fechados e promove a regeneração natural e a rotatividade (BORMANN e LIKENS, 1979; OLIVER e LARSON, 1996).

Porém, clareiras causadas pela derrubada e extração de árvores em florestas tropicais têm impactos mais significativos do que aqueles naturais. Em florestas sob regime de EIR, a derrubada das árvores é a maior responsável pela abertura de clareiras (ASNER, et al., 2004). Os distúrbios ambientais causados pela exploração madeireira podem alterar a trajetória da regeneração natural, crescimento, mortalidade e recrutamento de indivíduos que compõem as comunidades destas florestas (DE AVILA et al., 2017; DIONISIO et al., 2018).

Segundo Asner et al. (2004), as clareiras no dossel florestal variam em tamanho e forma, por conta do modo de extração da madeira empregado e dos atributos estruturais da floresta preexistentes, tais como, espécies, idade da floresta e forma das árvores. Essa alta

variação nas características das clareiras causam uma gama igualmente ampla de respostas nos processos ecológicos, fisiológicos e biogeoquímicos, logo após a extração das árvores e no decorrer dos anos subsequentes (ASNER, et al., 2004).

O estudo da dinâmica de abertura de clareiras de florestas tropicais estão focados em áreas manejadas e sem histórico de exploração como, por exemplo, os trabalhos desenvolvidos por Brokaw (1985), Asner, et al. (2004), Kellner et al. (2009), Asner et al. (2013), Chambers et al. (2013), Lobo e Dalling, (2014), Hunter et al. (2015), Carvalho et al. (2017), Silva et al. (2019), Pinagé et al., 2019, Dalagnol et al. (2020).

Asner, et al. (2004), em nove áreas manejadas na Amazônia Oriental, por análises de campo, observaram que as maiores proporções de clareiras no dossel da floresta haviam sido formadas nos locais com regime de exploração convencional até cinco anos após a atividade madeireira. O número de clareiras foi menor nas áreas sob regime de impacto reduzido decorridos 3,5 e 2,5 anos após as atividades de extração.

Hunter et al. (2015), na Flona do Tapajós, Amazônia Oriental, em áreas sem histórico de intervenção madeireira, observaram que a área estimada com clareiras correspondia a 4,1-5,5% da área total e que havia uma maior frequência de pequenas clareiras no dossel florestal. Eles observaram que essas clareiras eram responsáveis pelo maior nível de rotatividade florestal nos locais estudados.

Asner et al. (2013), na região amazônica peruana observaram, uma baixa variação na distribuição de frequência do tamanho das clareiras e relatam que os dosséis da Amazônia de planície apresentam mecanismos e dinâmicas de regimes de impacto semelhantes. Chambers et al. (2013), na Amazônia Central, com imagens Landsat para caracterizar a distribuição do tamanho das clareiras, perceberam que suas imagens só detectaram clareiras resultantes de aglomerados formados pela queda de mais de oito árvores (900 m²).

Estudos de clareiras em áreas de manejo florestal estão sendo bem sucedidos com a tecnologia LiDAR, através do Modelo de Altura do Dossel (MAD), por ser mais eficiente para captar alterações na cobertura do dossel florestal.

Esta métrica foi utilizada em análises realizadas por d'Oliveira, et al. (2014) e Carvalho (2017), na Floresta Estadual do Antimary, no Estado do Acre, Saarinen (2016) na Finlândia, Locks e Matricardi (2019), nas Florestas Nacionais (Flona) do Jamari e Jacundá, localizadas no estado de Rondônia e Flona de Saracá-Taquera, localizada no estado do Pará, Dalagnol et al. (2019), na Floresta Nacional (Flona) do Jamari, em Rondônia, Reis, (2018) e Pinagé et al. (2019), na Fazenda Cauaxi em Paragominas, Pará, Mao (2019), no condado de

Shangzhi, província de Heilongjiang, nordeste da China, e Fisher (2020), em todos os estados da Austrália.

Weishampel, Hightowere e Chase (2012), compararam as estimativas de clareiras de dados LiDAR com estimativas Landsat de desmatamento para a Reserva Arqueológica Caracol em Belize e concluíram que LiDAR pode ser usado como uma ferramenta para monitoramento de alterações no dossel em áreas afetadas por extração seletiva.

Zhang (2008), em áreas de manguezal utilizando a tecnologia LiDAR, desenvolveram um método morfológico para detecção das clareiras e definiram como limiares de altura e dimensão 5 e 10 m², respectivamente. A dimensão média das clareiras identificadas foi de 58 m², foram levantadas 290 clareiras, que representavam 2,5% da área de estudo.

Contudo, existe uma variabilidade muito grande do tamanho das clareiras. d'Oliveira e Ribas (2011), estudando clareiras, encontraram resultados que demonstram que o tamanho ideal para estimativa de clareiras seria a partir de 800 m² até 1200 m². Já d'Oliveira et al. (2012) e Andersen et al. (2014), afirmam que as clareiras pela derrubada de árvores em áreas de manejo florestal apresentam uma abertura típica de dossel de 25 m². Sem dúvidas, as clareiras das árvores abatidas representam o maior percentual de impacto de área diretamente afetada pela exploração madeireira (CARVALHO et al., 2017). Porém, elas estão sempre presentes, antes mesmo da exploração madeireira (PINAGÉ et al., 2019).

Dados LiDAR multitemporais permitem a detecção de eventos raros, mas espacialmente extensos, bem como aqueles com alta taxa de rotatividade (NGUYEN et al., 2016). O sobrevoo LiDAR antes e depois da exploração permite entender e quantificar as alterações que são decorrentes do manejo florestal (D'OLIVEIRA, FIGUEIREDO e PAPA, 2014; LOCKS e MATRICARDI, 2019; DALAGNOL, et al., 2019; PINAGÉ, et al., 2019).

Pinagé et al., 2019 demonstraram que mesmo com a exploração madeireira de EIR, houve cerca de duas a sete vezes mais distúrbios em comparação com a renovação natural do dossel em florestas adjacentes não exploradas. Os impactos no dossel ainda excederam as taxas de florestas intactas por pelo menos 6 anos após a exploração madeireira. Em contraste com as clareiras no dossel, a perturbação da vegetação do sub-bosque foi principalmente apagada pelo vigoroso rebrote após 4-5 anos.

Isso é consistente com um estudo de campo de Schulze e Zweede (2006) no mesmo local, que descobriu que, após 5 anos, o dossel superior ainda estava fragmentado, enquanto as trilhas de arraste e as brechas criadas pelas quedas de árvores tinham uma regeneração densa de 3 a 8 m de altura.

Tanto os distúrbios no sub-bosque quanto no dossel foram estudados individualmente por Carvalho, et al. (2017) e Pinagé et al. (2019). Estes estudos concluíram que a intensidade dos impactos no sub-bosque é maior que no extrato superior, assim como sua recuperação.

O tempo da regeneração florestal a partir da exploração madeireira é estruturado verticalmente, com o sub-bosque se recuperando mais rapidamente do que o dossel (PINAGÉ et al., 2015). Neste sentido, é melhor estudar a floresta estratificada, considerando os estratos dossel e sub-bosque para avaliação individual dos impactos (CARVALHO, et al., 2017; PINAGÉ et al., 2019; LOCKS e MATRICARDI, 2019).

O estudo dos impactos e da dinâmica de recuperação do sub-bosque, correlacionado ao dossel florestal, é necessário para uma avaliação mais precisa dos impactos da exploração madeireira, visto que os distúrbios no sub-bosque (queda das árvores, estradas, pátios e trilhas) podem ser mascarados pelo dossel (D'OLIVEIRA, et al., 2012).

Isso justifica este estudo considerar as estimativas como impactos totais à floresta, tendo em vista que se utilizou de ferramentas para avaliar o sub-bosque, não somente as infraestruturas, mas dos danos colaterais a floresta remanescente. Assim como as clareiras no dossel e variação na altura da cobertura do dossel. Comprovando que os dados oriundos do LiDAR fornecem diferentes modelos que podem ser utilizados para monitorar a degradação florestal e gerar estimativas de área de sub-bosque e de copa afetada pela exploração florestal (PANTOJA, 2018).

1.7.2.7. LiDAR em veículos aéreos não tripulados (VANT)

Apesar da grande utilidade da tecnologia LiDAR, sua aquisição ainda é cara (BREDE et al., 2017) para uso comercial em planos de manejo florestal sustentável (PMFS) (KAZAMA et al., 2021) e limitada a grandes áreas contíguas (D'OLIVEIRA et al., 2020). Esses fatores limitam o uso de pesquisas LiDAR, especialmente para monitoramento, pois exigem voos repetidos na mesma área.

Nos últimos anos, observa-se um aumento no uso de veículos aéreos não tripulados (VANT) para uso florestal (COLOMINA e MOLINA, 2014; PANEQUE-GÁLVEZ, et al., 2014; TANG e SHAO, 2015), enquanto os sensores LiDAR montados em VANTs mostram seu potencial (MESSINGER et al., 2016; ALMEIDA et al., 2019; D'OLIVEIRA et al., 2020; PRATA et al., 2020).

Na busca por alternativas, recentemente os sensores LiDAR tornaram-se pequenos e leves o suficiente para serem acoplados em VANTs (drones), e estes têm se desenvolvido no mercado. Essas duas tecnologias vêm se aproximando cada vez mais e se consolidando como

uma alternativa para gerar modelos semelhantes aos produzidos por sistemas LiDAR ALS (ALMEIDA et al., 2019; CORTE et al., 2020; D'OLIVEIRA et al., 2020; ALMEIDA et al., 2021).

O LiDAR transportado por VANT são capazes de produzir nuvens de pontos com densidade muito altas comparados ao sistema ALS, permitindo usos mais extensos e variados (D' OLIVEIRA et al., 2020). A densidade da nuvem de pontos do lidar aéreo geralmente varia entre 0,4 e 30 pontos por m^2 (ppm^2), enquanto as aquisições do LiDAR em VANT podem chegar a 100 –1000 ppm^2 (D'OLIVEIRA et al., 2020; PRATA et al., 2020).

A alta densidade de pontos aumenta a precisão da estimativa de parâmetros estruturais, como perfis verticais de densidade de área foliar (ALMEIDA et al., 2019), pode-se observar a avaliação da estrutura interna da floresta com maior precisão e exatidão (ALMEIDA et al., 2019), permitindo a individualização das árvores e estimativas diretas de altura e do diâmetro na altura do peito (DAP) (CORTE et al., 2020). Assim como a medição do volume do caule em florestas de dossel aberto, como plantações de eucalipto (DALLA CORTE et al., 2020) e florestas temperadas (KRŮČEK et al., 2020). Ainda modelo digital de terreno com resolução muito alta (BARBOUR et al., 2019), e segmentação detalhada da copa (YIN e WANG, 2019) e modelagem da biomassa acima do solo (D'OLIVEIRA et al., 2020).

Os VANT representam uma ferramenta tecnológica de aquisição de dados de sensoriamento remoto de baixo custo, comparado ao ALS, e podem constituir uma alternativa para campanhas de LiDAR (ALMEIDA et al., 2021).

1.8. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Floresta Nacional do Jamari (Flona Jamari – Figura 1.9), localizada no Estado de Rondônia. Esta unidade de conservação foi criada pelo Decreto nº 90.224/84, em 25 de setembro de 1984 (BRASIL, 1984).

A área da Flona Jamari abrange os municípios de Candeias do Jamari, Itapuã do Oeste e Cujubim no Estado de Rondônia ($09^{\circ}00'00''$ a $09^{\circ}30'00''$ S e $62^{\circ}44'05''$ a $63^{\circ}16'54''$ W). Possui área de 225.799,75 ha, conforme Certidão de Inteiro Teor expedida em 2 de julho de 1998, pelo Cartório de Primeiro Ofício de Registro de Imóveis de Porto Velho (MMA/IBAMA, 2005).

O Plano de Manejo, elaborado em 2005, definiu o zoneamento ambiental dessa unidade, com base na paisagem existente, no grau de conservação e perturbação da área, nas possibilidades e adequações de uso, onde cerca de 96 mil hectares foram destinados ao manejo florestal de uso sustentável, a qual foi licitada, em três lotes, através do Edital de

Licitação para Concessão Florestal 01/2007. No mês de setembro de 2010 foi iniciada a exploração na primeira Unidades de Produção Anual (UPA) (SFB, 2018).

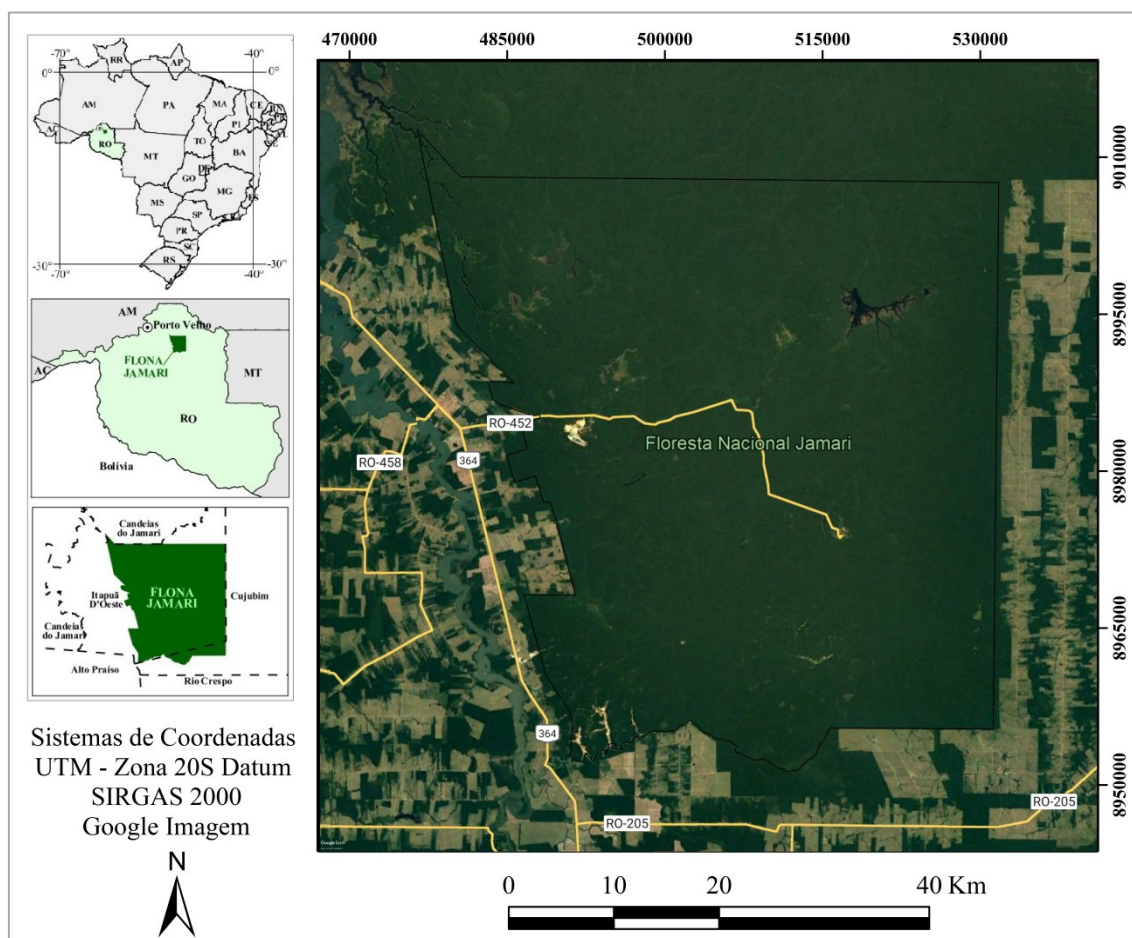


Figura 1.9. Mapa de localização da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.

1.8.1. CLIMA

No estado de Rondônia, predomina o clima tropical úmido e quente durante todo o ano, com insignificante amplitude térmica anual. Segundo a classificação de Köppen, esta área possui um clima do tipo Aw (Clima Tropical Chuvoso). Regionalmente, é denominado “inverno” o período chuvoso correspondente ao primeiro semestre, e “verão” o período de menor índice pluviométrico e maiores temperaturas, no segundo semestre do ano.

Percebe-se que no verão, de outubro a abril, ocorre o período mais chuvoso, onde se observa uma grande atividade convectiva causada por uma maior incidência de radiação solar durante o ano. O período mais seco ocorre durante os meses de junho a agosto, quando ocorre um moderado déficit hídrico na região, sendo maio e setembro, meses de transição (SFB, 2019).

Segundo dados da Agência Nacional das Águas (ANA, 2019), a média anual da precipitação pluvial, na região onde a Floresta Nacional está inserida, varia entre 1.800 e 2.200 mm/ano, onde mais de 90% desta ocorre na estação chuvosa. A média anual da temperatura do ar fica entre 24° e 26°C.

1.8.2. GEOMORFOLOGIA

Segundo MMA/IBAMA (2005), a análise regional das formas de relevo distribuídas no Estado de Rondônia indica a existência de cinco grandes ambientes geomorfológicos: áreas de domínio de superfícies regionais de aplainamento divididas em Níveis I, II e III; serras constituídas por rochas sedimentares antigas na forma de superfícies tabulares; áreas de denudação em rochas sedimentares terciárias; colinas e morros associados à presença de rochas resistentes à erosão e que se destacam sobre as superfícies regionais de aplanamento e o sistema fluvial do rio Madeira, que inclui ainda os subsistemas Mamoré, Guaporé, Ji-Paraná e Roosevelt.

Nas proximidades e na área correspondente à Floresta Nacional do Jamari, há predominância das Unidades Denudacionais, do tipo Superfície de Aplainamento Nível II. Esta superfície constitui uma unidade com ampla distribuição na área, ocorrendo sobre rochas do embasamento cristalino. Há também mais três feições geomorfológicas: Agrupamentos de Morros e Colinas (D3), Planícies aluviais e depressões A1 (Depressões, Lagos e Deltas/Cones) e A3 (Planícies inundáveis e Vales) (MMA/IBAMA, 2005).

1.8.3. GEOLOGIA

A região da FLONA Jamari está inserida no Terreno Jamari, subdividido nos domínios Ariquemes - Porto Velho e Central de Rondônia (MMA/IBAMA, 2005). Segundo SEDAM (2002), o Terreno Jamari, datado do período Proterozóico, agrupam-se as rochas mais antigas e consideradas como pertencentes ao embasamento regional de Rondônia, além de cinco suítes granitóides de tendência rapakiví tipo Santo Antônio, Teotônio, Alto Candeias, São Lourenço/Caripunas, Santa Clara e Granitos Jovens de Rondônia, coberturas metavulcano-sedimentares da Formação Mutum-Paraná, e coberturas sedimentares indeformadas da Formação Palmeiral.

Embasamento Pré-Rondoniano: presente em toda a porção leste, sul e sudeste da Floresta Nacional, é representado pelo Complexo Jamari. Este embasamento é composto por uma associação de rochas de origem ígnea e sedimentar metamorfisadas a cerca de 600° a 700° C. Osgnaisses de origem ígnea mostram composições dioríticas, quartzodioríticas e

tonalíticas, enquanto as rochas de origem sedimentar constituem-se de gnaisses ricos em biotita, granada e silimanita, além de gnaisses calcisilicáticos, xistos e quartzitos. Além da presença de rochas de composição básica, enclaves de formas e dimensões variadas datando de 1,85 a 1,75 Ga.

Granitos Jovens de Rondônia: são granitos de idade de 0,998 a 0,970 Ga, compostos essencialmente por granitos ricos em biotita e alcalis, sienitos, traquitos, e rochas híbridas. Também são epizonais.

Coberturas Quaternárias-Neogênicas: presentes principalmente nas porções norte e oeste da Floresta Nacional, são representadas por depósitos pantanosos que estão relacionados a áreas sujeitas a inundações sazonais, representados principalmente por material argilo-arenoso, rico em matéria orgânica. São caracterizadas por extensas áreas planas, colonizadas por gramíneas. A existência dos depósitos pantanosos mostra forte relação com estruturas de abatimento de blocos com idades Cenozóicas muito jovens, possivelmente Holoceno/Pleistocênicas, com direções SW-NE, associadas, provavelmente, ao Megalineamento Transtensivo Surpresa-Pimenteiras.

1.8.4. RELEVO

A Flona do Jamari apresenta altitude que vai de 50 a 250 metros, 93,2% de sua área com altitude inferior a 150 metros, sendo que apenas 6,8% possuem altitude superior a 150 metros. A zona de manejo florestal possui 87,7% de sua área com altitude inferior a 150 metros e os 12,2% restantes apresentam altitude superior a 150 metros (IMAZON/SFB, 2007).

1.8.5. SOLOS

Conforme os levantamentos realizados para o Zoneamento Sócio-econômico Ecológico do Estado de Rondônia (ZSEE), na FLONA Jamari, ocorrem seis tipos de solos, distribuídos em quatro ordens primárias: Argissolos Vermelho-Amarelo Distrófico, Latossolos Vermelho Distróficos, Latossolos Vermelhos-Amarelos Distróficos, Latossolos Amarelos Distróficos, Solo Correspondente não Identificado e Neossolos Rególicos Distróficos (MMA/IBAMA, 2005).

A classificação dos solos apresentada corresponde com a classificação do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos da Embrapa (EMBRAPA, 2006).

1.8.6. HIDROLOGIA

Segundo dados do MMA/IBAMA (2005), a rede hidrográfica da Floresta Nacional do Jamari é formada pela sub-bacia do rio Jacundá e bacias dos rios Jamari e Preto do Crespo. Estes rios dão origem aos ambientes aquáticos são lóticos (água corrente).

Os ambientes lênticos (água parada), que são encontrados atualmente, foram formados a partir da exploração mineral que ocorre na região e no interior da FLONA.

A sub-bacia do rio Jacundá é a principal da UC, pois cobre aproximadamente 79,27% da área. Este rio nasce no limite sudeste da Flona e o fato da maioria dos seus tributários estarem localizados no seu interior, lhe confere um significativo estado de conservação. Na bacia do rio Jacundá, a maioria das drenagens encontra-se bem preservada, constituindo-se uma importante área para conservação.

A bacia do rio Jamari cobre, aproximadamente, 16,86 % da área da Flona. O rio Jamari é afluente do rio Madeira e teve sua hidrologia bastante alterada em função da barragem da Usina Hidrelétrica de Samuel. Este rio situa-se a oeste da UC, fora dos limites da Flona, porém, devido às inundações, no período da cheia, provocadas pela barragem desta Usina Hidrelétrica, influencia diretamente os ambientes próximos às drenagens.

O rio Japiim é outro tributário dessa bacia com a maioria de suas nascentes e a maior parte do seu curso localizados no interior da UC. Sua foz está localizada no reservatório da UHE de Samuel, ficando submetido ao regime de cheias desta represa, provocando inundações e alterações nas dinâmicas naturais deste habitat (SFB, 2019).

O rio Preto do Crespo também faz parte da bacia do Jamari, situando-se no extremo sul da Flona e tendo suas nascentes situadas fora de seus limites. Este é um dos principais afluentes do rio Jamari. A bacia do rio Preto do Crespo cobre aproximadamente 3,4% da área da Flona, estando a maior parte desta Bacia localizada no entorno da UC (SFB, 2019).

1.8.7. VEGETAÇÃO

Segundo a classificação fisionômica-ecológica do IBGE (2012), prevalece na Flona do Jamari a Floresta Ombrófila Densa com porções de Floresta Ombrófila Aberta. Este tipo de floresta é caracterizado pela riqueza de indivíduos arbóreos espaçados, com presença ou não de grupos de palmeiras, ou grupos de lianas lenhosas e epífitas. No sub-bosque há predomínio de plântulas e árvores jovens de espécies presentes nos estratos superiores.

Segundo MMA/IBAMA (2005), as Florestas Ombrófilas, do tipo densa ou aberta com palmeiras e cipós, ocorrem na Floresta Nacional do Jamari em áreas de 100 a 160 m de

altitude, com relevo suavemente ondulado e dissecado em colinas e cristas do embasamento cristalino. São florestas que ocorrem sob solos profundos e bem drenados, geralmente do tipo Latossolos Vermelho-amarelos ou Argissolos Vermelho-amarelos, de textura argilosa.

A formação vegetal caracteriza-se pela presença de árvores espaçadas, formando um dossel com altura de aproximadamente 40 m, grandes árvores emergentes com 45 a 55 m e pela presença de palmeiras, que competem em luz no estrato arbóreo superior.

Apesar da Floresta Ombrófila predominar em grande parte da vegetação da região, verifica-se a presença ambientes peculiares, próximos aos afloramentos dos Granitos Rondonianos, encontrados em alguns pontos da Flona. Esses afloramentos rochosos e suas áreas ao entorno são recobertos por uma vegetação diferenciada da matriz florestal, apresentando espécies como a palmeira Pupunha-de-porco (*Syagrus inajai*), os arbustos Maniva-de-viado (*Manihot cf. esculenta*), Pseudobombus, Abarema piresii e a herbácea *Phaseolus adenanthus* (SFB, 2007).

Na Flona também ocorrem algumas espécies que possuem distribuição restrita, como a Cocoloba-de-folha-grande (*Coccoloba* sp.), que possui a maior folha entre as dicotiledôneas do Brasil, e a Mungubarana (*Huberodendron swietenoides*), que provavelmente é endêmica da Bacia do Rio Madeira.

Conforme os dados do inventário de 1983, as espécies que se destacam na Floresta Nacional do Jamari são Tachi (*Sclerolobium* sp.), Macucu-sangue (*Licania* sp.), Roxinho (*Peltogyne lecointei*), Breu (*Protium* sp.), Abiurana (*Pouteria* sp.), Breu branco (*Protium heptaphyllum*), Faveira (*Parkia* sp.), Envira (*Xylopia* sp.), Guariúba (*Clarisia racemosa*), Jutai pororoca (*Dialium guianensis*), Muiracatiara (*Astronium lecointei*), Acariquara (*Minquartia guianensis*), Mata-matá preto (*Eschweilera* sp.), Fava branca (*Parkia* sp.), Copaíba (*Copaifera multijuga*), com mais de 2 indivíduos por hectare. Dentre as espécies comerciais, destacam-se na floresta do Jamari Roxinho (*Peltogyne lecointei*), Faveira (*Parkia* sp.), Muiracatiara (*Astronium lecointei*), Jutai pororoca (*Dialium guianensis*), Abiurana (*Pouteria* sp.), Angelim pedra (*Hymenolobium* sp.), Tauari vermelho (*Couratari* sp.), Cumarú (*Dipteryx odorata*), Amapá amargoso (*Brosimum* sp.), Itaúba (*Mezilaurus itauba*), Angelim amargoso (*Vataireopsis speciosa*), Jatobá (*Hymenaea courbaril*), Piquiá (*Caryocar villosum*) (MMA/IBAMA, 2005).

CAPÍTULO 2. ANÁLISE DE IMPACTO NO SUB-BOSQUE COM LIDAR PARA FINS DE MONITORAMENTO

2.1. RESUMO

A exploração de impacto reduzido (EIR) é uma estratégia de gestão promissora para a conservação da biodiversidade e sequestro de carbono, mas os órgãos gestores são impedidos de monitorar o sub-bosque, pois os métodos convencionais de levantamentos de campo com GNSS são extensos, onerosos e imprecisos. Já imagens bidimensionais, subestimam os distúrbios, pois o dossel obscurece a verdadeira área de impacto. Foi georreferenciada em campo (GNSS) a infraestrutura criada para exploração de madeira sob regime de EIR para testar se o Modelo de Densidade Relativa (MDR) derivado da tecnologia *Light Detection and Ranging* (LiDAR) aerotransportada é eficaz para mapear e monitorar o sub-bosque em 25 áreas de exploração na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, Brasil. Diferentes intervalos de tempo entre sobrevoo e exploração foram considerados. Os resultados do MDR forneceu delineamento preciso da área de impactos pela construção de infraestruturas e colheita das árvores, capturando totalmente os distúrbios à vegetação no sub-bosque. Usando o MDR como referência, a digitalização *heads up* resultou no delineamento de 35,1 km de estradas primárias, 117,4 km de estradas secundárias, 595,6 km de trilhas de arraste e 323 pátios em um total de 5.504,5 ha de área amostral. A área média ocupada pelas infraestruturas foi $6,0 \pm 0,32\%$ da área total, sendo as trilhas de arraste a estrutura que mais ocupou o sub-bosque (67%). Uma comparação entre as médias não indicou diferença significativa entre os levantamentos GNSS e MDR para as infraestruturas ($p > 0,05$). Nas trilhas de arraste ($77,4$ e $98,3$ m.ha⁻¹ respectivamente, $p = 0,27$), 68% da variância GNSS é explicada pelo MDR, com um erro RMSE de 26,8 m.ha⁻¹. Com o tempo, as trilhas tornaram-se cada vez mais imperceptíveis nas análises de dados LiDAR, comprovando a regeneração das áreas impactadas. A média de $17,8 \pm 1,4\%$ da área do sub-bosque foi impactada pela exploração madeireira. As clareiras das árvores abatidas representam o maior percentual de danos ($8,7 \pm 0,85\%$) seguidas da abertura de trilhas de arraste ($6,2 \pm 0,54\%$). Os impactos totais no sub-bosque apresentou correlação positiva forte com a intensidade de exploração (volume m³.ha⁻¹) ($p < 0,05$), indicando que quanto mais explorado, maior o distúrbio, mesmo que seja aplicado EIR. Os resultados da detecção dos impactos florestais obtidos com o mapeamento MDR são compatíveis com o levantamento realizado em campo, mas visto que o

GNSS de navegação, usado neste estudo, incorpora um erro de posicionamento, recomenda-se abordagem com metodologias mais precisas para validar a acurácia do LiDAR. A tecnologia LiDAR é efetiva para o monitoramento dos impactos da extração seletiva de madeiras no sub-bosque em áreas sob concessão florestal na Amazônia. Contudo, é necessário cuidado com a resolução temporal entre a exploração e os sobrevoos. Recomenda-se que o intervalo não ultrapasse dois anos após a exploração.

***Palavras-chave:** Manejo florestal sustentável; Mapeamento de impactos; Concessão Florestal; Exploração de Impacto Reduzido.*

2.2. INTRODUÇÃO

O Desmatamento e degradação em florestas tropicais, sobretudo na Amazônia, são responsáveis por cerca de 15% a 35% das emissões antropogênicas de carbono, gerando impactos significativos no clima (DEFRIES et al., 2002; MOLLICONE et al., 2007; ALAMGIR, et al., 2016; ERB, et al., 2018). Em reconhecimento a essa contribuição, os signatários do acordo de Paris estão comprometidos em reduzir a emissão por desmatamento e degradação florestal (REDD) (AGRAWAL et al., 2011; JUCKER et al., 2016).

Uma das principais causas da degradação da floresta Amazônica é a extração de madeira, seja ela ilegal (FINER et al., 2014; POTAPOV et al., 2017; BRANCALION et al., 2018; MATRICARDI et al., 2020) ou de exploração seletiva convencional, sem planejamento e realizada por equipes não treinadas e mal supervisionadas (SIST et al., 2021).

Em 2006, o Serviço Florestal Brasileiro (SFB) estabeleceu um sistema de concessões madeireiras com os objetivos de fornecer uma estrutura legal para a produção sustentável de madeira nas florestas amazônicas e, ao mesmo tempo, reduzir a extração ilegal de madeira (BRASIL, 2006a).

O Brasil possui 311 milhões de hectares de florestas públicas (SFB, 2015), mas as concessões florestais na Amazônia brasileira atualmente cobre apenas 1,6 milhões de ha e a produção de madeira é de 221.000 m³ por ano, 2% da madeira extraída da região (SFB, 2019). Todas as florestas com potencial para concessões somam 35 milhões de ha (SIST et al., 2021), dos quais o SFB estimou que 20 milhões de ha devem ser suficientes para garantir o abastecimento sustentável de madeira da indústria (VIDAL et al., 2020).

Práticas de exploração de impacto reduzido (EIR) minimizaram os danos colaterais na floresta remanescente entre 30–50% em comparação com a exploração convencional (PUTZ et al., 2008) e podem fornecer contribuições substanciais para a conservação da

biodiversidade (BICKNELL et al., 2015; GALANTE et al., 2018; OKUDA, et al., 2019; PINAGÉ, et al., 2019) e mitigação das mudanças climáticas (PUTZ et al., 2008; WEST et al., 2014). O uso de técnicas de EIR são fortemente recomendadas e geralmente cumpridas em áreas de concessões brasileiras (SFB, 2019).

Tendo em vista a crescente demanda de madeira tropical e os avanços da exploração na floresta Amazônica em áreas públicas, através de contratos de concessão florestal sob regime de Manejo Florestal Sustentável (SIST et al., 2021), os órgãos de gerenciamento têm a obrigação de monitorar o impacto da exploração e a sustentabilidade das florestas manejadas, além de propor medidas adequadas para atender o REDD (MAZZEI, et al., 2012; JUCKER et al., 2016).

Até o momento, os sistemas de monitoramento da exploração seletiva têm contado com medições de infraestrutura construída no sub-bosque (estradas, pátios e trilhas de arraste) baseadas em amostras coletadas a partir de uma combinação de interpretação de imagem óptica, Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS), mapas e dados de inventário de campo (GRISCOM et al., 2014; PEARSON et al., 2014; LIMA et al., 2020).

Essas abordagens são falhas em capturar a verdadeira distribuição espacial da infraestrutura e os distúrbios do sub-bosque causados pela extração seletiva de madeira, pois ao contrário do corte raso e do desmatamento, os impactos da extração seletiva em EIR são notoriamente difíceis de detectar e quantificar com imagens de satélites disponíveis (WEISHAMPEL et al., 2012; RÉJOU-MÉCHAIN et al., 2015) e os estudos realizados em florestas tropicais, com o objetivo de mensurar os impactos decorrentes do manejo florestal, se mostraram dependentes de extensos e onerosos trabalhos de campo (ASNER et al., 2004; LENTINI et al., 2009; ØRKA et a., 2021).

Uma forma de contornar essa limitação, seria a utilização da tecnologia *Light Detection and Ranging* (LiDAR) Aerotransportado (*Airborne LiDAR System – ALS*). O LiDAR é uma tecnologia de sensor ativo tridimensional que proporciona a obtenção de informações de todo o perfil vertical da vegetação (JENSEN, 2009), e vem sendo testada em inúmeras aplicações florestais, tais como a identificação de impactos, crescimento, quantificação de biomassa e dos estoques de carbono (MAO e HOU, 2018; DALAGNOL, et al., 2019; OKUDA et al., 2019; FISHER et al., 2020; GORGENS et al., 2020; PAPA, et al., 2020; REX, et al., 2020; YIN et al., 2020; D’OLIVEIRA et al., 2020; D’OLIVEIRA et al., 2021).

Estudos mostram os benefícios da tecnologia LiDAR na área de manejo florestal sustentável para a região amazônica, na determinação de rotas preferenciais de trilhas de

arraste (BARBOSA et al., 2017), identificação e análise de áreas impactadas pela extração seletiva de madeira (ANDERSEN et al., 2014, D' OLIVEIRA et al., 2012; ELLIS et al., 2016; PINAGÉ, et al., 2019) e estimativas de biomassa florestal (REX et al., 2018 , D'OLIVEIRA et al., 2020; SCHUH et al., 2020).

D'Oliveira et al. (2012), pioneiros nessa temática, desenvolveram uma abordagem baseadas no Modelo de Densidade Relativa – MDR, proposto para mapear estradas de transporte, trilhas de arraste, pátios e clareiras usando nuvem de pontos LiDAR, usada no campo da pesquisa (ANDERSEN et al., 2014; ELLIS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; REIS, 2018; LOCKS e MATRICARDI, 2019; PINAGÉ, et al., 2019).

Nesta pesquisa, é apresentado um método validado em campo de MDRs derivados de LiDAR ALS para quantificar e mapear a infraestrutura de exploração e o impacto no sub-bosque, após evento de exploração florestal de impacto reduzido (EIR) na Floresta Nacional do Jamari, Amazônia, Brasil, visando otimizar os procedimentos de gestão por parte dos órgãos oficiais e contribuir para a conservação da biodiversidade e mitigação das mudanças climáticas.

2.3. MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Floresta Nacional do Jamari (Flona do Jamari), localizada no estado de Rondônia, entre os municípios de Itapuã do Oeste, Cujubim e Candeias do Jamari (S 09° 00' 00" a 09° 30' 00" e W 62° 44' 05" a 63° 16' 54") (Figura 2.1).

O estudo foi desenvolvido nas UMF's (Unidades de Manejo Florestal) I, II e III, onde foram conduzidas amostragens de dados LiDAR de 25 áreas exploradas seletivamente, em regime de concessão florestal do SFB para fins de manejo florestal madeireiro. As Unidades de Produção Anual (UPA's) foram mecanicamente exploradas, com uso de trator florestal. Tratamentos silviculturais e técnicas de manejo florestal de impacto reduzido (EIR) foram aplicados à floresta. A intensidade média de exploração foi de 1,8 árvores.ha⁻¹ (± 0,54) e 13,8 m³.ha⁻¹ (± 0,64).

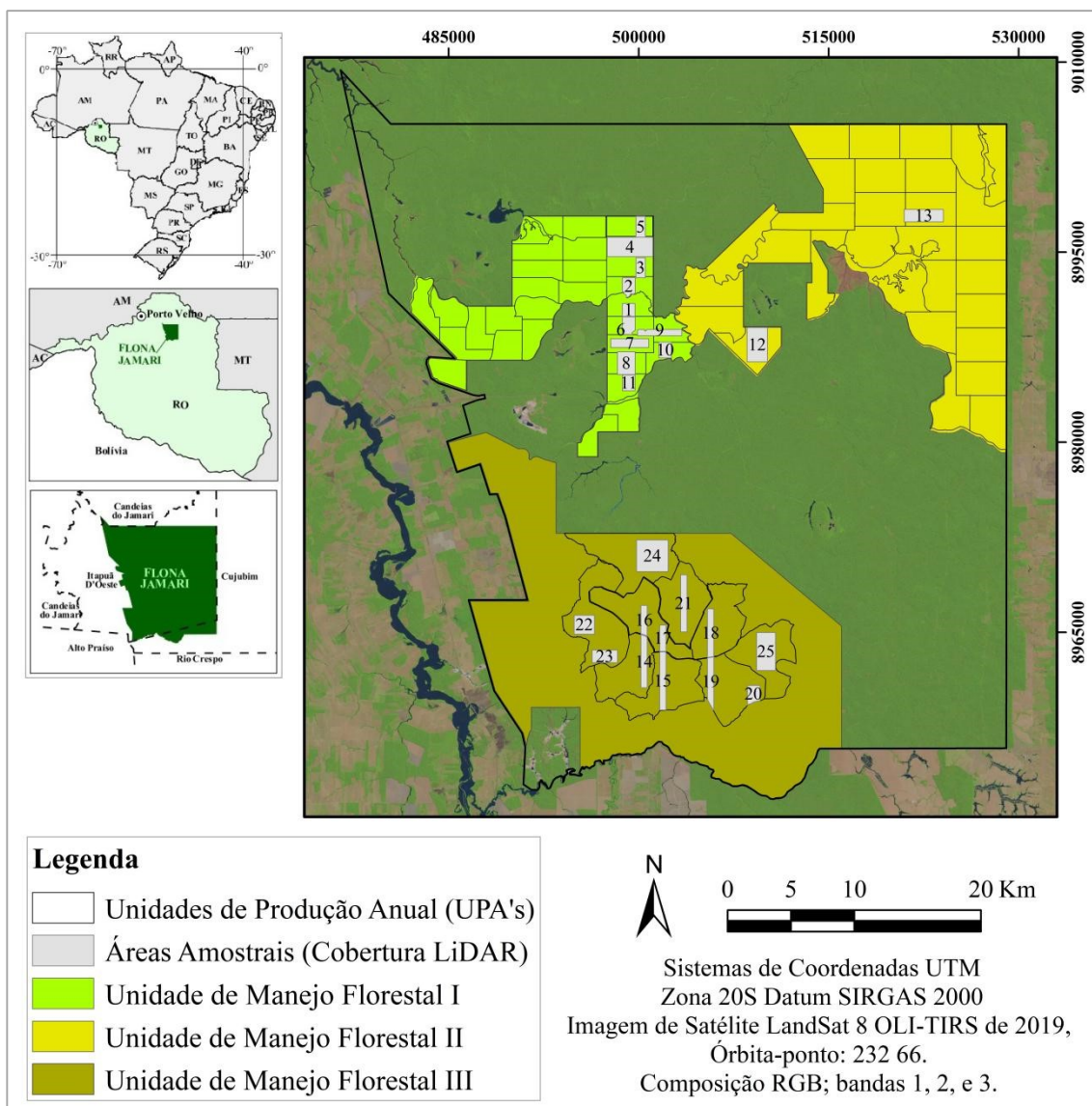


Figura 2.1. Mapa de localização das áreas com cobertura LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, onde foram conduzidas amostragens de dados LiDAR de 25 áreas exploradas seletivamente para análise do Sub-bosque.

2.3.2. AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE DADOS

O conjunto de dados LiDAR utilizados neste estudo foram coletados por empresas especializadas e disponibilizados pelo SFB (Tabela 2.1). Os dados foram disponibilizados na forma de nuvem de pontos, com extensão *.las. A projeção e sistema de referência adotados foi UTM, fuso 20 S e Datum SIRGAS 2000.

Tabela 2.1. Especificação técnica das coletas de dados LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.

Especificações	Coleta 2011	Coleta 2013	Coleta 2014	Coleta 2015	Coleta 2017	Coleta 2018	Coleta 2019	Coleta 2020
Sensor de digitalização a laser	Optech 3100	Optech, Orion	Trimble, Harrier 68i	LaserScan, Optech 3100	Optech ALTM Gemini	Optech ALTM Gemini	Optech ALTM Gemini	Optech ALTM Gemini
Altitude do voo (m)	850	853	500	750	700	700	700	700
Frequência de digitalização	59,8 kHz	67,5 kHz	360 kHz	55 kHz	100 kHz	100 kHz	100 kHz	100 kHz
Ângulo de escaneamento	11,1 °	11,1 °	15 °	15 °	15 °	15 °	15 °	15 °
Sobreposição lateral	65%	65%	65%	70%	65%	70%	70%	70%
Densidade média de retornos por m²	25,8	32,9	49,6	59,2	30,72	30,18	28,5	50,0
Custo R\$.ha⁻¹	49,7	42,0	58,0	47,5	20,0	17,5	-	-

Fonte: SFB (2021).

Os dados de campo foram extraídos do Inventário Florestal Comercial - IF100% (DAP e geolocalização das árvores abatidas) e as larguras médias e geolocalização das infraestruturas, obtidos pelas empresas concessionárias para compor o Plano de Operação Anual – POA, para cada uma das UPA's exploradas (Tabela 2.2). Foi obedecido às diretrizes técnicas do Plano de Manejo Florestal Sustentável, contidas na Norma de Execução N.º 1/2007 do IBAMA (IBAMA, 2007), disponibilizados em formato vetorial e planilha eletrônica.

Tabela 2.2. Características das áreas da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, utilizadas neste estudo.

Código da área	UMF	UPA	*Intervalo (meses)	Cobertura LiDAR (ha)	Exploração (m ³ .ha ⁻¹)
1	I	1	9	102,8	15,6
2	I	2	33	133,03	15,4
3	I	3	26	118,2	18,3
4	I	4	2	550,4	12,6
5	I	5	5	124,1	19,4
6	I	6	7	132,82	10,4
7	I	7	3	209,57	16,2
8	I	8	17	249,81	17,6
9	I	9	3	171,55	17,6
10	I	10	15	124,49	17,3
11	I	11	4	124,6	19,2
12	I	16	4	432,18	12,8
13	II	1	8	305,9	9,9
14	III	1	42	205,8	13,9
15	III	2	21	228,6	14,4
16	III	3	14	115,5	10,8
17	III	3	14	102,9	9,9
18	III	4	4	189,0	11,5
19	III	5	3	187,0	12,6
20	III	5	36	133,99	8,1
21	III	6	10	224,4	10,7
22	III	11	9	241,02	14,5
23	III	11	3	199,71	13,4
24	III	12	16	624,76	11,1
25	III	14	11	448,53	12,9
Média ± Erro Padrão				227,23	13,84
				28,33	0,64

*Média de tempo estimado entre o início e fim da exploração e o sobrevoo LiDAR em cada área, com base nas informações do SFB.

Para mapear as infraestruturas e detectar os impactos no sub-bosque por operações florestais, foram gerados MDR's (Modelos de densidade relativa) com o tamanho de janela de oito metros e a resolução espacial de um metro para todas as amostras LiDAR (D'OLIVEIRA et al., 2014; GORGENS et al., 2014), usando métodos adaptados de d'Oliveira et al. (2012).

Rasters MDR foram criados a partir de nuvens de pontos usando o *software* gratuito FUSION Versão 3.7, (MCGAUGHEY, 2018). Os produtos do FUSION foram obtidos por meio da execução de linhas de comando no ambiente Disk Operating System (MS-DOS) e os

modelos digitais produzidos foram manipulados utilizando o *software* ArcGIS (ESRI, 2019).

O MDR calcula a densidade relativa da vegetação em uma camada do estrato florestal previamente selecionada, com um limite inferior e superior de altura. Foram examinados por inspeção visual vários MDRs, para determinar quais os limites do estrato de altura que melhor identificariam as áreas impactadas. Foi definido para este estudo limite superior da camada em 5 metros e o limite inferior da camada em 1 metro, pela facilidade de visualizar as clareiras criadas pela derrubada e operação de arraste e transporte de toras no interior da floresta.

O cálculo do MDR é feito pela divisão do número de pontos dentro da camada selecionada pelo número de pontos a partir da superfície até a altura superior da camada (Figura 2.2) (D'OLIVEIRA et al., 2012).

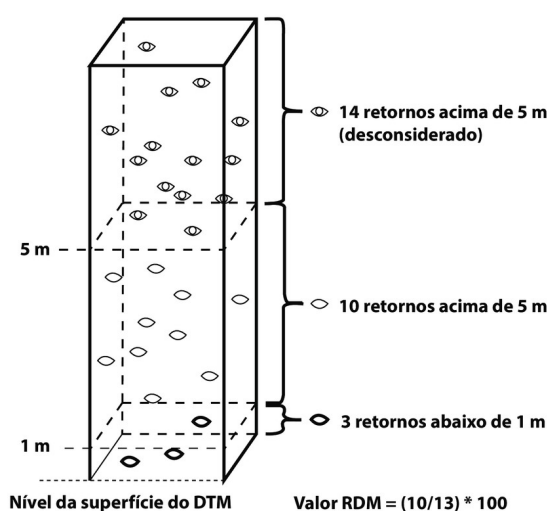


Figura 2.2. Representação gráfica do cálculo de densidade relativa.
Fonte: D'OLIVEIRA et al., 2012.

No MDR os valores de 0 a 100 da coluna VALUE da tabela de atributos correspondem à densidade de vegetação relativa, onde os *pixels* com altos valores são representados com cores mais claras, sendo consideradas como áreas com o sub-bosque não alterado pela exploração seletiva de madeiras. Já os *pixels* escuros representam valores de baixa densidade relativa, portanto, ausência de vegetação na camada selecionada do sub-bosque.

Nos modelos gerados existem áreas naturais com densidade diferente de zero. Para aumentar a precisão da estimativa das áreas alteradas, foi realizado a identificação e separação das áreas que realmente tiveram a vegetação suprimida pelas operações florestais nas faixas de alturas consideradas (1 a 5 m). A separação das áreas sem vegetação foi feita com base na interpretação visual da cobertura impactada e comparação com diferentes faixas de densidade

relativa testadas no intervalo de 0% a 100% (Figura 2.3). Foram realizadas várias simulações de faixas até encontrar um resultado que fosse visualmente equivalente ao impacto produzido pela exploração florestal para cada área (D'OLIVEIRA et al., 2014).

Dessa forma, foi possível identificar as áreas impactadas pela operação florestal (pátios, estradas, trilhas e clareiras das árvores exploradas no sub-bosque). As manchas contínuas foram usadas como referência para digitalização das infraestruturas e definição das áreas impactadas pela exploração.

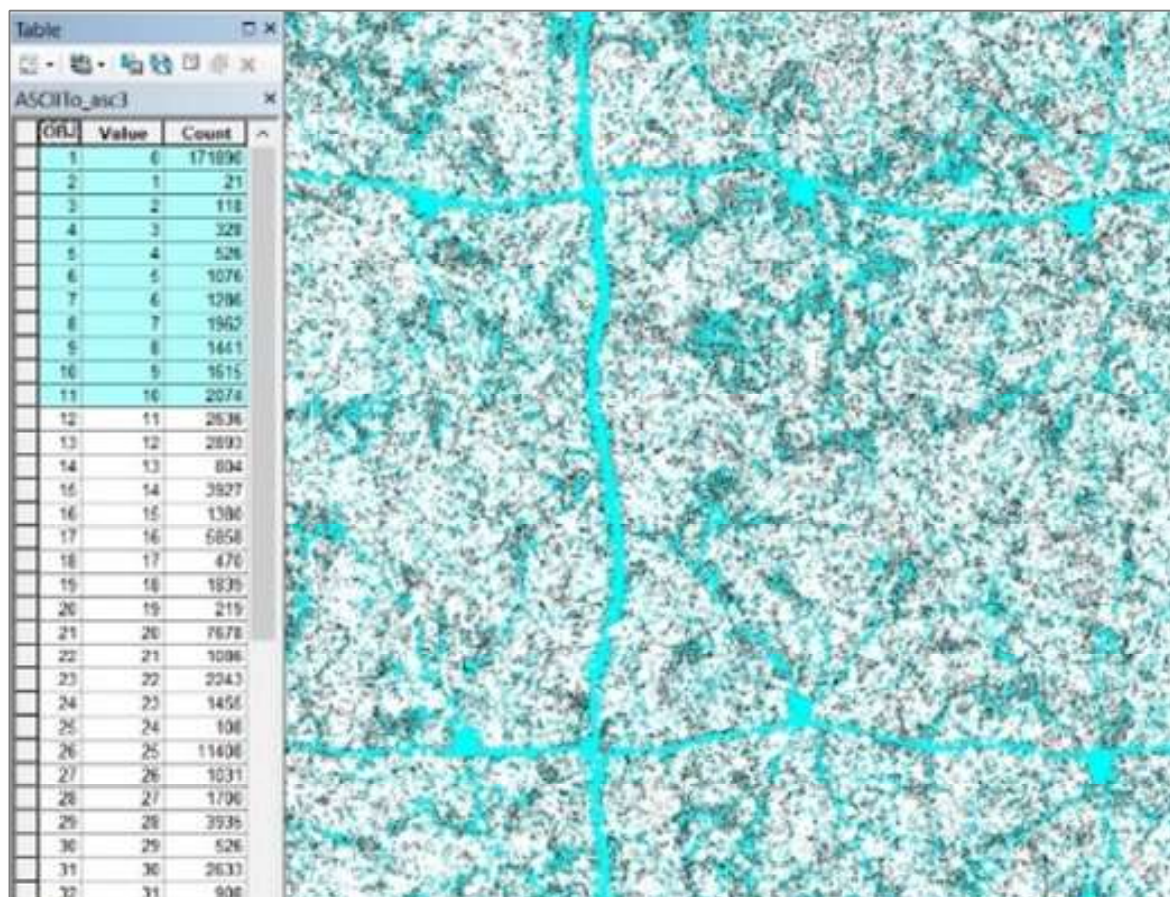


Figura 2.3. Seleção dos valores de densidade de vegetação relativa na faixa de 0 a 10%.

2.3.3. MAPEAMENTO DA INFRAESTRUTURA NO SUB-BOSQUE

Usando os MDR's como *background*, foram criados arquivos vetoriais no formato linha, por vetorização manual *heads up* de todas as trilhas de arraste, estradas e pátios de estocagem, para cada área de interesse deste estudo em uma escala de 1:3.500. Para diferenciar a rede de estradas das trilhas de arraste, foram digitalizadas as estradas utilizando como apoio a rede de estradas planejadas pela empresa concessionária e aprovada pelo IBAMA. Com base nas feições identificadas, foi calculada a extensão das estradas, trilhas e área dos pátios. Dados de campo GNSS não foram consultados durante esse processo.

Embora existam muitas ferramentas de *software* de extração de características lineares automatizadas disponíveis, por exemplo, Clode et al. (2007), White et al. (2010), Azizi et al. (2014), a digitalização manual foi preferível para este estudo porque: (1) intérpretes humanos são particularmente adeptos da síntese de uma ampla gama de pistas espaciais para agrupar características em padrões de linha significativos (QUACKENBUSH, 2004); (2) o intérprete humano neste estudo (autor principal) estava familiarizado com as práticas de exploração madeireira de extenso trabalho de campo durante o seu mestrado e vida profissional; e (3) falsos sinais MDR de fluxos podem ser mais facilmente descartados referindo-se ao MDT (Modelo digital do terreno), Plano de Manejo, POA e outros arquivos disponíveis.

Existem outros estudos recentes para obtenção e extração de dados utilizando IA (Deep Learning) (TAQUARY, 2019), este não foi aplicado no presente trabalho, mas deve ser objeto de outros estudos.

A área ocupada por cada infraestrutura foi estimada por meio da multiplicação da largura média obtida em campo pelo comprimento vetorizado no MDR. A densidade de estradas e trilhas foram obtidas pela razão entre o comprimento obtido com MDR pela área total expressa em metros por hectare ($m \cdot ha^{-1}$). Os pátios de estocagem de madeira foram obtidos pela razão entre as áreas do pátio com MDR pela área total expressa em metros quadrado por hectare ($m^2 \cdot ha^{-1}$).

A validação do mapeamento LiDAR das infraestruturas no sub-bosque florestal foi efetuada por meio da comparação com dados de campo obtidos usando dados GNSS (Garmin 76MAP CSX), comparando as localizações e dimensões, em metros lineares, de trilhas de arrastes e estradas, além da quantidade de pátios.

Para avaliar a acurácia do mapeamento LiDAR, foi calculada a quantidade percentual de trilhas de arraste, estradas e pátios interceptados por zonas obtidas a partir da projeção horizontal de 5, 10 e 20 metros (buffer) das feições obtidas em campo (GOODCHILD e HUNTER, 1997).

2.3.4. IMPACTO TOTAL NO SUB-BOSQUE

A exploração deixa na floresta remanescente, clareiras por corte e derrubada das árvores abatidas e impactos colaterais que vão além das infraestruturas (D'OLIVEIRA et al., 2014). As áreas impactadas no sub-bosque foram definidas como áreas com densidade relativa próxima de zero, no intervalo de 1 a 5 metros de altura, próximas à origem do distúrbio.

Para isso foram criadas as "*zonas de impacto*" que representam os limites dentro dos

quais as áreas de maior probabilidade de alterações produzidas na vegetação terem sido realmente causadas pelas operações florestais, pois no modelo MDR é possível observar, além das perturbações promovidas pela exploração florestal, a existência de perturbações naturais, como clareiras produzidas pela queda de árvores em razão da ação dos ventos (D'OLIVEIRA et al., 2012).

Estas zonas foram definidas com a união dos buffers criados a partir dos shapes com base no MDR. Foram aplicados buffers, partindo do eixo central, de 4 metros para trilhas de arraste, 6 metros para estradas secundárias, 10 metros para estradas primárias, e buffers, partindo do ponto central, de 20 metros para pátios de estocagem e 25 metros para clareiras de árvores abatidas (adaptado de D'OLIVEIRA et al., 2014).

Após a união dos buffers, para evitar que houvesse sobreposição dos ambientes estudados, cada infraestrutura e as clareiras de árvores abatidas foram identificadas, classificadas e ordenadas na tabela de atributos do arquivo dos buffers unidos, com a seguinte ordem de prioridade: tudo o que estava dentro dos pátios foi considerado como pátios; tudo o que foi interceptado pelas estradas primárias, exceto pátio, foi considerado como estradas primárias; tudo o que foi interceptado pelas estradas secundárias, exceto pátios e estradas primárias; foi considerado como estradas secundárias; tudo o que foi interceptado pelas trilhas de arraste, exceto pátios, estradas primárias e estradas secundárias, foi considerado como trilhas de arraste; e o que não estava sobreposto a nenhum desses locais, foi considerado como clareiras das árvores exploradas.

Afloramentos rochosos estão presentes em toda a Flona Jamari, através de uma análise visual de imagens do satélite Landsat 8 (INPE, 2021), manchas foram identificadas e desconsideradas para não serem confundidas com clareiras ou áreas impactadas pela exploração.

2.3.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Todas as análises estatísticas foram realizadas no pacote estatístico R 4.1.2 (R Development Core Team, 2021). Os resultados foram avaliados pelo desempenho dos parâmetros estatísticos RSE (erro padrão residual), RMSE (raiz do erro quadrático médio) coeficiente de determinação (R^2) e significância, usando o teste F (BOX et al., 2005). Foram realizadas correlações pareadas de médias através do teste de Pearson (MUKAKA, 2012). Todos os intervalos relatados refletem intervalos de confiança de 95%.

2.4. RESULTADOS

2.4.1. MAPEAMENTO DA INFRAESTRUTURA NO SUB-BOSQUE

Os MDR's de 1 a 5 m acima do solo, apresentaram estradas interligando pátio de estocagem e dos pátios saindo trilhas de arraste, demonstrando que houve um padrão típico de exploração seletiva de madeira de impacto reduzido (Figura 2.4). Os resultados revelaram a distribuição espacial de todos os distúrbios da exploração madeireira no sub-bosque, incluindo os impactos de arraste e queda de árvores, tipicamente ocultos de sensores ópticos pela cobertura do dossel.

Usando o MDR como referência, a digitalização *heads up* resultou no delineamento de 117,4 km de estradas secundárias, 35,1 km de estradas primárias, 595,6 km de trilhas de arraste e 323 pátios, em um total de 5.504,5 ha de área amostral. As trilhas de arraste apresentaram a maior densidade média entre as infraestruturas, onde foi detectada nas imagens MDR $110,0 \pm 7,44 \text{ m.ha}^{-1}$. Em seguida temos estradas secundárias com $20,55 \pm 0,87 \text{ m.ha}^{-1}$ e estradas primárias com $6,1 \pm 0,87 \text{ m.ha}^{-1}$. A densidade média de pátios foi de $33,58 \pm 2,75 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$.

A densidade de trilhas de arraste variou consideravelmente entre as áreas de colheita (Tabela 2.3). Todas as áreas com intervalo de tempo maior que dois anos (> 24 meses) apresentaram médias estimadas com LiDAR menor que 90 m.ha^{-1} . Considerando apenas as áreas onde o intervalo de tempo foi menor que dois anos (< 24 meses), a densidade média das trilhas aumentou e a variabilidade diminuiu (de $110,0 \pm 7,4$ para $119,0 \pm 7,2$).

Foi detectado uma correlação positiva fraca entre a intensidade de exploração e a densidade da trilha de arraste MDR ($R^2 = 0,30$; $p = 0,004$). Embora o coeficiente tenha sido baixo, a relação entre as duas variáveis foi significativa a 5% de probabilidade. Essa relação aumentou quando as áreas com intervalo maior que dois anos (entre a exploração e o levantamento LiDAR) foram excluídas ($R^2 = 0,61$, $p = 0,00003$).

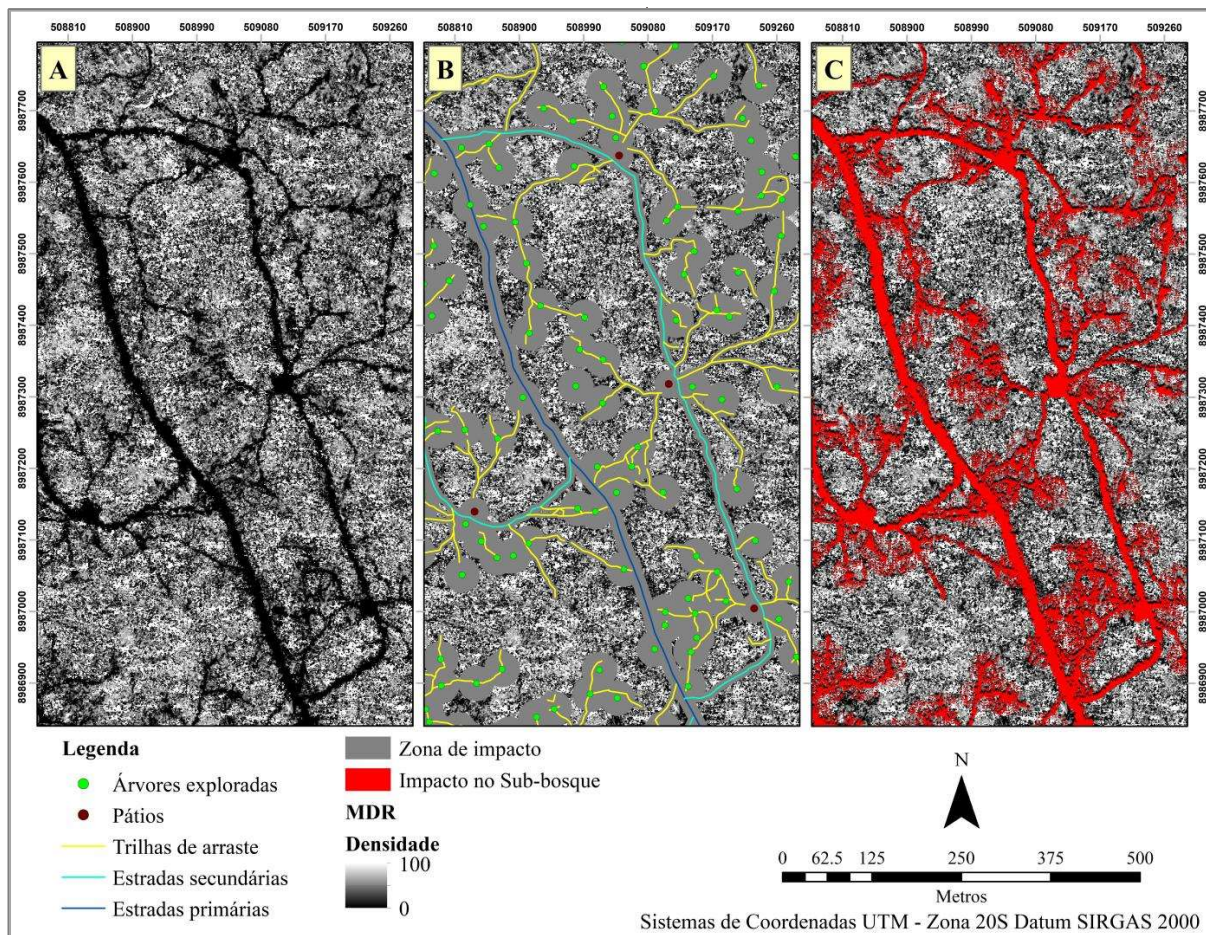


Figura 2.4. Imagens LiDAR utilizadas para o mapeamento dos impactos no sub-bosque florestal. (A) a métrica de MDR destaca o sub-bosque alterado. Os valores de densidade relativa (0 - 100) são mostrados em tons de cinza de preto para branco. (B) Cada uma das infraestruturas de exploração foi digitalizada a partir do MDR e criada a zona de impacto (C) Determinação da área impactada (densidade 0 - 20). Flona do Jamari/RO. Mapa 1: 6.000 de resolução de 1 m de MDR da Área 4, com base em dados LIDAR coletados 4 meses após a colheita. Intensidade de exploração de 12,7 m³.ha⁻¹ com impacto total no sub-bosque de 14,3%.

Tabela 2.3. Estimativa da infraestrutura de exploração florestal presente no sub-bosque para cada uma das áreas de interesse a partir de dados LiDAR e interpretação visual. Tri arra. = Trilha de arraste; Estr. sec. = Estrada secundária; Estr. pri. = Estrada primária.

Código da área	Tri. arra. (m.ha ⁻¹)	Tri. arra. (m.m ³)	Estr. sec. (m.ha)	Estr. sec. (m.m ³)	Estr. pri. (m.ha)	Estr. pri. (m.m ³)	Pátio (n.ha)	Pátio m ² .ha	Pátio m ² .m ³
1	130,0	8,3	19,9	1,3	10,1	0,6	0,08	40,8	2,6
2	56,5	3,7	16,7	1,1	11,4	0,7	0,07	19,9	1,3
3	57,3	3,1	23,7	1,3	0,0	0,0	0,06	34,4	1,9
4	123,6	9,8	20,5	1,6	2,9	0,2	0,07	48,9	3,9
5	175,1	9,0	21,7	1,1	0,0	0,0	0,05	25,1	1,3
6	118,4	11,3	20,5	2,0	7,8	0,8	0,06	30,6	2,9
7	109,8	6,8	19,8	1,2	5,8	0,4	0,07	44,1	2,7
8	101,9	5,8	20,1	1,1	1,3	0,1	0,06	27,8	1,6
9	187,8	10,7	23,4	1,3	3,0	0,2	0,08	78,4	4,4
10	162,9	9,4	21,9	1,3	15,4	0,9	0,08	43,7	2,5
11	163,7	8,5	23,2	1,2	12,1	0,6	0,08	50,1	2,6
12	92,3	7,2	30,9	2,4	9,4	0,7	0,08	52,0	4,1
13	66,2	6,7	10,7	1,1	3,9	0,4	0,05	28,5	2,9
14	47,4	3,4	15,8	1,1	2,4	0,2	0,04	20,0	1,4
15	101,4	7,0	20,2	1,4	5,6	0,4	0,04	17,9	1,2
16	128,3	11,9	18,3	1,7	0,0	0,0	0,04	26,3	2,4
17	84,6	8,5	19,1	1,9	9,5	1,0	0,04	21,4	2,2
18	117,1	10,2	26,7	2,3	1,5	0,1	0,05	35,2	3,1
19	105,4	8,4	23,4	1,9	7,3	0,6	0,05	33,6	2,7
20	89,5	11,0	16,2	2,0	5,5	0,7	0,04	21,8	2,7
21	103,9	9,7	19,4	1,8	5,4	0,5	0,05	26,9	2,5
22	104,5	7,2	28,6	2,0	9,7	0,7	0,06	33,2	2,3
23	134,4	10,0	16,8	1,3	3,9	0,3	0,05	33,5	2,5
24	62,1	5,6	21,0	1,9	9,1	0,8	0,05	17,8	1,6
25	125,9	9,7	15,3	1,2	8,7	0,7	0,04	27,5	2,1
Média	110,00	8,12	20,55	1,54	6,07	0,46	0,06	33,58	2,46
± Erro padrão	7,44	0,49	0,87	0,08	0,87	0,06	0,00	2,75	0,17

As estimativas da infraestrutura dos levantamentos de campo estão presentes na Tabela 2.4. Observa-se que em muitas áreas não houve a medição de todas as estruturas, por isso foi considerado somente as áreas com dados nos dois levantamentos (GNSS e LiDAR) para comparação das médias.

Tabela 2.4. Estimativa da infraestrutura de exploração florestal presente no sub-bosque para cada uma das áreas de interesse a partir de dados de campo. Tri arra. = Trilha de arraste; Estr. sec. = Estrada secundária; Estr. pri. = Estrada primária.

Código da área	Tri. arra. (m.ha ⁻¹)	Tri. arra. (m.m ³)	Estr. sec. (m.ha)	Estr. sec. (m.m ³)	Estr. pri. (m.ha)	Estr. pri. (m.m ³)	Pátio (n.ha)
1	110,1	5,6	13,6	0,9	-	-	0,08
2	-	-	-	-	-	-	0,07
3	-	-	24,0	1,3	0,0	0,0	0,07
4	-	-	-	-	-	-	0,07
5	-	-	-	-	0,0	0,0	0,06
6	-	-	20,5	2,0	7,8	0,7	0,06
7	-	-	19,5	1,2	5,6	0,3	-
8	-	-	19,5	1,1	-	-	-
9	-	-	23,0	1,3	2,9	0,2	0,08
10	-	-	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	12,9	0,7	0,08
12	-	-	30,6	2,4	9,4	0,7	0,08
13	-	-	-	-	-	-	0,05
14	55,5	1,9	21,7	1,6	2,4	0,2	0,04
15	-	-	19,0	1,3	6,4	0,4	0,04
16	-	-	21,1	2,0	0,0	0,0	0,04
17	-	-	19,7	2,0	9,3	0,9	0,04
18	74,3	4,5	30,4	2,7	3,5	0,3	0,05
19	87,4	6,9	23,6	1,9	7,0	0,6	0,06
20	59,7	7,4	16,5	2,0	5,6	0,7	0,04
21	-	-	18,5	1,7	5,5	0,5	0,04
22	-	-	28,2	1,9	9,5	0,7	0,06
23	-	-	15,8	1,2	3,8	0,3	0,05
24	-	-	20,9	1,9	9,0	0,8	0,05
25	-	-	15,0	1,2	8,6	0,7	0,04
Média ±	77,41	5,26	21,11	1,66	5,74	0,46	0,056
Erro Padrão	9,90	1,00	1,10	0,10	0,80	0,10	0,00

A média das áreas ocupadas pela infraestrutura no sub-bosque foi de 6,0% ± 0,32%. O maior percentual de área alterada no sub-bosque florestal para implantação de infraestrutura de exploração é decorrente da abertura de trilhas de arraste, 3,9% ± 0,27%, seguido pela construção de estradas secundárias 1,1% ± 0,05%, estradas primárias 0,5% ± 0,07% e pátios 0,3% ± 0,03% (Tabela 2.5).

Tabela 2.5. Área ocupada pela infraestrutura no sub-bosque decorrentes da exploração seletiva de madeira na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, para cada uma das áreas de interesse deste estudo, por meio do LIDAR.

Código da área	Trilha de arraste	Estrada secundária	Estrada primária	Pátio	Área total ocupada no sub-bosque
1	4,8%	1,1%	0,9%	0,4%	7,2%
2	2,0%	0,9%	1,0%	0,2%	4,2%
3	2,1%	1,3%	0,0%	0,3%	3,7%
4	4,4%	1,1%	0,3%	0,5%	6,3%
5	6,3%	1,2%	0,0%	0,3%	7,8%
6	4,3%	1,1%	0,7%	0,3%	6,4%
7	4,0%	1,1%	0,5%	0,4%	6,0%
8	3,7%	1,1%	0,1%	0,3%	5,2%
9	6,8%	1,3%	0,3%	0,8%	9,1%
10	5,9%	1,2%	1,3%	0,4%	8,9%
11	5,9%	1,3%	1,1%	0,5%	8,7%
12	3,3%	1,7%	0,8%	0,5%	6,4%
13	2,4%	0,6%	0,3%	0,3%	3,6%
14	1,7%	0,9%	0,2%	0,2%	2,8%
15	3,7%	1,1%	0,5%	0,2%	5,5%
16	4,6%	1,0%	0,0%	0,3%	5,9%
17	3,0%	1,1%	0,8%	0,2%	5,2%
18	4,2%	1,5%	0,1%	0,4%	6,2%
19	3,8%	1,3%	0,6%	0,3%	6,1%
20	3,2%	0,9%	0,5%	0,2%	4,8%
21	3,7%	1,1%	0,5%	0,3%	5,6%
22	3,8%	1,6%	0,8%	0,3%	6,5%
23	4,8%	0,9%	0,3%	0,3%	6,5%
24	2,2%	1,2%	0,8%	0,2%	4,4%
25	4,5%	0,9%	0,8%	0,3%	6,4%
Média ± Erro Padrão	3,9%	1,1%	0,5%	0,3%	6,0%
	0,27%	0,05%	0,07%	0,03%	0,32%

As áreas de interesse 02, 03, 14, e 20 do presente estudo estão entre as áreas que apresentaram as menores taxas de ocupação no sub-bosque (<5%) e também foram as únicas com mapeamento LiDAR realizado há mais de dois anos após a exploração. As áreas 13 e 24 também apresentaram baixas taxas de ocupação no sub-bosque. Apesar destas áreas apresentarem intervalos menores que dois anos, tiveram uma baixa intensidade de exploração (9,9 m³.ha⁻¹ e 11,1 m³.ha⁻¹, respectivamente), o que pode justificar a baixa taxa de ocupação.

2.4.2. VALIDAÇÃO DO MAPEAMENTO DAS INFRAESTRUTURAS NO SUB-BOSQUE

As técnicas LiDAR e GNSS para mapeamento das infraestruturas no sub-bosque apresentam resultados semelhantes (Tabela 2.6). A diferença quantitativa do mapeamento de cada uma das infraestruturas de exploração foram baixas, com exceção das trilhas de arraste.

A densidade média da trilha de arraste LIDAR foi maior que a média das amostras de campo (27%). Uma comparação entre as médias não indicou diferença significativa entre os levantamentos (GNSS e MDR) para esta variável (77,4 e 98,3 m.ha⁻¹ respectivamente, $p = 0,27$). Essa diferença foi menor para as outras estruturas, onde também não houve diferença significativa ($p > 0,05$), sendo que 0,5% das estradas secundárias, 2,1% estradas principais e 0,7% pátios foram subestimadas pelo MDR em relação às estimativas de campo, respectivamente.

Tabela 2.6. Comparação do mapeamento das infraestruturas no sub-bosque realizado em campo (GNSS) e utilizando dados LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.

Infraestrutura	Densidade				Estatísticas		
	Campo	MDR	Diferença (%)	p - valor	RMSE	R ²	r
Estrada primária (m.ha ⁻¹)	5,74	5,62	-2,1%	0,93	0,53	0,98	0,99
Estrada secundária (m.ha ⁻¹)	21,11	21,01	-0,5%	0,95	2,33	0,75	0,87
Trilha de arraste (m.ha ⁻¹)	77,41	98,28	27,0%	0,27	26,8	0,68	0,83
Pátio de estocagem (n.ha ⁻¹)	0,06	0,056	-0,7%	0,84	0,003	0,92	0,96

Noventa e oito por cento da variância das estradas primárias definidas por GNSS é explicada pelo MDR LIDAR, com um erro RSE de 0,54 m.ha⁻¹, RMSE = 0,53 m.ha⁻¹, $r = 0,99$ ($p < 0,01$) (média das estradas primárias GNSS na amostra = 5,74 m.ha⁻¹; média das estradas primárias LIDAR na mesma amostra = 5,62 m.ha⁻¹, $n = 19$) (Figura 2.5).

Já as estradas secundárias 75% da variância são definidas por GNSS é explicada pelo MDR LIDAR, com um erro RSE de 2,19 m.ha⁻¹, RMSE = 2,33 m.ha⁻¹, $r = 0,87$ ($p < 0,01$) (média das estradas secundárias GNSS totais na amostra = 21,11 m.ha⁻¹; média das estradas secundárias LIDAR na mesma amostra = 21,01 m.ha⁻¹, $n = 19$) (Figura 2.6) e trilhas de arraste 68% da variância são definidas por GNSS é explicada pelo MDR LIDAR, com um erro RSE de 20,98 m.ha⁻¹, RMSE = 26,8 m.ha⁻¹, $r = 0,83$ ($p = 0,083$) (trilhas de arraste GNSS médias na amostra = 77,41 m.ha⁻¹; trilhas de arraste LIDAR na mesma amostra = 98,28 m.ha⁻¹, $n = 5$) (Figura 2.7).

Os pátios de campo 92% são determinados por MDR, com um erro RSE de $0,004 \text{ n.ha}^{-1}$, $\text{RMSE} = 0,003 \text{ n.ha}^{-1}$, $r = 0,96$ ($p < 0,01$) (média de pátio GNSS na amostra = $0,06 \text{ n.ha}^{-1}$; pátio LIDAR na mesma amostra = $0,056 \text{ n.ha}^{-1}$, $n = 22$) (Figura 2.8).

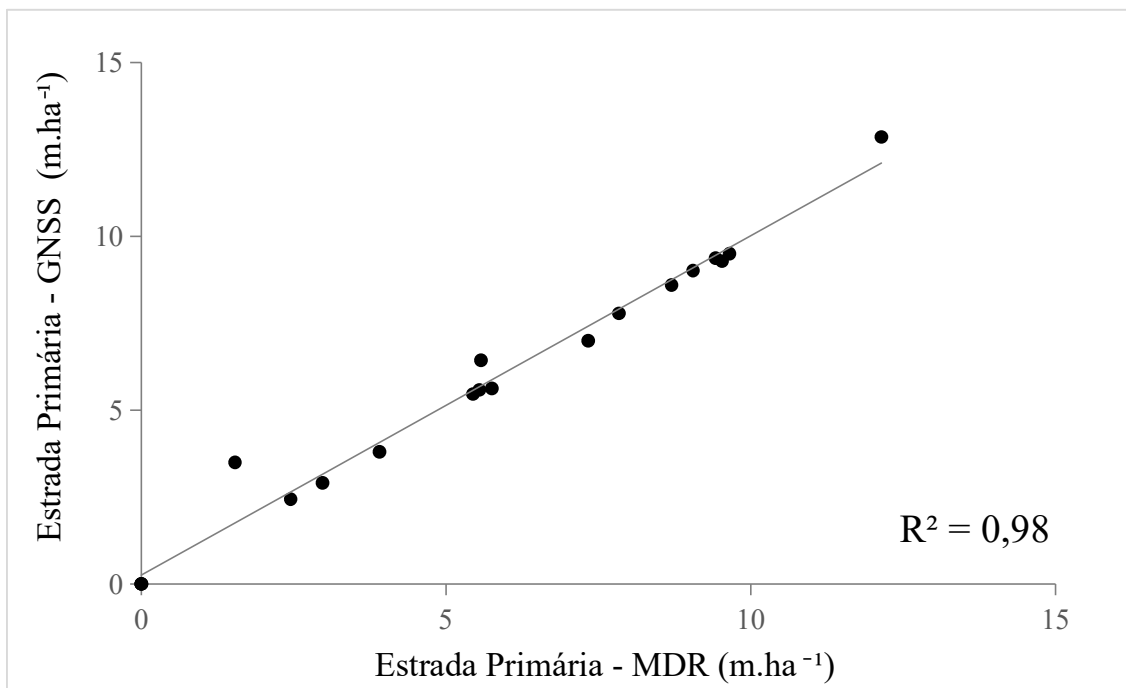


Figura 2.5. Relação entre as amostras de campo (GNSS) e amostras baseadas em LiDAR (MDR) das Estradas Primárias.

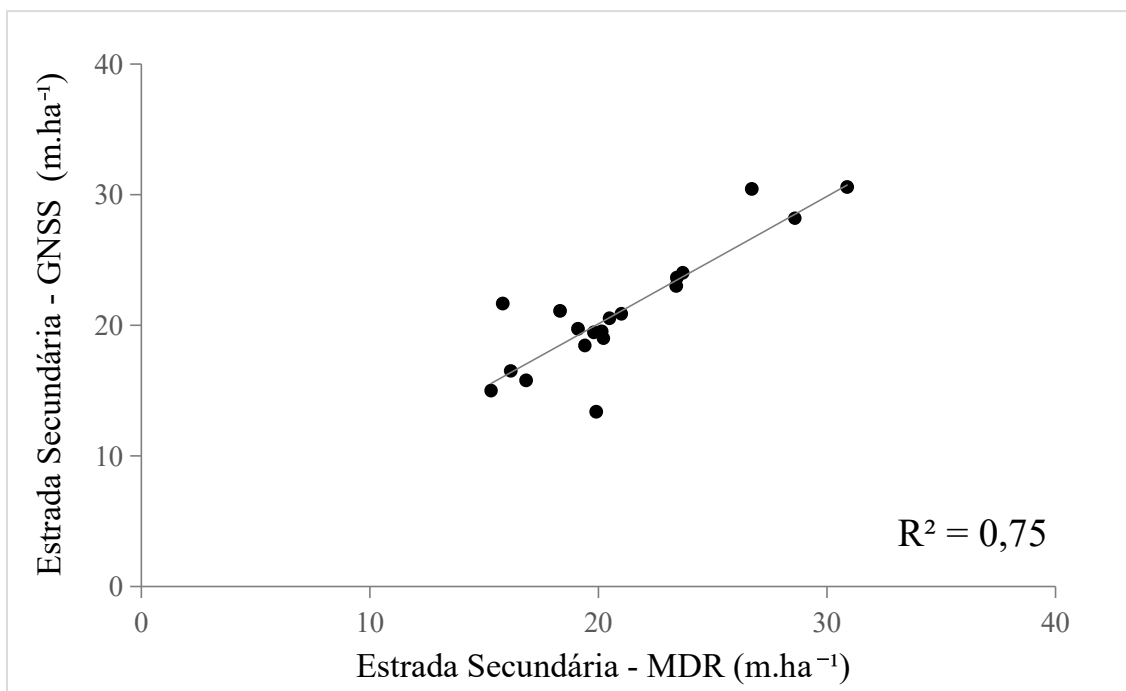


Figura 2.6. Relação entre as amostras de campo (GNSS) e amostras baseadas em LiDAR (MDR) das Estradas Secundárias.

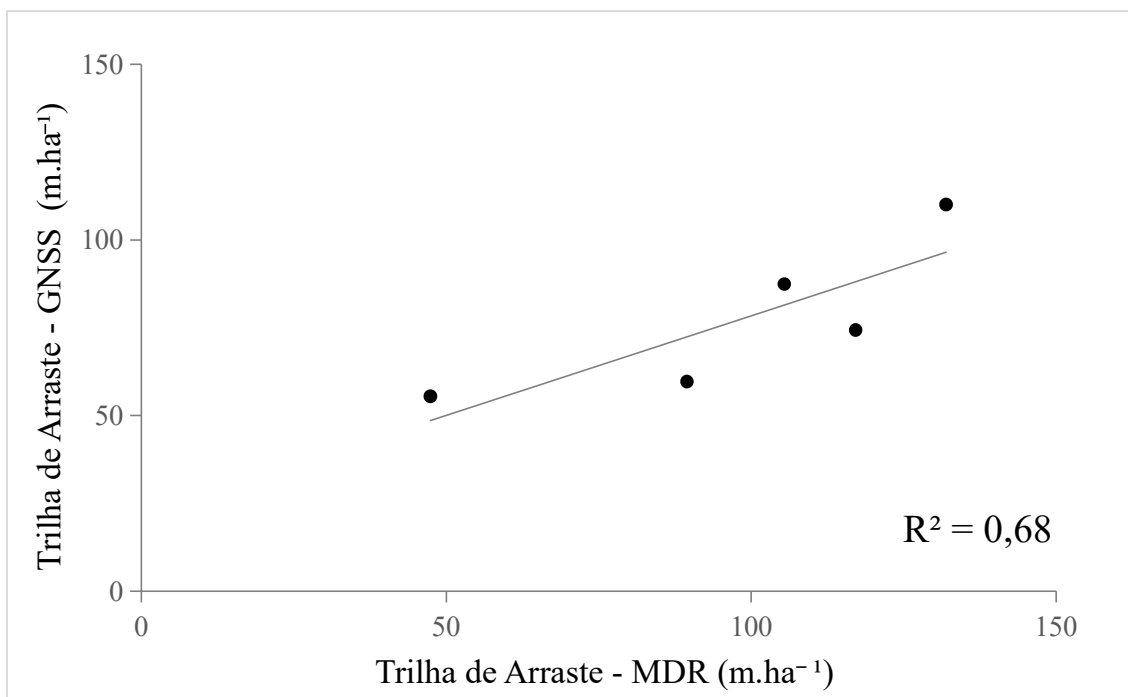


Figura 2.7. Relação entre as amostras de campo (GNSS) e amostras baseadas em LiDAR (MDR) das Trilhas de Arraste.

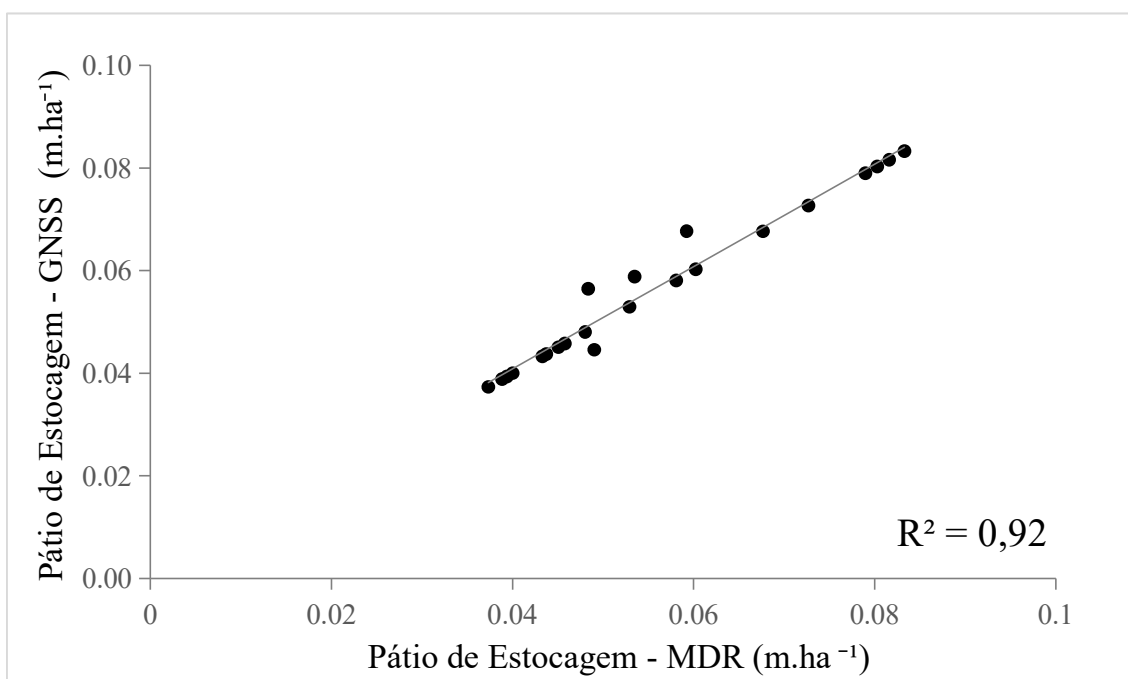


Figura 2.8. Relação entre as amostras de campo (GNSS) e amostras baseadas em LiDAR (MDR) dos Pátios de Estocagem.

Considerando um erro de até 10 metros, a concordância posicional foi de 60% para as trilhas de arraste. Já a concordância posicional das estradas primárias foi de 79%, das estradas secundárias 82% e pátios 25% (Tabela 2.7, Figura 2.9).

Tabela 2.7. Acurácia posicional (em %) do mapeamento MDR sobre os dados de campo, considerando o erro do receptor GNSS de navegação de 5, 10 e 20 metros na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.

Infraestrutura	Sobreposição %		
	5 m	10 m	20 m
Estrada primária	58 ± 4,2	79 ± 3,6	98 ± 1,2
Estrada secundária	55 ± 2,9	82 ± 2,4	96 ± 1,0
Trilha de arraste	44 ± 2,6	60 ± 2,2	74 ± 2,3
Pátio de estocagem	7 ± 0,6	25 ± 2,2	65 ± 4,3
Clareiras das Árv. Exp.	35 ± 3,1	47 ± 3,0	81 ± 2,5

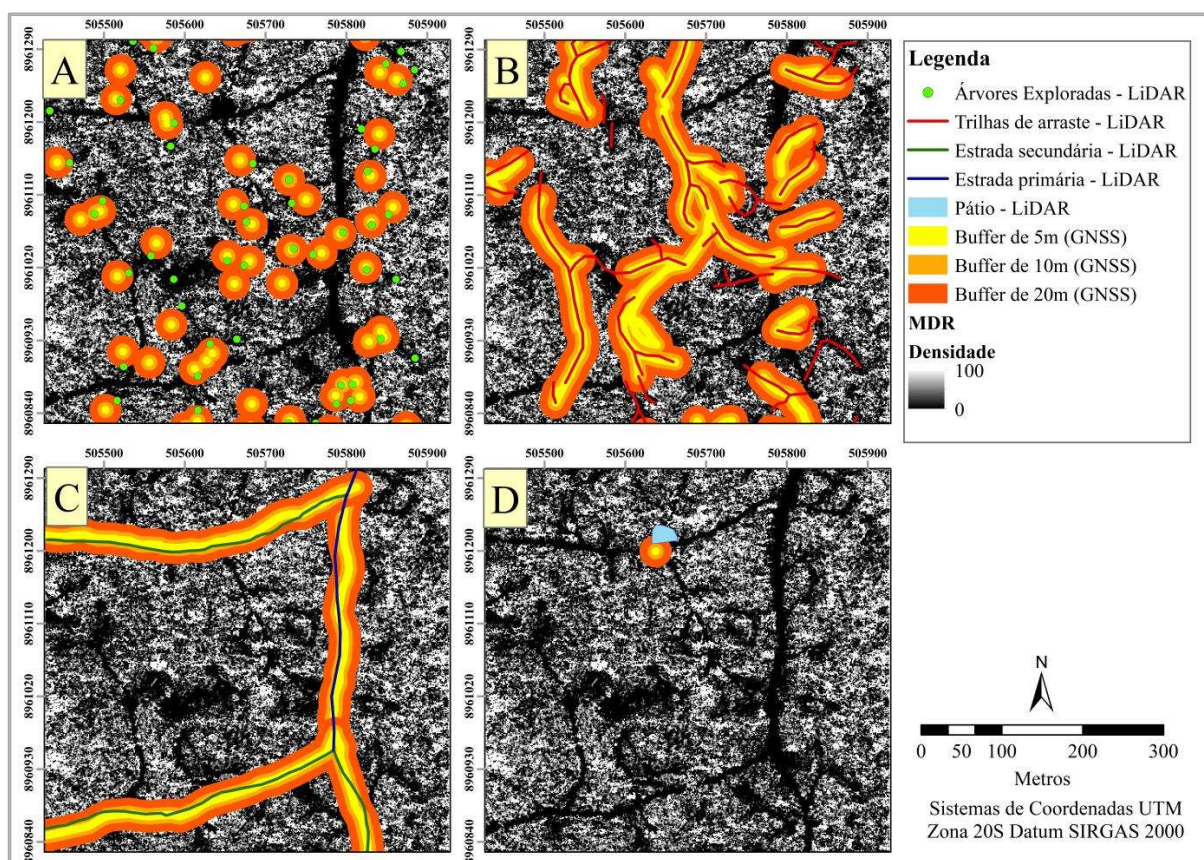


Figura 2.9. Validação da digitalização, baseada em dados LiDAR, do impacto a floresta remanescente com o mapeamento utilizando GNSS em campo; (A) Ponto central sobre as clareiras das árvores exploradas sobrepostas as extrapolações (buffer) de 5, 10 e 20m dos dados de campo; (B) trilhas de arraste sobrepostas as extrapolações (buffer) de 5, 10 e 20m dos dados de campo; (C) estradas primárias e secundárias sobrepostas as extrapolações (buffer) de 5, 10 e 20m dos dados de campo; (D) poligonais dos pátios sobrepostas as extrapolações (buffer) de 5, 10 e 20m da coordenada central do pátio obtida em campo. Área 19, Flona do Jamari/RO.

A concordância posicional foi melhor considerando um erro de até 20 metros do que um erro de 5 e 10 metros, com 74% das trilhas de arraste MDR dentro do erro de até 20 m do GNSS de referência de campo. Já a concordância posicional das estradas primárias foi de 98%, das estradas secundárias 96% e pátios 65%.

As clareiras presentes no sub-bosque deixadas pelas árvores abatidas foram validadas separadamente, pois não fazem parte da infraestrutura de exploração, porém são elementos importantes para o mapeamento do impacto no sub-bosque. As clareiras concordaram em 81% com a localização (GNSS) das árvores exploradas, assumindo um erro de 20 metros.

2.4.3. IMPACTO TOTAL NO SUB-BOSQUE

A média dos impactos pela exploração florestal no sub-bosque foi de $17,8 \pm 1,4$ %, variando de 5,06 a 31,8% (Tabela 2.8). As clareiras das árvores abatidas representam o maior percentual de impactos ($8,7 \pm 0,85$ %) seguidas da abertura de trilhas de arraste ($6,17 \pm 0,54$ %).

Tabela 2.8. Estimativa do impacto de exploração presente no sub-bosque para cada uma das áreas de interesse a partir de dados LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.

Código da área	Pátio	Trilhas	Est. Secundária	Est. Primária	Clareiras	Impacto Total
1	0,56%	7,00%	1,51%	1,81%	16,93%	27,81%
2	0,37%	2,56%	1,33%	1,74%	11,29%	17,28%
3	0,30%	3,44%	1,93%	0,00%	12,61%	18,28%
4	0,58%	7,01%	1,94%	0,44%	8,74%	18,70%
5	0,39%	10,47%	2,06%	0,00%	14,04%	26,95%
6	0,36%	4,93%	1,41%	0,73%	5,35%	12,78%
7	0,42%	5,49%	1,65%	0,72%	5,49%	13,76%
8	0,31%	4,75%	1,35%	0,17%	7,04%	13,62%
9	0,59%	12,24%	2,36%	0,55%	14,92%	30,66%
10	0,54%	10,25%	2,04%	2,38%	14,71%	29,91%
11	0,64%	10,61%	2,38%	1,87%	16,31%	31,81%
12	0,50%	4,05%	2,75%	1,41%	5,59%	14,30%
13	0,34%	5,46%	1,13%	0,87%	6,06%	13,86%
14	0,09%	1,37%	0,70%	0,32%	2,58%	5,06%
15	0,25%	5,93%	1,69%	0,81%	5,55%	14,24%
16	0,32%	5,89%	1,43%	0,00%	3,74%	11,38%
17	0,27%	4,85%	1,65%	1,28%	4,91%	12,96%
18	0,42%	6,83%	2,51%	0,24%	8,10%	18,10%
19	0,38%	6,90%	2,32%	1,16%	11,29%	22,05%
20	0,26%	5,15%	1,41%	0,69%	7,98%	15,49%
21	0,30%	4,67%	1,40%	0,50%	3,74%	10,61%
22	0,34%	4,91%	2,17%	0,69%	5,97%	14,09%
23	0,34%	8,51%	1,62%	0,60%	10,19%	21,27%
24	0,22%	2,97%	1,36%	0,75%	4,56%	9,87%
25	0,28%	8,00%	1,52%	1,18%	9,30%	20,28%
Média ±	0,37%	6,17%	1,74%	0,84%	8,68%	17,80%
DP	0,03%	0,54%	0,10%	0,13%	0,85%	1,41%

Ao analisar o impacto para cada local, observa-se que as áreas com até 12 meses decorridos entre a exploração e o levantamento LiDAR, a média foi de $19,8\% \pm 1,8\%$, sendo que o maior percentual foi causado pelas clareiras ($9,5 \pm 1,12\%$) e trilhas de arrastes ($7,1 \pm 0,63\%$) (Tabela 2.9). Enquanto, nas áreas sobrevoadas com intervalos de 13 a 24 meses após a extração seletiva, a média de impactos foi de $15,3\% \pm 3,0\%$, sendo que o maior percentual também foi as clareiras das árvores abatidas ($6,8 \pm 1,65\%$) e trilhas de arrastes ($5,8 \pm 1,0\%$).

Nas áreas com intervalos mais tardios (> 24 meses), a média foi de $14\% \pm 3,0\%$, e as clareiras ocasionadas pela queda das árvores causaram os maiores distúrbios no sub-bosque florestal ($8,6 \pm 2,2\%$), seguida das trilhas de arraste ($3,1 \pm 0,8\%$).

Tabela 2.9. Médias dos impactos agrupadas por intervalo, intensidade de exploração e áreas de concessão.

	Pátio (%)	Trilhas (%)	Est. Sec. (%)	Est. Pri. (%)	Clareiras (%)	Impacto Total (%)
Intervalo de Tempo (meses)						
1 a 12	0,43±0,03	7,14±0,63	1,91±0,13	0,85±0,14	9,47±1,12	19,80±1,77
13 a 24	0,32±0,05	5,77±1,00	1,59±0,11	0,90±0,35	6,75±1,65	15,33±2,99
> 24	0,25±0,06	3,13±0,80	1,34±0,25	0,68±0,38	8,61±2,24	14,03±3,04
Volume Explorado (m³.ha⁻¹)						
8 a 12	0,31±0,02	5,09±0,39	1,54±0,15	0,63±0,14	5,55±0,61	13,13±0,95
12,1 a 16	0,37±0,05	5,62±0,75	1,76±0,18	1,02±0,17	8,74±1,28	17,51±1,94
>16	0,45±0,05	8,18±1,32	1,97±0,14	0,81±0,36	12,16±1,59	23,57±3,06
Áreas de Concessão						
UMF1	0,46±0,03	6,90±0,94	1,89±0,13	0,98±0,24	11,08±1,28	21,32±2,16
UMF2	0,34	5,46	1,13	0,87	6,06	13,86
UMF3	0,29±0,02	5,50±0,58	1,65±0,14	0,69±0,11	6,49±0,81	14,62±1,48

Ao observar os distúrbios da extração seletiva no sub-bosque na perspectiva da intensidade de exploração (volume m³.ha⁻¹) para cada local, observa-se que, nas áreas com menor intensidade de corte praticada (8,0 a 12,0 m³.ha⁻¹), a média de impactos foi de $13,1\% \pm 0,95\%$, sendo que o maior percentual foi causado pelas clareiras ($5,6 \pm 0,61\%$) e trilhas de arrastes ($5,1 \pm 0,39\%$).

Enquanto nas áreas com intensidade de exploração de 12,1 a 16,0 m³.ha⁻¹, o impacto foi de $17,5\% \pm 1,9\%$ e o maior percentual também foi causado pelas clareiras das árvores abatidas ($8,7 \pm 1,3\%$) e trilhas de arrastes ($5,6 \pm 0,7\%$). Nas áreas com maior intensidade de exploração (> 16 m³.ha⁻¹), a média foi de $23,6\% \pm 3,06\%$, e as clareiras das árvores abatidas se mantiveram com os maiores distúrbios no sub-bosque florestal ($12,2 \pm 1,59\%$), seguida das trilhas de arraste ($8,2 \pm 1,32\%$).

Ao analisar o impacto por áreas de concessão, a UMF I apresentou a maior média ($21,3\% \pm 2,16\%$), sendo que o maior percentual de impacto foi causado pelas clareiras ($11,1 \pm 1,28\%$) e trilhas de arrastes ($6,9 \pm 0,94\%$). Já na UMF II o distúrbio foi de $13,9\%$, o maior percentual de impacto também foi causado pelas clareiras das árvores abatidas ($6,1\%$) e trilhas de arrastes ($5,5\%$).

Na concessão UMF III a média de distúrbios foi de $14,6\% \pm 1,48\%$, onde as clareiras das árvores acarretaram os maiores distúrbios no sub-bosque florestal ($6,5 \pm 0,81\%$), seguida das trilhas de arraste ($5,5 \pm 0,58\%$). As correlações das estimativas LiDAR para impacto no sub-bosque em relação ao intervalo de tempo entre a exploração e sobrevoo, indicam uma correlação negativa significativa entre o intervalo e o impacto total no sub-bosque ($r = -0,42, p = 0,03$) (Figura 2.10).

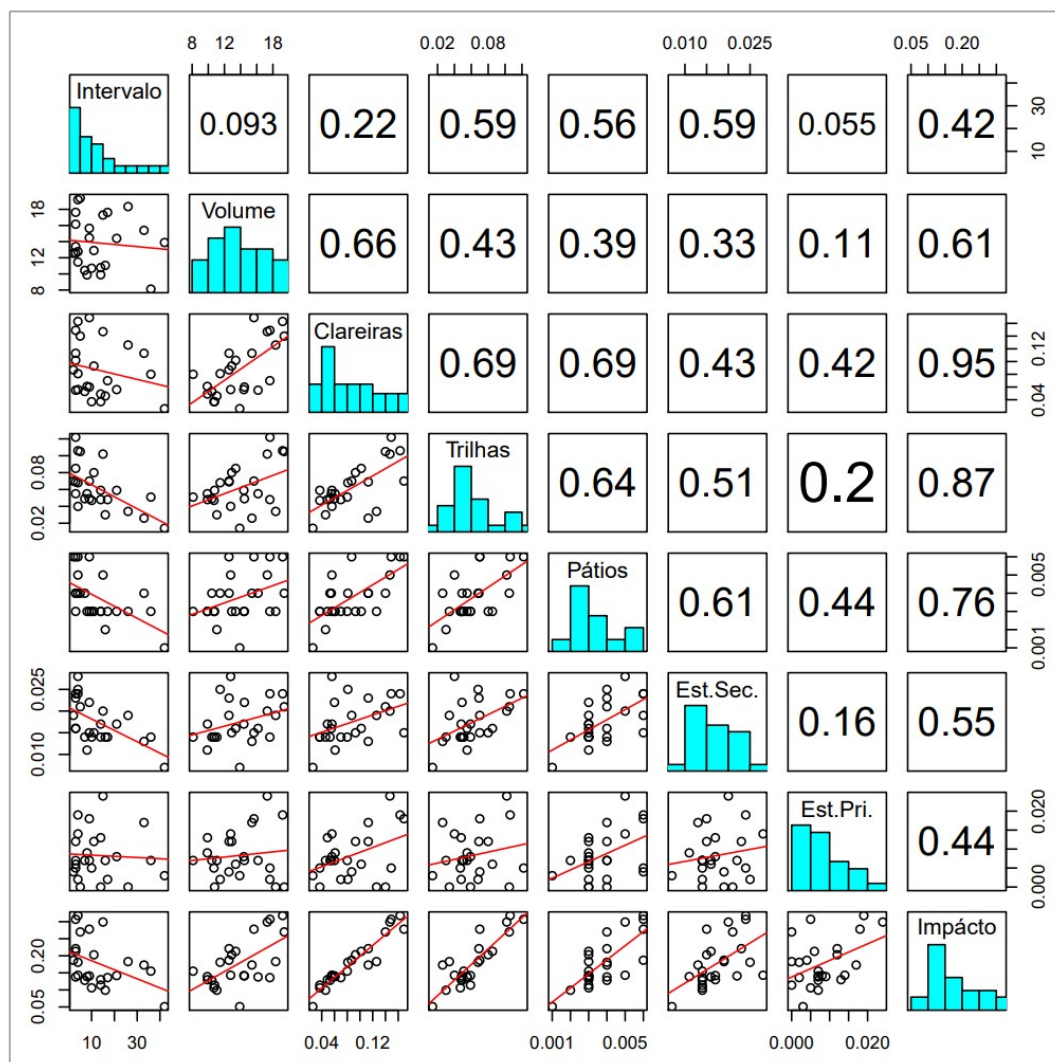


Figura 2.10. Matriz de gráficos (scatterplot matrix) entre os parâmetros relacionados a exploração florestal obtidos com dados LiDAR. Os coeficientes das correlações no painel triangular superior indicam o grau da correlação, com histogramas de frequência na diagonal para visualizar a distribuição dos dados em cada variável. No painel triangular inferior observa-se os gráficos de dispersão para cada par de variáveis da matriz de correlação, com uma reta indicando a direção dessa correlação - se positiva ou negativa.

Foi detectado uma correlação negativa moderada entre o intervalo e os impactos causados pelas trilhas de arraste ($r = -0,59$, $p = 0,002$), pátios ($r = -0,56$, $p = 0,003$) e estradas secundárias ($r = -0,59$, $p = 0,002$) e nenhuma relação entre o intervalo e as clareiras das árvores exploradas ($p = 0,28$) e estradas primárias ($p = 0,79$).

Entre o volume explorado e o impacto total no sub-bosque, a correlação foi positiva moderada ($r = 0,61$, $p = 0,001$). Ao desdobrar essa correlação, percebemos uma correlação positiva moderado entre o volume explorado e as clareiras das árvores ($r = 0,66$, $p = 0,0003$), uma correlação positiva fraca entre o volume explorado e o distúrbio causado pelas trilhas de arraste ($r = 0,43$, $p = 0,029$). Os pátios ($p = 0,052$) o volume e estradas secundárias ($p = 0,10$) e estradas primárias ($p = 0,59$) não apresentaram nenhuma correlação com o volume.

Houve uma correlação positiva muito forte entre o impacto total e as clareiras das árvores ($r = 0,95$, $p < 0,0001$) e forte entre o impacto e as trilhas de arraste ($r = 0,87$, $p < 0,0001$), e os pátios ($r = 0,76$, $p < 0,0001$), moderada entre o impacto total e estradas secundárias ($r = 0,55$, $p = 0,004$) e fraca com estradas primárias ($r = 0,44$, $p = 0,02$).

Já as clareiras das árvores exploradas, a correlação foi positiva forte quanto as trilhas ($r = 0,69$, $p < 0,0001$) e pátios ($r = 0,69$, $p < 0,0001$), e fraca com estradas secundárias ($r = 0,43$, $p = 0,031$) e primárias ($r = 0,42$, $p = 0,034$). A correlação entre as trilhas com pátios ($r = 0,64$, $p = 0,0007$) e estradas secundárias ($r = 0,51$, $p = 0,008$) foram moderadas ($p < 0,002$) e com estradas primaria não foi significativa ($p = 0,33$).

2.5. DISCUSSÃO

2.5.1. MAPEAMENTO DAS INFRAESTRUTURAS NO SUB-BOSQUE

Foi possível quantificar e mapear as infraestruturas identificadas pelo LiDAR por meio da análise do sub-bosque. Os resultados foram semelhantes a estudos anteriores com o uso do modelo de densidade relativa da vegetação (MDR) (CARVALHO et al., 2017; LOCKS e MATRICARDI, 2019).

Ellis et al. (2016) identificaram valor ligeiramente superior para as trilhas de arraste ($175 \pm 32 \text{ m} \cdot \text{ha}^{-1}$), porém a intensidade média de exploração na sua área de estudo, onde também foram utilizadas técnicas de impacto reduzido, foi de $37 \pm 9 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, ou seja, mais que o dobro das áreas avaliadas no presente estudo ($13,8 \pm 0,64 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$).

A média das áreas ocupadas pela infraestrutura no sub-bosque foi de $6,0\% \pm 0,32\%$. Esta média é próxima à observada em estudos baseados em levantamentos de campo em

florestas tropicais submetidas a exploração de impacto reduzido (EIR) (JOHNS et al., 1996; PEREIRA et al., 2002; ASNER et al., 2004; LENTINI et al., 2009; AREVALO et al., 2016).

O percentual de área ocupada pela exploração florestal foi similar a outros trabalhos realizados em regiões tropicais onde também foram adotadas práticas de exploração de impacto reduzido como Arevalo et al., 2016; Olander et al., 2005; Pereira et al., 2002.

Asner et al. (2004), encontraram um percentual $5,8 \pm 1,9\%$ de área ocupada na Amazônia oriental, enquanto Pereira et al. (2002) encontraram valores de 7,9% de área afetada na mesma região e Arevalo et al. (2016) estimaram 7% de área diretamente afetada em Belize, na América Central. Diferente dos resultados de Jackson et al. (2002) onde descobriram que 25% do sub-bosque foi afetado pela exploração madeireira convencional na Bolívia. Embora tenham utilizado outras metodologias, tais resultados são estimativas confiáveis e importantes para comparação.

Neste estudo as trilhas de arraste ocupam $3,9 \pm 0,27\%$ das áreas avaliadas, representando 67% da área ocupada no sub-bosque pelas infraestruturas. Este resultado vai ao encontro de estudos recentes, onde Locks e Matricardi (2019), também concluíram que o maior percentual de área alterada no sub-bosque florestal para implantação de infraestrutura de exploração é decorrente da abertura de trilhas de arraste ($4,8\% \pm 1,2\%$), seguido pela construção de estradas secundárias ($1,0\% \pm 0,2\%$), estradas primárias ($0,6\% \pm 0,5\%$) e pátios ($0,5\% \pm 0,2\%$).

Carvalho et al. (2017), encontraram a média 3,3 % dois anos após a exploração, sendo atribuído as trilhas de arraste 2,2% do total dos impactos; e 5,1% um ano após a exploração, sendo 3,2% de trilhas de arraste.

Estes resultados podem ser explicados pelo fato que a intensidade de trilhas, estradas e pátios dependem de uma série de fatores como declividade, quantidade de APP (Área de Preservação Permanente), produtividade da floresta, distância das árvores a serem exploradas, custo de abertura das estradas, etc. (BRAZ e D'OLIVEIRA, 2001).

Contudo, nossos achados concordam com Braz e d'Oliveira (2001), onde recomendam que a intensidade máxima de estradas secundárias, a abertura de pátios de estocagem e a área aberta pelas trilhas de arraste não ultrapassem 1%, 0,75% e 6% da área total manejada, respectivamente. Todos os valores encontrados neste estudo, para as diferentes infraestruturas da exploração florestal, também estão de acordo com os valores previstos em lei (CONAMA, 2009; MMA, 2006).

O mapeamento LiDAR foi superior em 27% na quantificação do total de trilhas de arraste quando comparado com dados de GNSS. Este resultado difere de trabalhos anteriores

(ELLIS et al., 2016; LOCKS e MATRICARDI, 2019). Visualmente percebe-se muitas trilhas que não foram georreferenciadas nos dados de campo ou que ficaram inacabadas (Figura 2.11), comprometendo a validação das estimativas de trilhas de arraste com MDR. Tal fato pode ter acontecido pela falha humana do operador do receptor GNSS em não georreferenciar ou não chegar até o final de algumas trilhas.

Estudo recente de Locks e Matricardi (2019), superestimaram em 9,4% o total de trilhas de arraste, com mapeamento LiDAR em relação ao GNSS. Ellis et al. (2016) encontraram um valor 14% superior no mapeamento de trilhas de arraste e áreas de queda de árvore utilizando LiDAR quando comparado com dados de campo obtidos com GNSS de navegação.

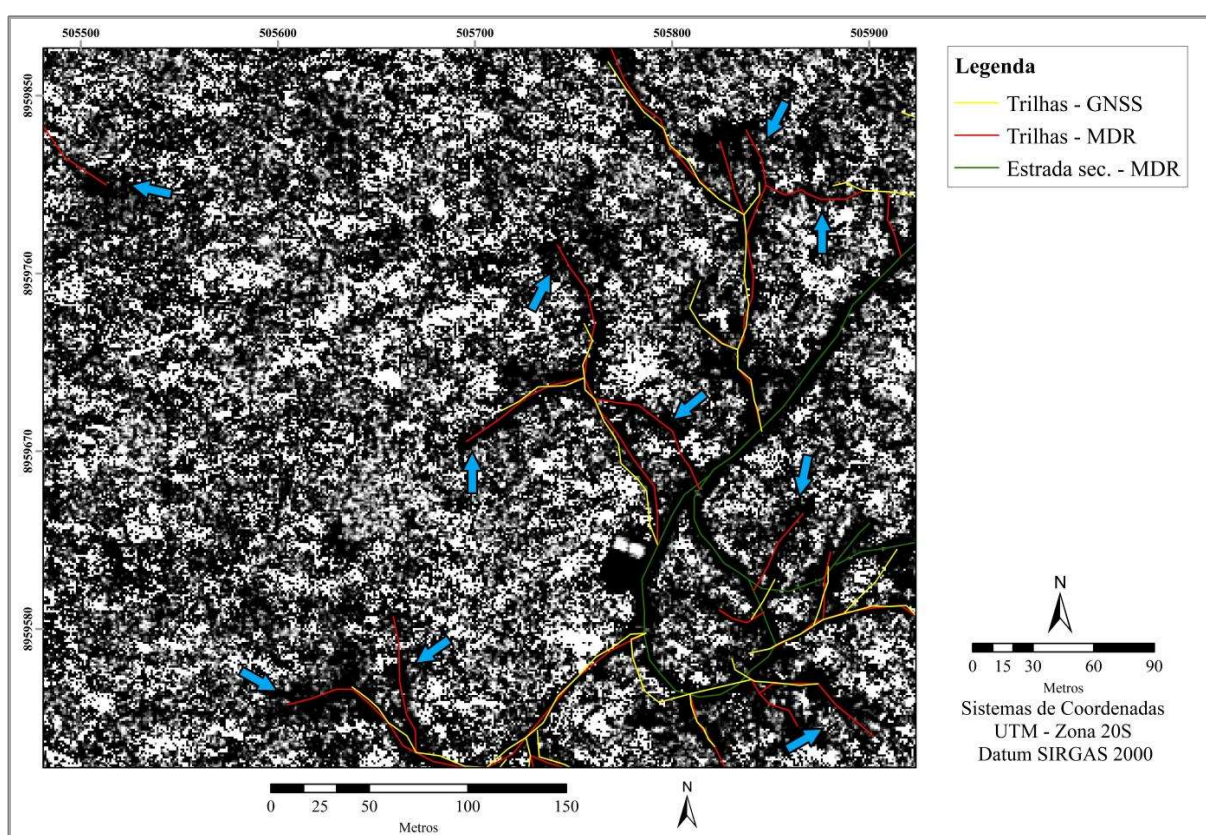


Figura 2.11. Exemplificação das trilhas de arraste mapeadas pelos métodos avaliados. As linhas amarelas representam o mapeamento das trilhas em campo (GNSS). As linhas vermelhas representam o mapeamento das trilhas a partir do MDR. As linhas verdes são estradas secundárias mapeadas com auxílio do MDR. As setas azuis indicam exemplos de trilhas que não foram georreferenciadas em campo ou que ficaram inacabadas.

O levantamento das infraestruturas mapeadas a partir do modelo MDR apresentaram concordância posicional com as medições efetuadas com GNSS, mas as feições vetoriais digitalizadas com base nos dados LiDAR, apresentaram um deslocamento em relação ao Buffer GNSS de 5 e 10 m, estando mais ajustadas ao Buffer de 20 m.

Estes resultados são compatíveis com estudos anteriores (ELLIS et al., 2016;

PINAGÉ, et al., 2019; LOCKS e MATRICARDI, 2019). A sobreposição de trilhas de arraste foi de $60\% \pm 2,2\%$ para o erro de até 10 metros. Tal fato está de acordo com Ellis et al. (2016) que encontraram resultado ligeiramente inferior no estudo que conduziram na Indonésia, com uma sobreposição de 59% das trilhas de arraste, considerando um erro posicional de até 10 metros para o GNSS.

Em um estudo mais recente na Amazônia, Locks e Matricardi (2019), apresentaram uma sobreposição de 65% entre as trilhas de arraste GNSS e LiDAR, também com um erro de 10 metros. Porém, nesta pesquisa, quando considerado um erro posicional de até 20 metros ($74\% \pm 2,3\%$) para um GNSS de navegação, o mapeamento LiDAR está mais próximo ao mapeamento de campo.

Em relação às clareiras do sub-bosque deixadas pelas árvores abatidas, apresentaram sobreposição de $47\% \pm 3,0\%$, considerando um erro de até 10 metros. Este resultado vai de encontro com Pinagé et al. (2019), onde descobriu que apenas 14% (com intervalo de tempo de 06 anos) e 4% (com intervalo de tempo de 02 anos) das clareiras estavam a mais de 10 m das áreas de impactos no sub-bosque.

Porém, quando considerado um erro posicional de até 20 metros ($81\% \pm 2,5\%$) para um GNSS de navegação, o mapeamento LiDAR está mais próximo ao mapeamento de campo. Trabalhando sob o dossel florestal, o erro de 20 metros é comum em levantamento de campo, dessa maneira faz-se importante considerá-lo (GARRASTAZU et al., 2011).

É importante considerar que o equipamento de navegação GNSS já possui um erro que na melhor situação pode chegar a 5 metros, e um dossel fechado contribui para o aumento do erro posicional do GNSS em razão das interferências no caminhamento dos sinais dos satélites (SIGRIST, et. al., 1999). Este é o principal fato para a divergência entre a acurácia posicional dos dados LiDAR e GNSS a 5 e 10 metros.

A técnica de posicionamento utilizada por receptores GNSS da categoria navegação abordada neste estudo (Garmin 76MAP CSX) fornece uma precisão de 10 a 30 metros, pois utiliza apenas um receptor GNSS. Neste método de posicionamento instantâneo, mesmo se a coleta fosse em um ponto estacionário e de longa duração a qualidade dos resultados não melhoram significativamente, em razão dos erros sistemáticos envolvidos na observável (GARRASTAZU et al., 2011).

Esse sistema de coleta de informações, mesmo com a degradação do sinal GNSS, permite o posicionamento e navegação sob o dossel de florestas densas (FIGUEIREDO et al., 2007) e apesar de não ser o mais indicado, principalmente para fins de pesquisa, é o mais utilizado em trabalhos de campo (ELLIS et al., 2016).

O uso de equipamentos GNSS geodésico de dupla frequência, para servir como verdade de campo, enriqueceria essa pesquisa, pois utilizando métodos com aplicações geodésicas de precisão é possível obter resultados mais precisos (GARRASTAZU et al., 2011). O período da pandemia COVID-19 (SARS-CoV2) e a falta de recursos inviabilizaram as atividades de campo, com o uso desta tecnologia.

As infraestruturas mapeadas com LiDAR apresentaram uma boa relação com a variável explicativa volume explorado, porém a variabilidade da densidade das trilhas de arraste com o MDR foi mais determinada pelo intervalo de tempo, onde intervalos de 0 - 24 meses apresentaram as maiores densidades de trilhas.

Quando os intervalos acima de dois anos (> 24 meses) foram excluídas da consideração, melhorou consideravelmente a correlação com o volume, pois os impactos no sub-bosque, diminuem com o tempo desde a exploração, refletindo a recuperação contínua da floresta. Tal fato pode ser fundamentado nos achados de Pinagé et al. (2019).

2.5.2. IMPACTO TOTAL NO SUB-BOSQUE

Além das estimativas das infraestruturas de exploração, os dados do LiDAR também são reconhecidos como uma ferramenta para identificação dos impactos da exploração madeireira no sub-bosque florestal (GRISCOM et al., 2019; PINAGÉ et al., 2019; D'OLIVEIRA et al., 2021).

O resultado obtido, usando o MDR com dados LiDAR para determinar o distúrbio no sub-bosque, foi semelhante ao obtido por Asner et al. (2004) calculado por mapeamento intensivo em campo de estradas, trilhas, pátios e clareiras de árvores em área de exploração madeireira na Amazônia oriental.

A média do impacto total no sub-bosque em nosso estudo ($17,8\% \pm 1,4$) foi similar aos percentuais de $15,4\%$ e $23,7\%$ observados por d'Oliveira et al. (2012) e Andersen et al. (2014), respectivamente, em estudos realizados em áreas de EIR na Amazônia Ocidental.

As clareiras das árvores abatidas representam $48,7\%$ do total de impacto no sub-bosque. Carvalho et al., 2017, em uma pesquisa realizada com LiDAR em área de manejo florestal de EIR na Floresta Estadual do Antimary – Acre, também verificaram que as clareiras das árvores abatidas representam o maior percentual de distúrbios.

Em outros trabalhos realizados em regiões tropicais onde também foram adotadas práticas de exploração de impacto reduzido, como Arevalo et al., 2016; Olander et al., 2005; Pereira et al., 2002, as clareiras das áreas abatidas representam cerca de 50% da área total

afetada. Embora tenham utilizado outras metodologias, tais resultados são estimativas confiáveis e importantes para comparação.

O monitoramento pode se tornar inviável, pois os impactos são perdidos parcialmente ao longo do tempo, já que parte dos impactos ocasionados pela exploração seletiva são recuperados com os anos (PINAGÉ et al., 2019; COSTA et al., 2020).

Esse fato é comprovado quando observa-se a correlação negativa do intervalo de tempo com o impacto total ($p = 0,03$), indicando que quanto mais próximo à data do sobrevoo do período de exploração, maior será o distúrbio detectado pelo LiDAR. Da mesma forma, quanto maior o intervalo de tempo, menor o impacto encontrado e menor a eficiência dessa ferramenta para o monitoramento de danos. Isso explica o valor médio de impactos ser mais elevada ($19,8,7\% \pm 1,8\%$) para as áreas com levantamento até 12 meses após a exploração, em relação aos outros períodos avaliados.

Os resultados obtidos foram similares aos encontrados por Pinagé et al. (2019), que ao realizarem o levantamento de impactos em uma floresta tropical no leste da Amazônia com LiDAR, também verificaram que os distúrbios no sub-bosque foram compensados pela regeneração com o passar dos anos e o sinal de degradação foi muito mais forte nas áreas recentemente exploradas, desaparecendo nas áreas mais antigas, e após seis anos da intervenção verificaram que não houve diferença significativa ($p < 0,01$) entre amostras do sub-bosque de florestais intactas em relação às áreas exploradas.

Estes resultados coincidem também com os estudos de Schulze e Zweede (2006), onde as trilhas de arraste e as clareiras criadas pelas quedas das árvores no sub-bosque tinham uma regeneração densa de 3 a 8 m de altura após 5 anos da exploração.

Observa-se que o crescimento vertical da floresta obscureceu os impactos para Schulze e Zweede (2006), e os limites fixos de altura utilizados neste estudo (1 a 5 metros acima do solo) não serviriam para o monitoramento da exploração. Caso não seja possível identificar os distúrbios com o MDR, após testar as faixas de densidade (0 a 100), pode ser viável ajustar o intervalo de altura do MDR em função do tempo entre a exploração e a coleta LiDAR. Esta alternativa não foi testada neste estudo, mas indicada nos trabalhos desenvolvidos por Ellis et al. (2016) e Pantoja (2017).

O monitoramento em áreas exploradas está relacionado a regeneração da floresta, a qual responde diferentemente para cada categoria de dano (PINAGÉ et al., 2019). Observa-se nesta pesquisa que os impactos causados pelas clareiras e estradas primárias se mantiveram ao longo do período avaliado (Tabela 2.9).

Isso também pode ser observado na correlação com os intervalos de tempo analisados, pois não apresentaram influência significativa na medição dos impactos por clareiras de árvores exploradas ($p = 0,28$) e, com as estradas primárias ($p = 0,79$), ainda podem ser consideradas pelo LiDAR para levantamento de distúrbios no sub-bosque por pelo menos três anos, de acordo com o período de avaliação deste estudo.

Estes resultados podem ser explicados pelo fato que as clareiras demandam de um tempo maior para a regeneração (PINAGÉ et al., 2019) e as estradas primárias, geralmente continuam sendo utilizadas como meio de acesso local, o que inviabiliza a regeneração nessas infraestruturas.

Já em relação às trilhas de arraste, foram regenerando e apresentando um valor médio de impacto decrescente com o passar do tempo ($r = -0,59$, $p = 0,002$), pois as trilhas de arraste são estruturas temporárias (PINAGÉ et al., 2015) e sua identificação com dados de sensores remotos torna-se menos perceptível após dois anos da exploração, mesmo em análises de dados LiDAR (MATRICARDI et al., 2010; ELLIS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017).

Esse padrão também foi observado nos impactos causados pelos pátios ($r = -0,56$, $p = 0,003$) e estradas secundárias ($r = -0,59$, $p = 0,002$), confirmando que os distúrbios no sub-bosque por essas estruturas são abundantes em áreas com extração seletiva recente e desaparecem gradualmente ao longo do tempo (PINAGÉ et al., 2019). Portanto, deve ser considerado que para a mensuração do impacto ao sub-bosque de uma floresta manejada, o ideal é que a coleta LiDAR ocorra até dois anos após o início das atividades de exploração.

A resiliência percebida nas trilhas de arraste demonstra uma alta capacidade de recuperação da floresta perturbada por este tipo de infraestrutura. Esta característica é típica em Florestas Ombrófila Densa com porções de Floresta Ombrófila Aberta, onde a regeneração é particularmente rápida (IBGE, 2012), pois há riqueza de indivíduos arbóreos espaçados, com o sub-bosque cheio de plântulas e árvores jovens de espécies presentes no estrato superior.

Isso vai ao encontro de estudos anteriores em florestas naturais que destacaram a relevância do aumento da disponibilidade luz em clareiras na floresta, favorecendo espécies de rápido crescimento (MILLER et al., 2011; CARVALHO et al., 2017).

Ao analisar o impacto por áreas de concessão (Tabela 2.9), observou-se que a UMF I apresentou o maior percentual ($21,3\% \pm 2,16\%$), seguida da UMF III ($14,6\% \pm 1,48\%$) a UMF II o menor ($13,9\%$). Esse fato comprova a correlação positiva entre o volume

explorado e o impacto total no sub-bosque ($r = 0,61$, $p = 0,0001$), que é facilmente explicado pela intensidade de exploração adotada por cada concessionária, pois na UMF I foram $16,04 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ de volume de madeira explorado, enquanto na UMF II foi de $9,88 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ e na UMF III $11,89 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, indicando que quanto mais explorado, maior o distúrbio, mesmo com a aplicação das técnicas de impacto reduzido.

Como gestor das concessões federais, o SFB deverá fiscalizar todos os compromissos assumidos pelos concessionários nos contratos de concessão florestal, dentre estes compromissos destaca-se o limite de impactos a floresta remanescente após evento de exploração (LOCKS e MATRICARDI, 2019).

O SFB estabeleceu em seus editais o valor máximo de 8% para os impactos decorrentes da abertura de infraestruturas e de 10% para os impactos decorrentes da derrubada de árvores para cada UPA (SFB, 2008), somando esses índices tem-se o limite de 18% de impactos, utilizado como parâmetro nesta pesquisa. Apesar do impacto médio encontrado está no limite estabelecido pelo SEB ($17,8 \pm 1,4$), onze das 25 áreas avaliadas apresentaram impacto superior ao definido pelo SFB (Tabela 2.8) (Figura 2.12). Nestas áreas a intensidade média de exploração (volume em $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), foi inferior ao máximo permitido para um ciclo de corte de 30 anos ($25,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$).

Tendo em vista a correlação entre o volume explorado ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) com os impactos, e que a intensidade de exploração nas áreas sob concessão podem ser maiores (até $25,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), deve-se considerar, a fiscalização, revisão e aprimoramento das técnicas de EIR. O uso de modelos geoespaciais de planejamento associados a informações técnicas e métodos computacionais, de acordo com Emmert (2014), podem otimizar a construção da infraestrutura de exploração, reduzindo assim os distúrbios causados no sub-bosque e os custos da produção florestal.

A construção de infraestrutura de dois a três anos antes do início da exploração é um procedimento recomendável nas operações florestais, de modo a garantir a compactação das estradas (PINANGÉ et al., 2015). Os gerentes da concessão geralmente planejam a rede de estradas de transporte previamente e sua principal preocupação é o acesso à madeira, com pouca consideração pelas condições ambientais ou impactos (ELLIS et al., 2016).

No entanto, as oportunidades para reduzir os distúrbios das trilhas de arraste são importantes e merecem atenção, pois altas taxa de impacto nas trilhas, é um indicativo de mau manejo, já que esta variável está ligada diretamente ao planejamento estratégico e a boa execução em campo (KAZAMA et al., 2021).

Grande parte dos impactos nas áreas que ultrapassaram o limite estabelecido pelo SFB,

são atribuídos as trilhas de arraste. Nas áreas 15, 16 e 21, por exemplo, geraram mais distúrbios que as clareiras das árvores exploradas (Tabela 2.8). A falta de otimização na elaboração do plano de manejo pode ter influenciado a densidade das trilhas de arraste e consequentemente os danos nestas áreas, pois com a otimização do caminho percorrido pelo Skidder e os devidos cuidados do operador, os impactos ambientais poderiam ter sido reduzidos. Tal fato pode ser fundamentado em AGUIAR et al., 2020 e SILVA et al., 2020.

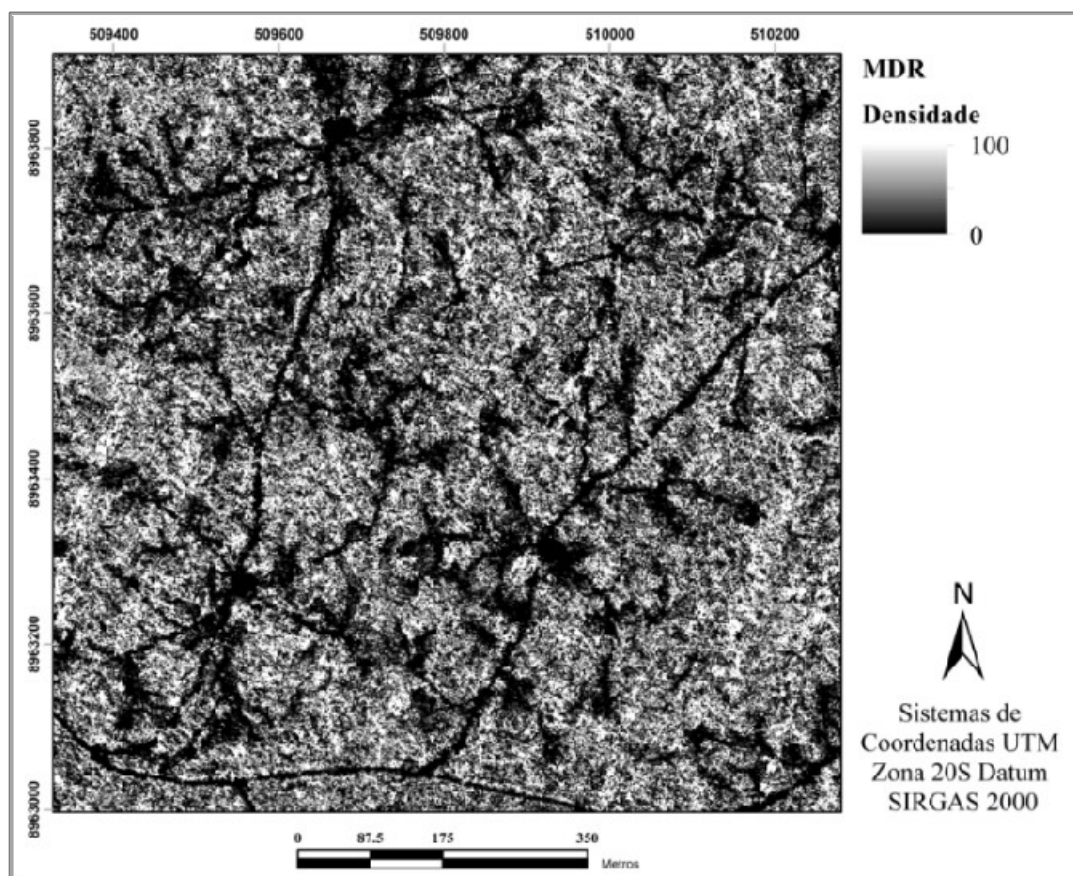


Figura 2.12. Área 10 exemplificando o impacto no sub-bosque (áreas mais escuras). Total impactado: 29,9%, intensidade de exploração de 17,3 m³.ha⁻¹, intervalo médio de tempo entre a exploração e o sobrevoo LiDAR de 13 meses.

Estradas são difíceis de mapear, mesmo com dados de alta resolução, enquanto trilhas de arraste são basicamente indetectáveis com técnicas de sensoriamento remoto passivo (LIMA et al., 2019). Neste sentido, a medição de impacto no sub-bosque requer uma abordagem mais precisa como o uso de LiDAR ou medições de campo, visto que imagens bidimensionais, como as usadas em estudos anteriores (WHITE et al., 2010; AZIZI et al., 2014; PEARSON et al., 2014,), não podem perceber estrutura da vegetação de sub-bosque, subestimando assim os impactos de transporte, porque a vegetação suspensa obscurece o verdadeiro corredor de distúrbios (ELLIS et al., 2016). Por outro lado, as medições de campo requer tempo e recursos (ASNER et al., 2004; LENTINI et al., 2009; ØRKA et al., 2021) e muitas vezes são inviáveis pelas dificuldades de acesso (D'OLIVEIRA et al., 2020).

A utilização de dados LiDAR permitiu uma estimativa confiável para finalidade do presente estudo, visto que tanto as infraestruturas abertas para a extração madeireira quanto as clareiras formadas pelo corte e derrubada das árvores, foram perceptíveis visualmente no MDR, o qual forneceu um método para detectar perturbações detalhadas no sub-bosque (d' OLIVEIRA et al., 2012). E esta abordagem além de classificar com precisão os impactos da EIR, também pode ser utilizada para detectar com facilidade a exploração convencional, tendo em vista que os distúrbios são maiores (PINAGÉ et al., 2019).

2.6. CONCLUSÃO

O LiDAR pode ser utilizado como ferramenta para delinear a infraestrutura de exploração madeireira e monitorar os impactos no sub-bosque, e desta forma, auxiliar as avaliações de conformidade com os planos de manejo florestal de EIR em reduzir as emissões do desmatamento tropical e degradação florestal (REDD).

A correlação negativa entre o impacto do sub-bosque e o intervalo de tempo indica que o crescimento e regeneração da vegetação remanescente pode obscurecer rapidamente os sinais de distúrbio medidos pelo LiDAR e os impactos tornam-se cada vez mais imperceptíveis. Então, para não perder informações, recomenda-se que o monitoramento com LiDAR não ultrapasse 02 (dois) do início da exploração para primeira coleta.

Os impactos causados à floresta e a intensidade de exploração estão diretamente relacionados, indicando que os impactos ao sub-bosque são maiores com intensidade de exploração mais altas. As técnicas de EIR aplicadas nas áreas de concessão devem ser fiscalizadas e aperfeiçoadas pelos concessionários de modo a garantir o cumprimento dos limites estabelecidos pelo SFB, principalmente no caso de uma exploração plena da área (exploração de até $25,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para um ciclo de corte de 30 anos).

Uma vez que os dados GNSS de navegação, usado neste estudo, não apresentam alta precisão geométrica, com erros de 5 a 30 metros, recomenda-se uma abordagem com modelos mais precisos, como GNSS Geodésico, pois é possível efetuar a correção e chegar-se a uma melhor precisão.

As avaliações de conformidade com os contratos de concessão e os planos de manejo florestal podem se beneficiar muito do monitoramento rotineiro de florestas exploradas com LiDAR e das métricas de impacto que foram desenvolvidas neste estudo. Nossos métodos são objetivos, quantificáveis e reprodutíveis, e fornecem meios objetivos para avaliar os distúrbios da extração seletiva de madeira no sub-bosque florestal.

CAPÍTULO 3. ANÁLISE DE IMPACTO NO DOSEL COM LIDAR PARA FINS DE MONITORAMENTO

3.1. RESUMO

O monitoramento de áreas após exploração seletiva de madeira e a mensuração do impacto na floresta remanescente ainda dependem de levantamentos em campo. Neste estudo foi utilizada a tecnologia LiDAR ALS para monitoramento do Plano de Manejo Sustentável da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, onde foram analisados os impactos no dossel da floresta remanescente em 11 áreas exploradas. Avaliou-se a abertura de clareiras, calculadas através do Modelo de Altura de Dossel (MAD), extraída da nuvem de pontos LiDAR. Quantificou-se a área impactada pela exploração florestal, a frequência e distribuição do tamanho das clareiras. Foram comparadas as médias e alterações na altura do dossel florestal através da diferença entre os modelos de altura. Os percentuais de clareiras encontradas nas áreas antes e após a exploração foram de $2,8 \pm 0,26\%$, e $6,7 \pm 0,42\%$, respectivamente, sendo que a abertura de clareiras, decorrentes do manejo florestal, foi de $3,9 \pm 0,4\%$. Foi observado um aumento significativo ($F = 63,5$ e $p < 0,001$) nas clareiras da floresta explorada, indicando que o manejo florestal alterou a estrutura do dossel com a exploração seletiva de impacto reduzido (EIR). A média de área de clareiras por árvore explorada foi de $158,29 \text{ m}^2 \cdot \text{árvore}^{-1}$ ($\pm 35,7$). Foi identificada uma forte correlação positiva ($r = 0,86$, $p = 0,0007$; $R^2 = 0,74$) entre as áreas de clareiras que surgiram após a exploração e a AGB explorada ($18,5 \pm 1,7 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Foram encontradas diferenças significativas entre as médias de altura do dossel ($F = 9,86$ e $p = 0,005$) antes ($26,26 \pm 0,40 \text{ m}$) e após ($24,62 \pm 0,33 \text{ m}$) a exploração. Verificou-se que os impactos na altura média do dossel se correlacionam positivamente com o surgimento de novas clareiras ($r = 0,86$; p-valor: $0,0006$; $R^2 = 0,75$). A média do tamanho das clareiras mudou de $40,68 \pm 2,30 \text{ m}^2$ para $77,07 \pm 2,82 \text{ m}^2$, contudo não ocorreram diferença significativa ($F = 0,02$; $p > 0,05$). Observou-se um aumento de $14,6\%$ na quantidade total de clareiras. A variação do coeficiente de Gini foi de $0,62$ a $0,67$, com média de $0,64 \pm 0,01$, nas áreas pós-exploração. A média de impactos no dossel foi $17,0 \pm 1,4\%$ nas áreas exploradas. Os resultados da detecção dos distúrbios florestais no dossel obtidos com dados do LiDAR são compatíveis com o levantamento realizado em campo. Assumindo um erro posicional de até 5 metros (dados GNSS), mais de $93,8\%$ das árvores abatidas são interceptadas pelo impacto no dossel mapeado com LiDAR e com erro de 10 metros, praticamente todas as árvores foram interceptadas. A tecnologia LiDAR demonstrou ser efetiva para o

monitoramento dos impactos da exploração seletiva de madeiras no Plano de Manejo Florestal Sustentável da Floresta Nacional do Jamari na Amazônia, pois permitiu quantificar, de maneira objetiva, as alterações e impactos no dossel florestal. Devido às dificuldades associadas ao trabalho de campo em áreas remotas e os altos custos, é admissível que o LiDAR seja inserido como ferramenta de monitoramento de florestas manejadas.

Palavras-chave: Cobertura florestal; Manejo florestal sustentável; Mapeamento de impactos.

3.2. INTRODUÇÃO

A degradação florestal, resultante da exploração madeireira, incêndios e outros eventos antrópicos, é um fenômeno generalizado nas regiões tropicais, gerando impactos significativos no ciclo global do carbono (ALAMGIR, et al., 2016; ERB, et al., 2018). Esses fatores colocam às florestas tropicais no centro das discussões sobre conservação (SLIK et al., 2015). A busca do conhecimento para entender como os ecossistemas florestais respondem às diferentes atividades antrópicas, permite planejar, manejar e monitorar as florestas visando o desenvolvimento sustentável de regiões tropicais, como a Amazônia (COSTA et al., 2015).

O Manejo Florestal Sustentável (MFS) é uma das principais ferramentas para o uso sustentável das florestas, pois visa reduzir o impacto com técnicas apropriadas para garantir o uso responsável dos recursos florestais durante a extração seletiva de árvores comerciais (SILVA, et al., 2020).

Contudo, alguns autores defendem que o MFS seja mais uma das intervenções humanas que causam degradação nos ecossistemas florestais (COCHRANE, 2003; SOUZA, et al., 2021). Por outro lado, muitas são as evidências que a exploração florestal de impacto reduzido (EIR) seja a melhor alternativa para garantir a sustentabilidade e produtividade dessas regiões (PUTZ et al., 2008; BICKNELL et al., 2015; GALANTE et al., 2018; OKUDA, et al., 2019; PINAGÉ, et al., 2019).

Desta forma, a preocupação não é somente reduzir os impactos da exploração florestal, mas também saber se os distúrbios produzidos são suficientes para garantir a sustentabilidade do manejo, incluindo a manutenção da produtividade da floresta e a regeneração de espécies comerciais (PIPONIOT et al., 2019; VIDAL et al., 2020).

Assim, os manejadores precisam conhecer o nível de sustentabilidade das florestas manejadas, propondo medidas adequadas para atender a Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD) (JUCKER et al., 2016), tendo em vista a crescente demanda de madeira tropical e os avanços da exploração na floresta Amazônica, em áreas públicas, sob regime de Manejo Florestal Sustentável (SIST et al., 2021).

A maioria dos estudos realizados em florestas tropicais, com o objetivo de mensurar os distúrbios decorrentes do manejo florestal, se mostraram dependentes de extensos e onerosos trabalhos de campo (ASNER et al., 2004; LENTINI et al., 2009; ØRKA et al., 2021). Uma forma de contornar essa dificuldade, poderia ser o uso de tecnologias de sensoriamento remoto, que possam mensurar os impactos da exploração florestal.

O Sistema LiDAR Aerotransportado (*Airborne LiDAR System* – ALS) é uma tecnologia que proporciona a obtenção de informações de todo o perfil vertical da vegetação (JENSEN, 2009). Vem sendo testada em inúmeras aplicações florestais, tais como: a identificação de impactos, crescimento da vegetação, quantificação de biomassa e dos estoques de carbono (ANDERSEN et al., 2014; ELLIS et al., 2016; GIANNICO et al., 2016; CARVALHO, 2017; REIS, 2018; LOCKS e MATRICARDI, 2019; DALAGNOL, et al., 2019; PINAGÉ, et al., 2019; PAPA, et al., 2020; REX, et al., 2020).

Neste sentido, o presente estudo teve como objetivo utilizar os dados LiDAR ALS multitemporal para identificar e quantificar os distúrbios causados por clareiras e alterações no dossel após evento de exploração florestal de impacto reduzido (EIR) na Floresta Nacional do Jamari, Amazônia, Brasil, visando otimizar os procedimentos de gestão por parte dos órgãos oficiais e contribuir para a conservação da biodiversidade e mitigação das mudanças climáticas.

3.3. MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Floresta Nacional do Jamari (Flona do Jamari), localizada no estado de Rondônia (09° 00' 00"S a 09° 30' 00"S e 62° 44' 05"W a 63° 16' 54"W). Nesta Flona foram obtidas amostragens de dados LiDAR de 11 (onze) áreas exploradas seletivamente (Figura 3.1), em regime de concessão florestal do SFB (Serviço Florestal Brasileiro), com o uso de trator florestal, tratamentos silviculturais e técnicas de EIR (microzoneamento, planejamento da exploração, seleção de espécies e corte direcionado das árvores).

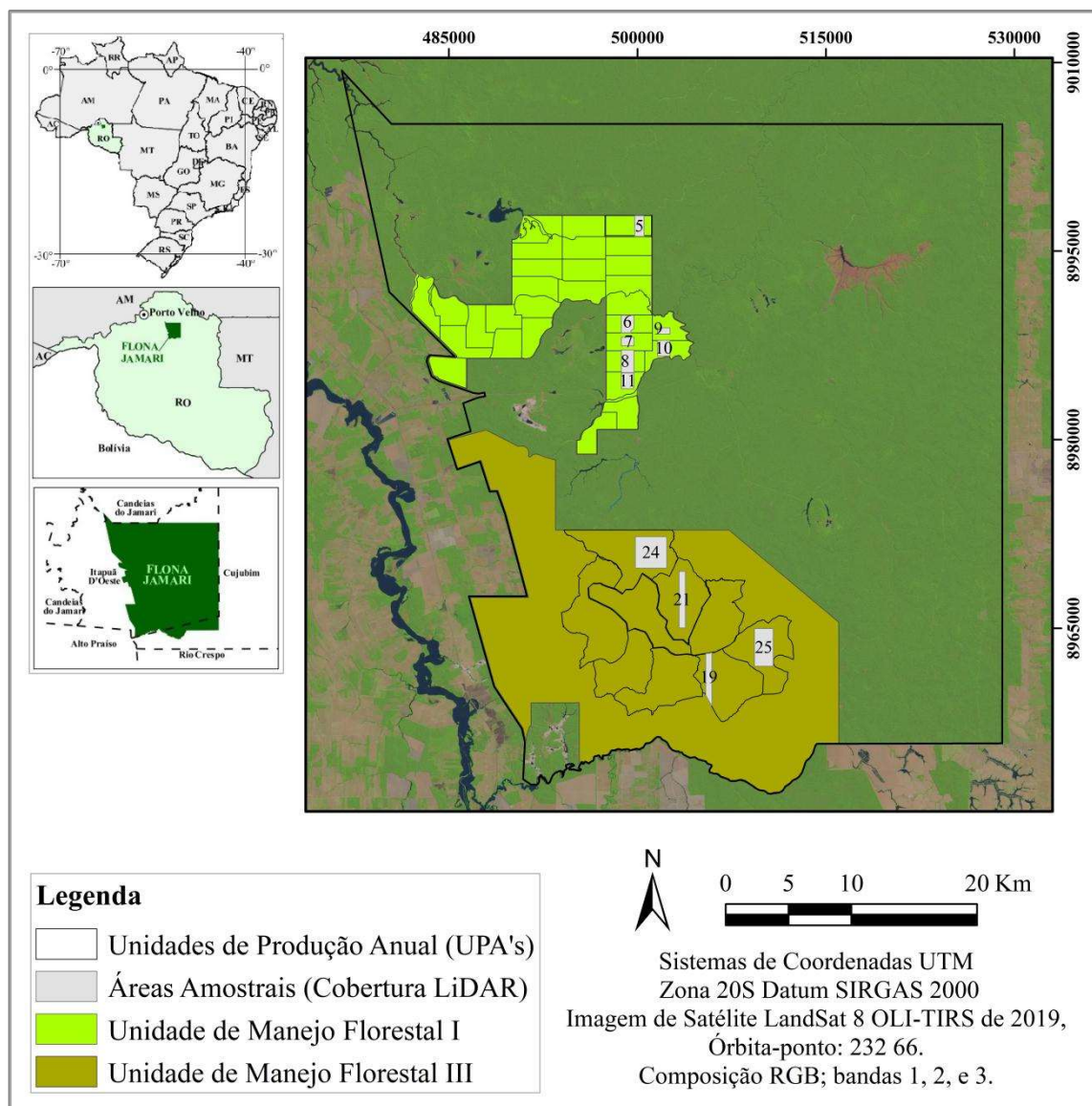


Figura 3.1. Mapa de localização das áreas com cobertura LiDAR multitemporal na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.

3.3.2. DADOS E PRÉ-PROCESSAMENTO

Os dados de campo foram extraídos do Inventário Florestal comercial - IF100%, elaborado pelas empresas concessionárias para compor o Plano de Operação Anual – POA, para cada uma das Unidades de Produção Anual (UPA) exploradas (Tabela 3.1). Foram obedecidas as diretrizes técnicas para apresentação do Plano de Manejo Florestal Sustentável e Plano Operacional Anual, contidas na Norma de Execução N.º 1/2007 do IBAMA (IBAMA, 2007), disponibilizados em formato vetorial e planilha eletrônica.

Tabela 3.1. Características das áreas da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, utilizadas neste estudo (UMF: Unidade de Manejo Florestal; UPA: Unidade de Produção Anual).

Código da área*	UMF	UPA	Cobertura LiDAR (ha)	Data da exploração**	Data das Coletas LiDAR
5	I	5	124,06	Jun./14	Set./13 e Out./14
6	I	6	132,82	Set./16	Set./15 e Abr./17
7	I	7	70,0	Jul./20	Set./15 e Set./20
8	I	8	180,0	Mai./19	Set./15 e Set./20
9	I	9	49,6	Jun./18	Set./15 e Ago./18
10	I	10	124,49	Mai./17	Set./15 e Ago./18
11	I	11	124,56	Mai./15	Out./14 e Set./15
19	III	5	186,99	Jun./15	Out./14 e Set./15
21	III	6	224,4	Jun./16	Set./15 e Abr./17
24	III	12	624,76	Mai./19	Abr./19 e Set./20
25	III	14	448,53	Ago./17	Abr./17e Ago./18
Média			208,2		
± Erro Padrão			52,5		

*Código atribuído conforme a Tabela 2.2 do Capítulo 2.

**Mês intermediário entre início e fim da exploração em cada área, com base nas informações do SFB.

O conjunto de dados LiDAR utilizado neste estudo foi coletado por empresas especializadas e disponibilizados pelo SFB (Tabela 3.2). Os dados foram disponibilizados na forma de nuvem de pontos, com extensão *.las. A projeção e sistema de referência adotados foi UTM, fuso 20 S e Datum SIRGAS 2000.

O processamento das nuvens de pontos foi executado no *software* FUSION Versão 3.6, desenvolvido e mantido pelo Serviço Florestal Americano (MCGAUGHEY, 2018) e os modelos digitais produzidos foram manipulados no programa ArcGIS (ESRI, 2012).

Tabela 3.2. Especificação técnica das coletas de dados LiDAR.

Especificações	Coleta 2013	Coleta 2014	Coleta 2015	Coleta 2017	Coleta 2018	Coleta 2019	Coleta 2020
Sensor de digitalização a laser	Optech, Orion	Trimble, Harrier 68i	LaserScan, Optech 3100	Optech ALTM Gemini	Optech ALTM Gemini	Optech ALTM Gemini	Optech ALTM Gemini
Altitude do voo (m)	853	500	750	700	700	700	700
Frequência de digitalização	67,5 kHz	360 kHz	55 kHz	100 kHz	100 kHz	100 kHz	100 kHz
Ângulo de escaneamento	11,1 °	15 °	15 °	15 °	15 °	15 °	15 °
Sobreposição lateral	65%	65%	70%	65%	70%	70%	70%
Densidade média de retornos por m²	32,9	49,6	59,2	30,72	30,18	28,5	50,0
Custo R\$.ha⁻¹	49,7	42,0	58,0	47,5	20,0	17,5	-

Fonte: SFB (2021).

A nuvem de pontos LiDAR foi processada seguindo duas etapas de pré-processamento:

a) Modelos Digitais do Terreno (MDT)

Utilizando o *software* Fusion versão 3.8 (MCGAUGHEY, 2018), primeiramente realizou-se uma filtragem de retornos espúrios dos dados brutos da nuvem de pontos LiDAR, com retornos com altura que não representam a vegetação (*outliers*), como pássaros e retornos aleatórios que se dão na atmosfera (HAN et al., 2017).

Para a construção dos MDT foram utilizados somente os pontos LiDAR que atingiram a superfície do solo. Esses pontos foram classificados e filtrados, com o algoritmo Mínimos Quadrados Lineares Ponderados (WLS). O algoritmo WLS foi proposto pela primeira vez por Kraus e Pfeifer (1998, 2001) e combina procedimentos de filtragem e interpolação (REX, et al., 2020).

Nesse algoritmo, para cada ponto foi realizado o cálculo do desvio em relação à superfície de referência, por meio da utilização de pesos para cada grau de desvio. Deste modo, retornos em que os desvios (v_i) resultaram maiores que o valor de tolerância ($g + w$) foram excluídos. Os que estiveram entre o limiar (g) e o valor de tolerância ($g + w$) receberam

peso que variaram de 0 a 1, e os que foram apresentados abaixo do valor do limiar (g) receberam peso máximo e foram o suporte da nova superfície de referência (Equação 1). Os componentes da função de ponderação dos pesos foram $g = -2$, $w = 2,5$, $a = 1$ e $b = 4$ (MCGAUGHEY, 2018):

$$p_i = \begin{cases} 1 & v_i \leq g \\ \frac{1}{1+(a*(v_i-g)^b)} & g < v_i \leq g+w \\ 0 & g+w < v_i \end{cases} \quad (1)$$

A partir dos pontos classificados como solo, foi criado um MDT usando o comando *GridSurfaceCreate* do FUSION. Essa ferramenta usa pontos aleatórios para criar uma superfície de grade em que o valor de cada célula é a elevação média de todos os pontos dentro dela (MCGAUGHEY, 2018). Se não houver pontos dentro da célula de saída, ela é preenchida usando as alturas das células vizinhas (MONTEALEGRE et al., 2015; REX, et al., 2020). Os MDT's foram gerados com janela de 8 m e resolução de 1 m, compatível com a densidade de pontos dos dados coletados do LiDAR.

b) Modelo de Altura do Dossel (MAD)

O Modelo Digital de Altura do Dossel (MAD) representa os valores em coordenada Z para a altura dos objetos presentes em uma nuvem de pontos LiDAR. Esse modelo é conhecido também por modelos digitais de superfície normalizados (normalized Digital Surface Models – nDSM) (SILVA, 2013).

O modelo de altura do dossel (MAD) foi criado usando o comando *CanopyModel* do FUSION/LDV, adicionado do parâmetro *ground*. Este modelo foi utilizado em análises similares por Locks e Matricardi (2019); Dalagnol, et al. (2019); Pinagé, et al. (2019); Papa, et al. (2020); Rex, et al. (2020). Com esse procedimento é possível estratificar a floresta em diferentes alturas e fazer comparações multitemporais da cobertura vegetal das áreas amostradas (antes e após a exploração) (D'OLIVEIRA, et al., 2014).

O *CanopyModel* usa o retorno com a maior elevação dentro de cada célula da grade para calcular o modelo de superfície do dossel (MSD). Quando usado com um MDT, subtrai as alturas do terreno para produzir um modelo de altura de dossel (MAD). Neste trabalho adotou-se janela de 8 m e resolução espacial de 1 metro para cada célula (Figura 3.2).

Quando o parâmetro *ground* é usado para produzir um MAD, ele faz a normalização das elevações da superfície removendo as variações topográficas, tornando o terreno plano, a

partir do MDT, pois as elevações do solo interpoladas no MDT são subtraídas das elevações dos retornos, antes de determinar o valor do retorno mais alto para cada célula (MACGRAUGHEY, 2018). Esse recurso é especialmente útil ao analisar dados que representam regiões florestais em terrenos íngremes, pois é muito mais fácil examinar os retornos da vegetação e comparar árvores depois de subtrair a elevação do solo (MACGAUGHEY, 2018).

Por padrão, o *CanopyModel* preenche “buracos” na superfície onde não havia pontos. Para o preenchimento é efetuada uma análise em oito direções para encontrar valores válidos na superfície e, em seguida, é aplicada uma média ponderada da distância para calcular valores para preenchimento dos "buracos" (MACGRAUGHEY, 2018).

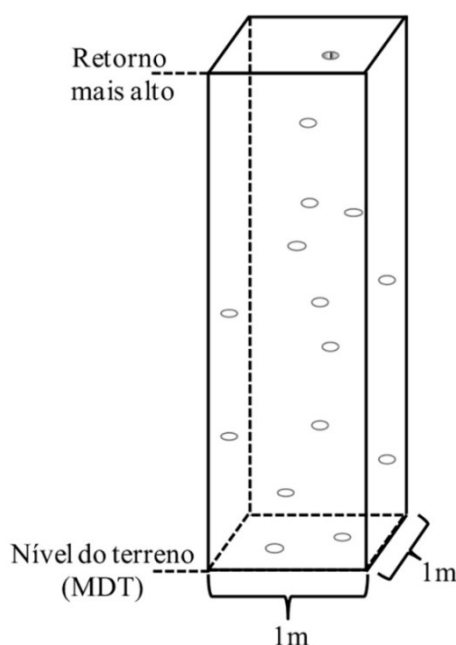


Figura 3.2. Representação gráfica da geração do Modelo de Altura do Dossel.
Fonte: (D’OLIVEIRA et al., 2014).

3.3.3. ANÁLISE DE CLAREIRAS

Com base no Modelo de Altura do Dossel (MAD), foi possível identificar e quantificar as áreas de clareiras, definidas como qualquer parte contígua do dossel com altura inferior a 10 metros e área superior a 10 m², de acordo com Hunter et al. (2015).

Para atender aos dois critérios da definição de clareiras foram identificadas e isoladas as áreas com vegetação de altura inferior a 10 metros realizando uma álgebra de mapas, gerando um produto raster, que, posteriormente, foi convertido para o formato vetorial, visando calcular as áreas das clareiras (m²).

Para eliminar os ruídos presentes nas imagens classificadas e atender o conceito de clareiras, foram eliminadas às áreas menores que 10 m², que não representaram impactos significativos e que provavelmente foram causadas por fatores naturais, como quebra de galhos devido à ação dos ventos, por exemplo (HUNTER et al., 2015).

Todas as áreas avaliadas neste capítulo possuíam cobertura LiDAR multitemporal, antes e após a exploração, o que permitiu identificar e comparar a quantidade de clareiras pré-existentes no dossel e as clareiras após a exploração florestal.

Efetuada a subtração das clareiras naturais da quantidade de clareiras identificadas após a exploração, quantificaram-se as clareiras decorrentes da exploração florestal. O resultado representa as áreas das copas de árvores da primeira medição que foram cortadas ou danificadas pelas operações florestais, ou por fatores naturais entre os sobrevoos.

Para validar o mapeamento das clareiras no dossel florestal, as áreas das clareiras foram comparadas com os dados do Inventário Florestal comercial - IF100% (DAP > 50,0 cm) realizado em campo, nas UPAs, antes da exploração. Foram analisados os impactos na densidade de indivíduos (*ár.v.ha⁻¹*), área basal (AS) (*m².ha⁻¹*), volume (*m³.ha⁻¹*) e biomassa (AGB) (*Mg.ha⁻¹*) nas áreas estudadas e comparados com as clareiras no dossel, identificadas com dados LiDAR.

As densidades foram calculadas a partir das medidas de diâmetro dos indivíduos, conforme apresentado pela Equação 2.

$$D = \frac{\sum N}{A} \quad (2)$$

Em que: D = densidade de indivíduos; N = número de indivíduos; A = área em hectare.

As áreas basais foram calculadas a partir das medidas de diâmetro dos indivíduos, conforme apresentado pela Equação 3.

$$\sum AS = \frac{\pi}{4} DAP_i^2 \quad (3)$$

Em que: AS = área basal, em m²; DAP = diâmetro a 1,30 cm acima do solo (m); π = constante de Arquimedes.

A biomassa acima do solo AGB (Mg) foi estimada para cada parcela usando uma equação alométrica desenvolvida para uma floresta semelhante no sul da Amazônia (Nogueira, et al., 2008) (Equação 4).

$$AGB = \exp(-1,716 + 2,413 \cdot \ln(DAP)) / 1000 \quad (4)$$

Em que: AGB é a biomassa fresca acima do solo (inclui casca, tronco, ramos, folhagens e matéria orgânica); DAP = diâmetro a 1,30 cm acima do solo (cm).

Para o volume médio das áreas foi considerado o volume explorado obtido nas planilhas de romaneio do POA (Plano Operacional Anual).

A altura média do dossel (Hmd) foi obtida para cada área pelas estatísticas de classificação do MAD com o comando Cloudmetrics do FUSION 3.7, a partir das nuvens de pontos LiDAR. Uma altura mínima de 1 m acima do solo foi usada para excluir retornos da vegetação da superfície do solo (ANDERSEN et al., 2014). A mudança na altura média do dossel (DHmd) foi mapeada pela subtração da área amostrada antes e após a exploração.

Para quantificar a distribuição e frequência de tamanho de clareiras também utilizou-se a metodologia sugerida por Hanter, (2015). No *software* RStudio os dados das clareiras de cada ano foram transformados de número decimais para inteiros. Desta forma, foram extraídas as contagens de observações dentro de cada classe de tamanho (CARVALHO et al., 2017) e, em seguida, foram plotados em uma escala logarítmica com base no número de vezes que clareiras de determinado tamanho ocorreram em cada classe (SILVA et al., 2019).

Para avaliar o grau de intensidade dos distúrbios no ambiente nas UPAs estudadas, foi utilizado o Coeficiente de Gini (G) (GINI, 1921), derivado da curva de Lorenz (VALBUENA et al., 2017) (Equação 5). A interpretação deste coeficiente está detalhada na Tabela 3.3.

$$G = 1 - 2 \int_0^1 L(X) dX \quad (5)$$

Em que: L (X) = curva de Lorenz.

Tabela 3.3. Detalhamento da interpretação do Coeficiente de Gini (G).

Valor	Interpretação
$G < 0,5$	Baixa ou nenhuma ocorrência de impactos no dossel pela exploração florestal.
$0,5 \leq G < 1$	Estrutura do dossel alterada pela exploração florestal.
$G \geq 1$	Dossel irregular com alto grau de impacto.

Fonte: Adaptado de VALBUENA et al. (2012).

3.3.4. IMPACTO NO DOSSSEL

Com duas amostras de LiDAR obtidas antes e após a exploração, cobrindo as mesmas áreas (dados multitemporais), foi possível comparar a variação na cobertura de vegetação na estrutura do dossel (D'OLIVEIRA et al., 2014). Esse sistema foi usado para

separar as alterações produzidas por causas naturais (ventos, secas, regeneração, etc.), pré-existentes no dossel, das alterações causadas pela exploração florestal.

Para caracterizar as alterações associadas aos impactos da exploração madeireira no dossel, avaliou-se a diferença de altura dos MAD's derivados das nuvens de pontos LiDAR, considerando os dados deste estudo, aplicou-se a Equação (6), também citada por (D'OLIVEIRA et al., 2014; LOCKS e MATRICARDI, 2019; DALAGNOL et al., 2019):

$$\Delta\text{MAD} = \text{MAD}_{t_2} - \text{MAD}_{t_1} \quad (6)$$

Onde, ΔMAD é a diferença em altura entre os Modelos de Altura do Dossel (MAD), que representa as alterações ocorridas entre o sobrevoo LiDAR antes da exploração (t_2) e após a exploração (t_1).

A altura mínima de 01 (um) metro acima do solo foi usada para reduzir o ruído na nuvem de pontos próximos ao solo, causado por baixa vegetação e imperfeições no ponto de filtragem do solo (ANDERSEN et al., 2014).

A rotina de processamento foi executada no *software* ArcGIS 10.1, onde foi possível subtrair os MDA's. Esta subtração deu origem a uma imagem diferença onde primeiramente excluíram-se os valores de alteração positivos, que representam o crescimento da floresta entre os sobrevoos.

Em seguida, com a aplicação de uma álgebra de mapas, as imagens foram classificadas, separando as áreas que sofreram redução $\geq 1\text{m}$ de altura. Optou-se por não trabalhar com intervalos menores que 1m porque, segundo Kent et al., 2015, os pulsos de *laser* são angulados em até 20° do nadir, pelo dispositivo LiDAR, e isso pode resultar em vieses ao detectar pequenos intervalos, além de produzir ruídos irrelevantes à pesquisa.

As imagens geradas foram convertidas para o formato vetorial, e calculadas as áreas, em m^2 , dos impactos na floresta. Para eliminar os ruídos presentes nas imagens classificadas, foram eliminadas às áreas menores que 10 m^2 (o mesmo limite de área usado para a definição de clareiras), pois não representaram danos significativos.

Usando o ΔMAD , foram detectados os Impactos no Dossel (ID) associados à exploração e gerado o mapa de impacto, com base em LiDAR. Para avaliar a distância entre os ID detectados pelo LiDAR e os fatores de impacto (corte e derrubada das árvores, trilhas de arraste, pátios de estocagem, estradas primárias e secundárias), foram criadas zonas de impacto baseadas em d'Oliveira, et al. (2012).

As zonas foram criadas a partir do MDR (Modelo de Densidade Relativa) com limites inferior e superior de altura de 1 a 5 metros, respectivamente, no sub-bosque (D'OLIVEIRA et al., 2012). As manchas contínuas de MDR foram usadas como referências para a

digitalização das infraestruturas da exploração. Foram aplicados Buffers para cada infraestrutura, partindo do eixo central, sendo de 4 metros para trilhas de arraste, 6 metros para estradas secundárias, 10 metros para estradas primárias, e buffers, partindo do ponto central, de 20 metros para pátios de estocagem e 25 metros para clareiras de árvores abatidas (adaptado de D'OLIVEIRA et al., 2012).

Com a união dos buffers foram definidas as zonas de impacto para cada amostra, limitando a área de maior probabilidade da alteração ter sido realmente produzida pelas operações florestais, pois no modelo MAD é possível observar, além das perturbações promovidas pela exploração florestal, a existência de perturbações naturais, como clareiras produzidas pela queda natural de árvores entre os sobrevoos LiDAR.

Para a separação das áreas efetivamente impactadas pela exploração, foi utilizado o processo de álgebra booleana, utilizando as zonas de impacto e as áreas com vegetação reduzida.

O resultado representa as áreas da estrutura vertical da floresta cortadas ou danificadas pelas operações florestais, ou seja, impactos causados pela exploração. As áreas espalhadas com valores negativos, que não foram interceptadas pela zona de impacto, eram, provavelmente, aberturas naturais no meio do dossel (D'OLIVEIRA, et al., 2012).

Para validar o mapeamento dos distúrbios causados na floresta, a partir do LiDAR, foi realizada a comparação com os dados de campo georreferenciados, de todas as árvores abatidas e das infraestruturas nas áreas de interesse, coletados com o equipamento GNSS Garmin 76CSX.

Foram analisadas a quantidade de árvores abatidas e a área total de trilhas, estradas e pátios, interceptados, diretamente pelas áreas do ID e por zonas de projeção horizontal de 5 e 10 m, obtidas a partir destas áreas. Métodos semelhantes de validação foram utilizados por Dalagnol, et al. (2019); Locks e Matricardi (2019); Pinagé, et al. (2019), em análises de impactos com dados LiDAR em florestas exploradas na Amazônia.

Todas as análises estatísticas foram realizadas no pacote estatístico R 4.1.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021). Os dados foram avaliados quanto ao pressuposto de correlação pelo teste de Pearson (MUKAKA, 2012), normalidade pelo teste de Lilliefors (LILLIEFORS, 1967) e homogeneidade de variâncias pelo teste de Bartlett (BARTLETT, 1937). Os resultados foram avaliados pelo desempenho dos parâmetros estatísticos coeficiente de determinação (R^2) e significância, usando o teste F (BOX et al., 2005). Todos os intervalos relatados refletem intervalos de confiança de 95%.

As infraestruturas que já existiam previamente nas áreas foram identificadas por meio

de uma análise visual de MAD e imagens do satélites anteriores aos períodos avaliados, e desconsideradas para não serem confundidas com clareiras ou áreas impactadas pela exploração.

3.4. RESULTADOS

3.4.1. ANÁLISE DE CLAREIRAS

Foi possível conhecer a quantidade de clareiras e altura da cobertura do dossel, através do Modelo de Altura do Dossel (MAD) (Figura 3.3). A métrica do MAD apresentou a altura de cada célula em relação ao terreno, identificando as células com menos de 10 m de altura e com área contígua superior a 10 m², consideradas clareiras, representadas na Figura 3.4.

As áreas apresentaram as médias de 2,8% ($\pm 0,26\%$) e 6,7% ($\pm 0,42\%$) de clareiras antes e após a exploração, respectivamente (Tabela 3.4, Figura 3.5). Considerando-se apenas as clareiras que surgiram no segundo levantamento, a média foi de $3,9 \pm 0,40\%$ no dossel florestal. Todas as áreas tiveram os dados LiDAR coletados até um ano e seis meses após a exploração.

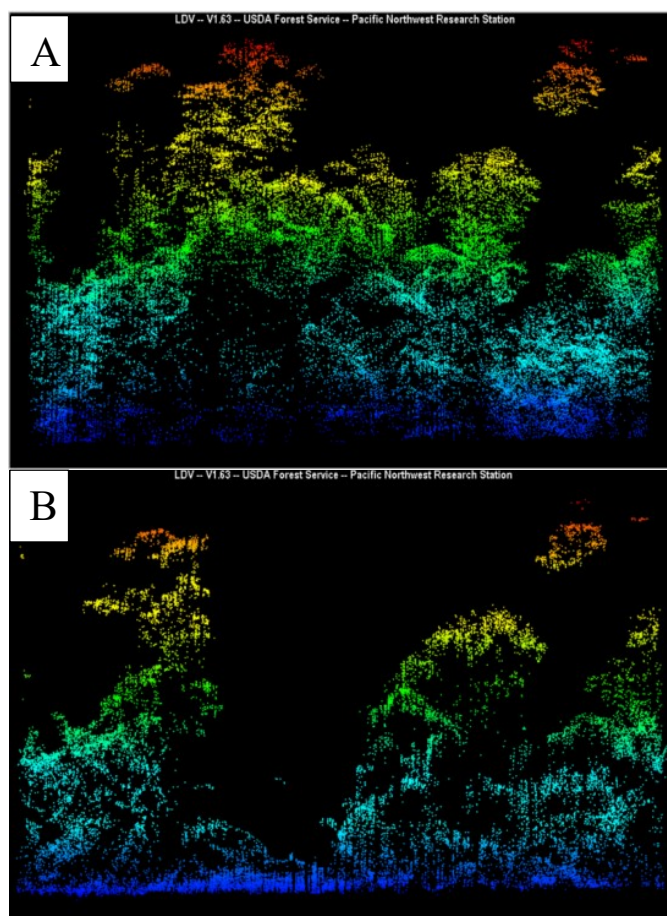


Figura 3.3. Uma amostra de dados LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, RO, no programa PDQ Data Viewer 2.45. Média de 56 pontos.m⁻², sendo: (A) dados coletados antes do manejo, (B) dados coletados após a exploração.

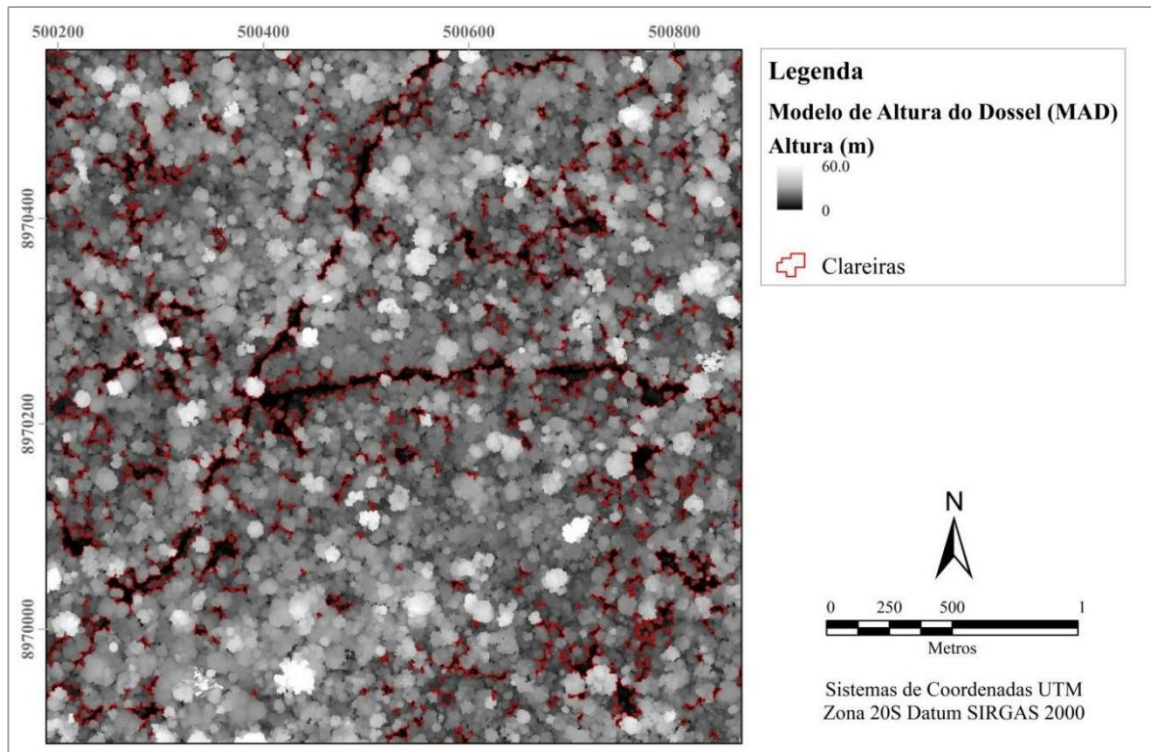


Figura 3.4. Identificação de clareiras em uma área submetida a exploração de madeira por Manejo Florestal Sustentável, através da métrica do Modelo de altura de dossel (MAD), sendo as células de tons mais claros valores de maior altura em relação ao terreno e tons mais escuros, os pontos mais próximos ao terreno. Área 10, Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.

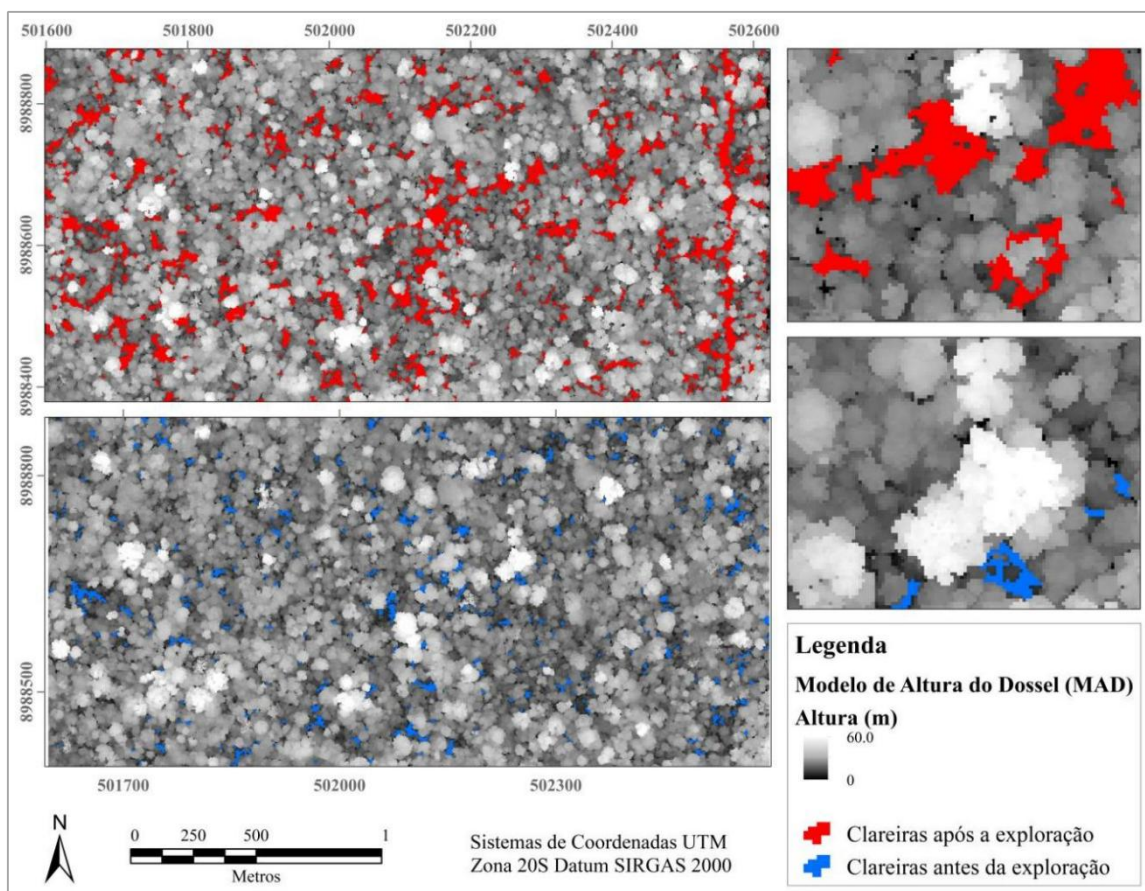


Figura 3.5. Clareiras de antes e após a exploração florestal. Área 09, Floresta Nacional do Jamari, Rondônia. Sobrevoos LiDAR em setembro de 2015 e agosto de 2018, com exploração em junho de 2018.

Tabela 3.4. Parâmetros estruturais e estimativas das áreas de clareiras decorrentes do manejo florestal sustentável, onde: **Inter.** - Intervalo de tempo entre a exploração e o segundo levantamento LiDAR ALS, **D** - Densidade explorada, **V** - Volume explorado, **AB** - Área basal explorada, **ABG** - Biomassa seca acima do solo explorada. **Cl1** - Clareiras antes da exploração, **Cl2** - Clareiras após a exploração, **ClExp** - Clareiras que surgiram após a exploração, **+N°Cl** - aumento no número de clareiras após a exploração, **+Tmed** - aumento no tamanho médio de clareiras após a exploração, **Hmd₁** - altura média do dossel antes da exploração, **Hmd₂** - altura média do dossel após a exploração, **DHmd** - Diferença na altura média do dossel, **ID** - Impactos no dossel.

Código da área	Inter.	D (ár.v.ha⁻¹)	V (m³.ha⁻¹)	AB (m².ha)	ABG (Mg.ha)	Cl₁	Cl₂	ClExp	+N°Cl	+Tmed	Hmd₁ (m)	Hmd₂ (m)	DHmd (m)	Taxa de ocupação da infra.	ID
5	5	2,81	19,40	1,66	24,94	4,2%	8,7%	4,6%	22%	39%	24,86	22,54	-2,32	7,8%	19,2%
6	7	1,31	10,44	0,94	14,59	2,6%	5,8%	3,2%	24%	44%	26,45	25,11	-1,34	6,4%	16,5%
7	3	2,13	19,76	1,33	20,41	2,0%	6,6%	4,6%	18%	63%	27,58	25,27	-2,31	6,0%	19,3%
8	17	2,23	18,05	1,43	21,86	2,9%	6,4%	3,5%	18%	45%	25,51	24,45	-1,06	5,2%	15,5%
9	3	2,94	23,83	1,75	26,27	2,2%	8,4%	6,2%	35%	60%	27,75	24,36	-3,39	9,1%	24,8%
10	15	2,32	17,30	1,49	22,76	3,3%	8,4%	5,1%	28%	46%	26,79	24,11	-2,68	8,9%	21,0%
11	4	2,52	19,20	1,54	23,34	2,6%	7,6%	4,9%	22%	55%	25,84	24,19	-1,65	8,7%	20,4%
19	3	1,86	12,58	0,90	12,89	2,5%	6,1%	3,6%	23%	47%	26,28	25,75	-0,53	6,1%	15,8%
21	10	1,23	10,70	0,76	11,36	2,0%	5,1%	3,1%	32%	43%	27,42	26,13	-1,29	5,6%	14,2%
24	16	1,45	11,06	0,81	12,20	4,6%	6,4%	1,8%	1%	27%	23,32	23,20	-0,12	4,4%	9,4%
25	11	1,50	12,92	0,87	13,06	2,3%	4,6%	2,2%	4%	47%	27,09	25,74	-1,35	6,4%	11,0%
Média		2,03	15,93	1,23	18,52	2,8%	6,7%	3,9%	21%	47%	26,3	24,6	-1,64	6,8%	17,0%
± EP		0,18	1,37	0,11	1,72	0,26%	0,42%	0,40%	0,06%	0,14%	0,4	0,3	0,29	0,5	1,4%

O total de 4.019 árvores foram derrubadas nas áreas onde foram mensuradas as clareiras decorrentes da exploração, sendo quantificada uma média de área de clareira por árvore explorada de $158,29 \text{ m}^2 \cdot \text{árvore}^{-1}$ ($\pm 35,7$).

As áreas 6 e 21 receberam a menor intensidade de exploração ($10,44$ e $10,70 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). E as áreas 24 e 25 foram as que apresentaram as menores quantidades de clareiras após o manejo ($1,8$ e $2,2\%$). A área 9 foi a que apresentou os maiores impactos nas variáveis estruturais ($D = 2,94 \text{ árv} \cdot \text{ha}^{-1}$; Volume = $23,83 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$; AB = $1,75 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$; AGB = $26,27 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) e a maior taxa de ocupação por infraestrutura ($9,1\%$), conseqüentemente foi quem apresentou a maior alteração na cobertura do dossel pelo surgimento de novas clareiras ($6,2\%$).

Contudo, isso não é regra, pois a área 10 ($17,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), por exemplo, obteve impactos maiores ($5,1\%$) que a área 05 ($4,6\%$), mesmo a área 05 sendo mais explorada ($19,4 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). Isso pode ser explicado pelo fato da infraestrutura criada para exploração ser maior na área 10 ($8,9\%$) do que na 05 ($7,8\%$).

Foi identificada uma forte correlação positiva ($r = 0,86$, $p = 0,0007$) entre as áreas de clareiras que surgiram após a exploração e a AGB das árvores exploradas nas áreas de estudo (Figura 3.6). Quando foram sobrepostos as estimativas de clareiras, após a exploração, e os impactos da AGB, devido à exploração de madeira ($\text{DAP} \geq 50 \text{ cm}$), observou-se que as clareiras deixadas pela retirada das árvores explicavam 74% da perda de AGB nas áreas exploradas ($R^2 = 0,74$).

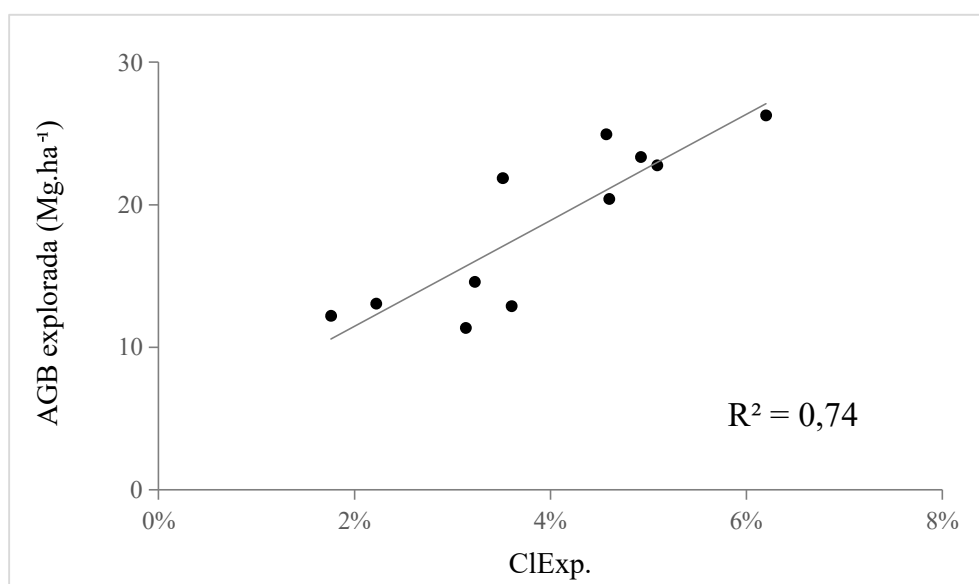


Figura 3.6. Correlação entre as áreas de clareiras que surgiram após a exploração florestal e a perda de AGB ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Os dados apresentaram uma distribuição normal segundo o teste de normalidade de Lilliefors aplicados ao levantamento de clareiras (0,19, $p > 0,01$) e altura média do dossel (0,11, $p > 0,01$) a 1% de probabilidade. Segundo o teste de homogeneidade de variância de Bartlett, os dados de clareiras ($\chi^2 = 2,13$, $p = 0,14$) e altura média do dossel ($\chi^2 = 0,30$, $p = 0,58$) mostraram-se homogêneos.

Por meio do teste de F verificou-se uma diferença significativa entre a floresta antes da exploração e após a exploração quanto a ocorrência de clareiras ($F = 63,5$ e $p < 0,001$). Observa-se que a quantidade de clareiras na floresta explorada, indica que a exploração florestal aumentou significativamente com a exploração seletiva de impacto reduzido.

A precisão das detecções da perda de altura do dossel pelo sistema LiDAR foi sensível à magnitude das mudanças na estrutura vertical do dossel e a altura das árvores ocasionadas pela exploração florestal. A média da altura do dossel era de $26,26 \pm 0,40$ m antes da exploração. Após a exploração essa média reduziu para $24,62 \pm 0,33$ m. Também foram identificadas diferenças significativas entre as médias de altura do dossel ($F = 9,86$ e $p = 0,005$).

As alterações nas alturas médias do dossel apresentaram correlação positiva com o surgimento de novas clareiras ($r = 0,86$; p-valor: 0,0006) e explicam 75% ($R^2 = 0,75$) dos impactos na cobertura do dossel.

As alterações nas alturas médias do dossel também teve correlação positiva com as variáveis estruturais, apresentando uma forte correlação com o volume explorado ($r = 0,79$; p-valor: 0,004), indicando que quanto maior a intensidade de exploração maior a perda em altura, pois a altura média do dossel é 62% determinada pelo volume explorado ($R^2 = 0,62$).

3.4.1.1. Distribuição e frequência de tamanho de clareiras

Antes da intervenção do manejo, a média do tamanho das clareiras encontradas neste estudo foi de $40,68 \pm 2,30$ m², com média de área máxima de $1.284,91 \pm 573,96$ m², nos levantamentos após a exploração a média foi de $77,07 \pm 2,82$ m², com média de área máxima de $2.278,58 \pm 396,21$ m² (Tabela 3.5), onde houve um aumento de 14,6% na quantidade total de clareiras. Os coeficientes de Gini variaram entre 0,62 a 0,67, com média de $0,64 \pm 0,01$, indicando alterações no dossel pela exploração florestal.

Tabela 3.5. Estatísticas descritivas das clareiras nas áreas sobrevoadas pelo LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, antes e após a exploração.

Área	Situação	Nún. Total	Área média ± EP (m ²)	Área máxima (m ²)	Área mínima (m ²)	Área Total (m ²)	Coefficiente de Gini
5	Antes	934	55,36±3,98	2214	10	51.709,00	0,67
	Após	1194	90,79 ±5,73	3265	10	108.401,08	
6	Antes	863	40,11 ±1,96	687	10	34.617,00	0,63
	Após	1140	71,13±3,54	931	10	81.083,00	
7	Antes	425	33,71±1,92	392	10	14.326,04	0,65
	Após	517	90,02±6,84	1481	10	46.540,07	
8	Antes	1316	39,39±1,47	584	10	44.753,00	0,64
	Após	1607	71,62±3,72	2749	10	115.100,54	
9	Antes	303	36,11± 2,49	488	10	10.941,02	0,67
	Após	465	89,68±8,52	2274	10	41.699,67	
10	Antes	928	44,10±2,18	676	10	40.929,29	0,65
	Após	1283	81,30± 4,36	1973	10	104.304,57	
11	Antes	1014	32,49±1,12	323	10	32.947,00	0,67
	Após	1303	72,35±3,57	1320	10	94.272,00	
19	Antes	1199	38,50±1,56	789	10	46.158,17	0,62
	Após	1549	73,32±3,35	2168	10	113.566,00	
21	Antes	1222	36,77±1,33	482	10	44.932,47	0,62
	Após	1797	64,17±2,88	1451	10	115.321,00	
24	Antes	5298	54,12±2,03	6812	10	286.750,53	0,64
	Após	5336	74,36±2,32	5691	10	396.776,00	
25	Antes	2846	36,85±0,94	687	10	104.884,77	0,62
	Após	2962	69,07±2,22	1762	10	204.590,25	
Média ± EP	Antes	1.486,18 ±429,74	40,68±2,30	1.284,91 ±573,96	10,00	64.813,48 ±23.379,90	0,64±0,01
	Após	1.741,18 ±411,88	77,07±2,82	2.278,58 ±396,21	10,00	129.241,29 ±29.694,35	

Ao analisar a frequência e distribuição de clareiras antes e depois da exploração (Tabela 3.6), não foram encontradas diferenças significativas ($F = 0,02$; $p > 0,05$), embora pode-se observar um aumento no número de clareiras geradas a partir da exploração florestal em todas as classes. Antes da exploração as clareiras com até 50 m² representavam 79% e depois da exploração 69% do total de clareiras. Isso deve-se pelo aumento da quantidade de clareiras nas classes superiores de tamanho, principalmente acima de 300 m², onde clareiras > 300 m² representam 2,9% do total nas áreas não exploradas, enquanto nas áreas após colheita representam 8,8%.

Tabela 3.6. Frequência das clareiras nas diferentes classes de tamanho (m²) antes e depois da exploração florestal na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.

	Classes de tamanho clareiras (m ²)												
	10-50	51-100	101-150	151-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700	701-800	801-900	901-1000	> 1000
Antes	12902	2031	639	307	270	81	42	32	16	6	10	3	9
Depois	13206	2583	1052	627	689	413	204	128	83	45	36	22	65

A distribuição de frequência do tamanho das clareiras nas duas situações (antes e após a exploração) apresentaram a mesma tendência (Figura 3.7), onde percebe-se uma maior frequência nas pequenas clareiras, que reduz conforme aumentam o tamanho das classes.

É possível observar que a área 7 e 9, foram as amostras que apresentaram a maior proporção de clareiras nas classes maiores 50 m² após a exploração. Tal fato, resultou no aumento no tamanho médio de clareiras (+Tmed) em 63 e 60% (Tabela 3.4), respectivamente, e estas áreas também apresentaram o menor intervalo de tempo entre a exploração e medição com LiDAR (3 meses) e maior volume explorado (19,76 e 23,8 m².ha⁻¹, respectivamente). A área 9 ainda apresentou o maior aumento no número de clareiras (+N^oCl = 35%) e a maior ocorrência de clareiras após a exploração (ClExp. = 6,2%).

Verifica-se que a área 24 apresentou o menor aumento no tamanho médio de clareiras (+Tmed = 27%), o menor aumento no número de clareiras (+N^oCl = 1%) e menor taxa de novas clareiras (ClExp. = 1,8 %), uma baixa intensidade de exploração (11,06 m².ha⁻¹) e um dos maiores intervalos entre a exploração e o sobrevoo (16 meses).

Já área 8 tem o maior intervalo (17 meses) e um dos maiores volumes explorados (18,05 m².ha⁻¹), mas o aumento no número e no tamanho médio de claras (+N^oCl = 18 e +Tmed = 45%, respectivamente) e a área de clareiras após a exploração (ClExp. = 3,5%) então próximos de suas respectivas médias (Tabela 3.4).

Com base nesses resultados, aplicou-se um teste de Pearson (MUKAKA, 2012), onde foi verificado uma correlação significativa ($r = 0,65$; $p = 0,03$) entre o volume explorado e o aumento do tamanho médio das clareiras após a exploração (+Tmed). Da mesma forma verificou-se uma correlação significativa ($r = - 0,63$; $p = 0,03$) entre o aumento do tamanho médio das clareiras após a exploração (+Tmed) e o intervalo de tempo (período entre a exploração e a coleta LiDAR ALS). O aumento no número de clareiras (+N^oCl) não apresentou correlação significativa com nenhuma das variáveis ($p > 0,05$).

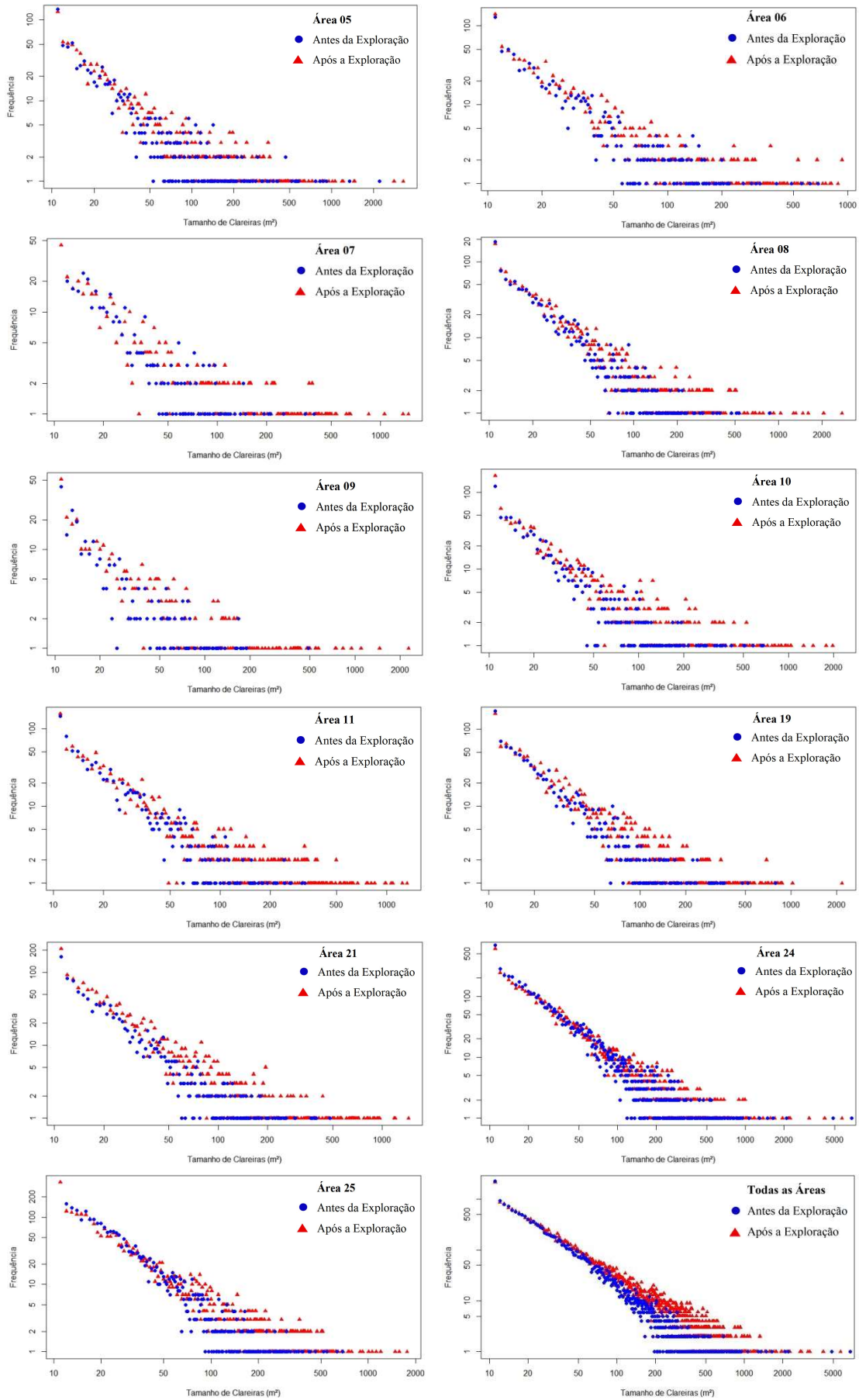


Figura 3.7. Frequência de tamanhos de clareiras na Flona do Jamari.

3.4.2. IMPACTO NO DOSSEL

A abertura de clareiras é considerada um dos parâmetros de impacto à floresta submetida ao manejo florestal madeireiro, porém o corte de uma árvore não gera apenas uma clareira (ESPÍRITO SANTO, et al., 2014). Considerando-se que o extrato vertical de uma floresta nativa é composto de árvores de diferentes tamanhos e alturas, a derrubada de uma árvore, expõe a copa de outras árvores, e a retirada das toras de dentro da floresta interfere na estrutura do sub-bosque e dossel, causando grandes distúrbios.

Nesse sentido, foram utilizados os dados LiDAR multitemporais (antes e após a exploração) para estimar os impactos na estrutura vertical do dossel florestal decorrente do manejo.

Foi possível observar, que além das alterações promovidas pela exploração florestal, há existência de perturbações naturais como clareiras produzidas pela queda de árvores distribuídas por toda a área de estudo. As zonas de impacto, determinadas neste estudo, representam os limites dentro dos quais as alterações produzidas na vegetação são causadas pela exploração florestal.

A quantidade total de impactos no perfil vertical da floresta, definido como a área com redução superior a 01 (um) metro de altura, a partir de 01 (um) metro do nível do solo, após a exploração florestal, é superior à quantidade de clareiras. Na média, $17,0 \pm 1,4\%$ da área explorada apresentam redução no dossel (Tabela 3.4).

Foi observado a existência de correlação entre o impacto no dossel, identificado a partir de dados LiDAR, e as variáveis das árvores obtidas em campo. A área 24 está entre as que apresentam a menor perda de indivíduos ($1,45 \text{ arv.ha}^{-1}$), redução na biomassa ($12,20 \text{ Mg.ha}^{-1}$), volume ($11,06 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$) e área basal ($0,81 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$), menor infraestrutura (4,4%), menor quantidade de clareiras causadas pela exploração (1,76%), menor redução na altura média do dossel (0,12 m) e apresentou menor impacto na altura do dossel após a exploração (9,4%), entre as áreas avaliadas.

A área 9 revelou a maior perda de indivíduos ($2,94 \text{ arv.ha}^{-1}$), o maior volume ($23,83 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$), maior redução na biomassa ($26,3 \text{ Mg.ha}^{-1}$), e área basal ($1,75 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$), a maior infraestrutura (9,1%), a maior área de clareiras causadas pela exploração (6,2%), maior redução na altura média do dossel (3,39 m) e apresentou o maior impacto (24,8%) no dossel após a exploração, entre as áreas avaliadas.

As alterações no dossel estão positivamente correlacionadas as variáveis estruturais, principalmente com a AGB ($r = 0,84$; p-valor: 0,001), indicando que quanto maior a

intensidade de exploração, maiores os impactos na cobertura do dossel, pois a perda na AGB determina 70% dos impactos no dossel florestal ($R^2 = 0,70$) (Figura 3.8).

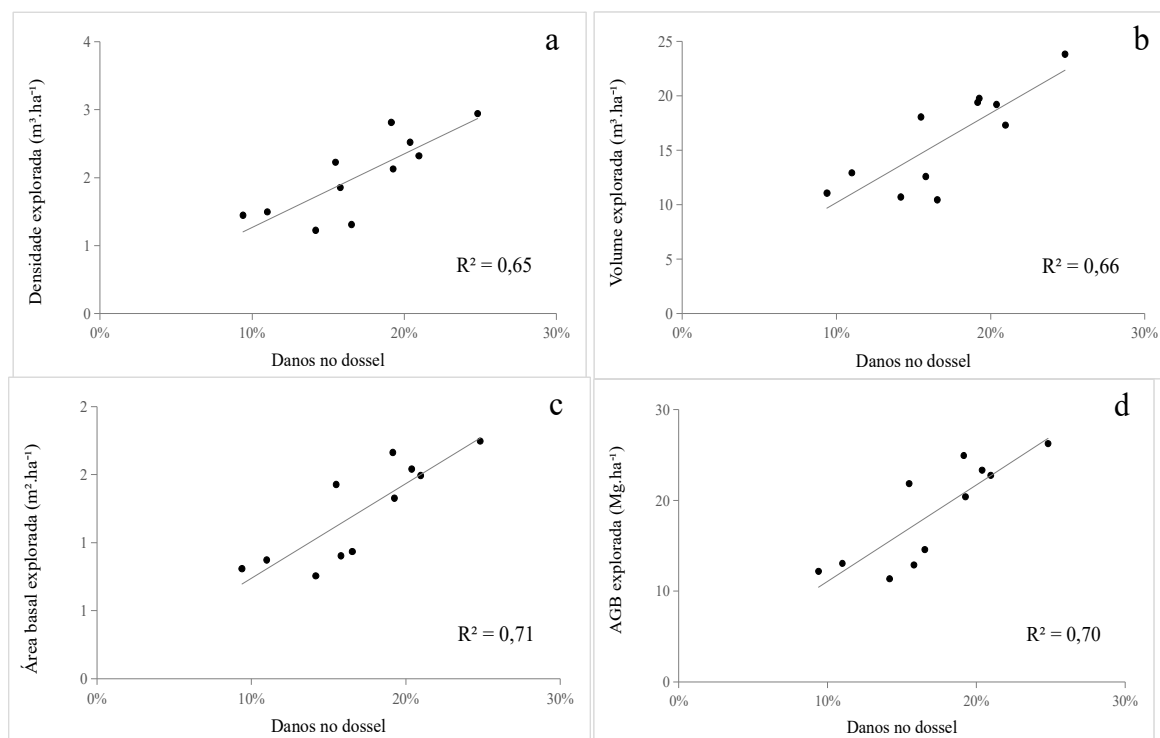


Figura 3.8. Correlação entre os impactos no dossel e as perdas nas variáveis a) Densidade (ár.v.ha-1), b) Volume (m³.ha-1), c) AB (m².ha-1) e d) AGB (Mg.ha-1).

Do total de 4.019 árvores exploradas nas onze áreas avaliadas, 2.465 (61,3%) foram interceptadas diretamente pelos polígonos de impacto no dossel, identificados no mapeamento LiDAR (Tabela 3.7). Considerando-se a margem de erro de 5 metros, 3.768 árvores (93,8%) estão dentro das áreas de distúrbios da exploração.

Praticamente todas elas (99,1%) foram interceptadas pelos polígonos de impacto no dossel, considerado um erro posicional de até 10 metros, característico do equipamento GNSS. Esse resultado indica a existência de relação espacial entre o dano no dossel identificado, a partir de dados LiDAR, e a derrubada de árvores em campo.

A infraestrutura construída na floresta para a retirada das toras também apresentou uma correlação com o impacto na floresta, identificado a partir de dados LiDAR, onde 78,3 ha (48,6%) foram cobertos diretamente pelos distúrbios mapeados pelo LiDAR. Considerando-se um deslocamento de 5 metros, a sobreposição é de 137,09 ha (85%).

Já com um erro posicional de até 10 metros do equipamento GNSS, 155,99 ha (96,7%) foram interceptados pelos polígonos de impacto no dossel. Verifica-se que os impactos no dossel são altamente agrupados em torno das áreas impactadas pela exploração madeireira (árvores abatidas e infraestrutura) (Figuras 3.9 e 3.10).

Tabela 3.7. Validação do mapa de impactos, identificados a partir da diferença entre os Modelos de Altura do Dossel obtidos antes e após a exploração florestal na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.

Código da área	Sobreposição de árvores exploradas				Sobreposição de infraestrutura			
	Total (árvore)	0 m	Buffes de 5 m	Buffes de 10 m	Total (ha)	0 m	Buffes de 5 m	Buffes de 10 m
5	349	239	342	349	9,64	5,65	8,61	9,61
6	174	82	146	170	8,50	4,20	7,15	8,23
7	149	76	128	148	12,58	5,96	8,07	12,19
8	401	247	365	395	12,96	5,32	10,09	12,59
9	146	79	123	145	15,64	7,93	13,24	14,26
10	289	181	267	284	11,04	5,74	9,32	10,37
11	314	173	289	312	10,90	4,61	9,18	10,12
19	347	188	325	344	11,37	4,22	9,69	10,87
21	275	212	265	273	12,50	5,86	11,10	12,09
24	904	591	879	901	27,34	12,90	24,63	26,93
25	671	397	639	663	28,80	15,92	26,01	28,73
Total	4019	2465	3768	3984	161,27	78,31	137,09	155,99
%	100%	61,3%	93,8%	99,1%	100%	48,6%	85,0%	96,7%

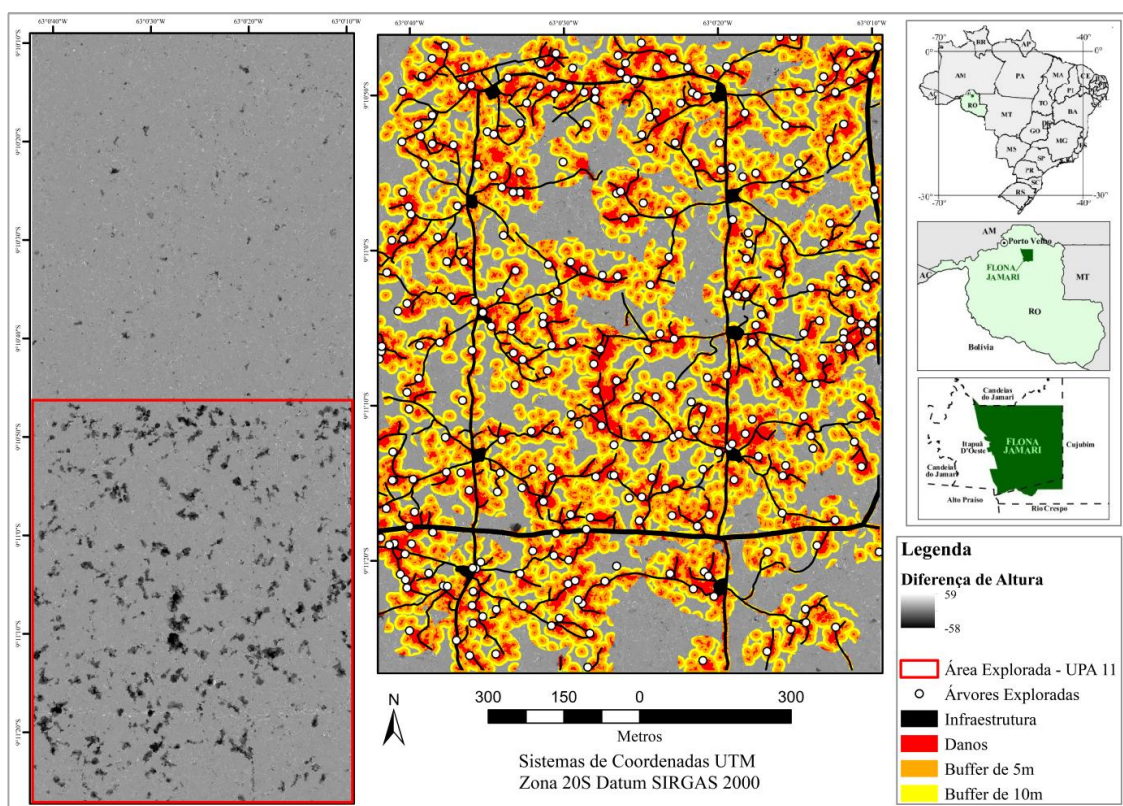


Figura 3.9. Mapa de impactos no dossel da Área 11, Flona do Jamari/RO. À esquerda, o resultado da classificação da diferença de altura destacando a área explorada, representada pelo polígono vermelho. No centro, o impacto no dossel, validado com as árvores exploradas e infraestrutura mapeadas em campo com GNSS.

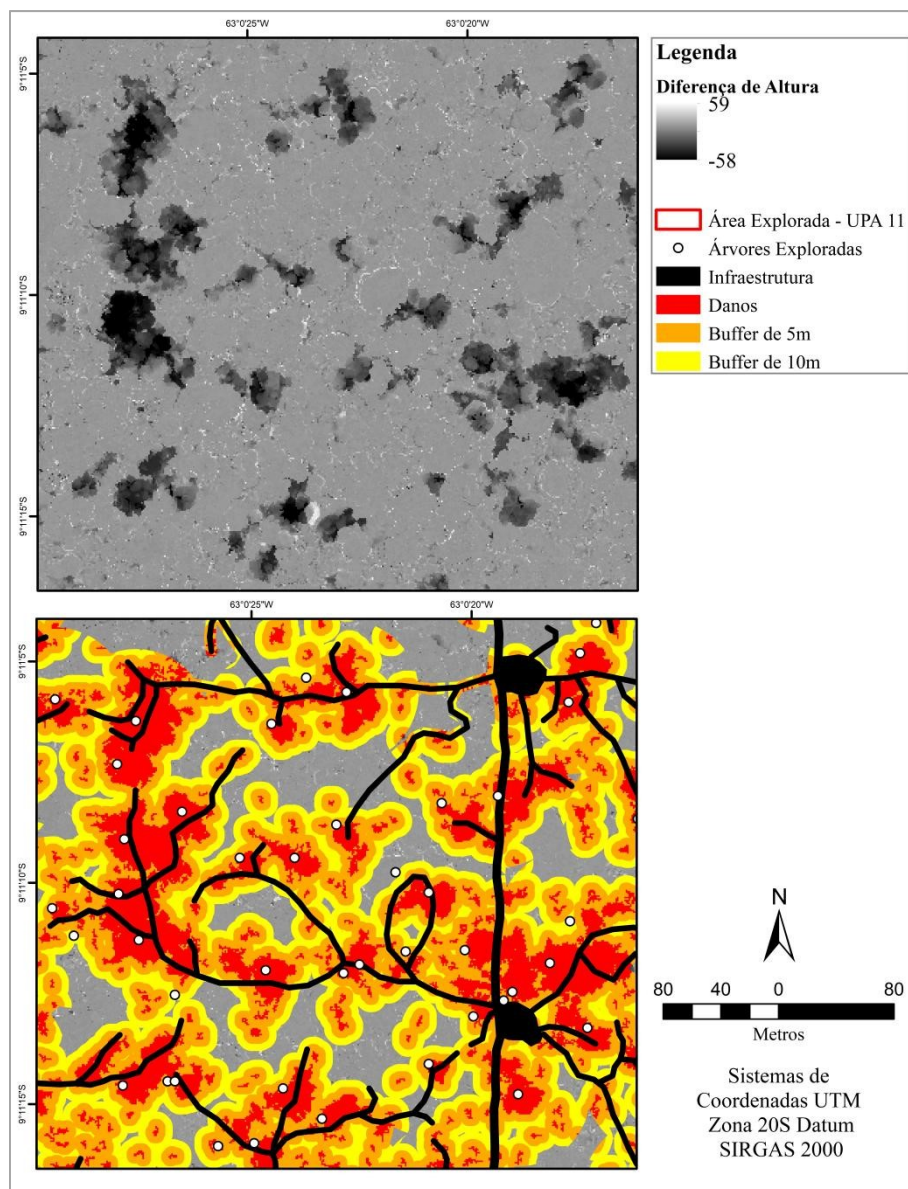


Figura 3.10. Recorte do mapa de impactos no dossel da Área 11, Flona do Jamari/RO.

3.5. DISCUSSÃO

3.5.1. ANÁLISE DE CLAREIRAS

Neste estudo foram identificadas as clareiras das áreas exploradas antes e após a intervenção, para a obtenção do valor aproximado do impacto na cobertura do dossel. As áreas apresentaram a média de $2,8 \pm 0,26\%$ de clareiras antes da exploração. A presença de clareiras em áreas onde não havia ocorrido a exploração madeireira está de acordo com estudos anteriores que comprovaram que boa parte das clareiras, em áreas exploradas, ocorrem naturalmente (HUNTER et al., 2015; LOCKS e MATRICARDI, 2019; REIS, 2018).

Tal fato foi observado por Hunter et al. (2015), ao avaliarem as clareiras naturais

presentes em área de floresta primária na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, e na Reserva Ducke no Amazonas, utilizando a mesma metodologia deste estudo, encontraram valores de 4,8% e 2%, respectivamente, como percentual médio das áreas ocupadas por clareiras naturais. Em outro estudo anterior na fazenda Cauaxi, município de Paragominas, Estado do Pará, Reis (2018), encontrou uma menor porcentagem de clareiras naturais (1,74%), também com dados LiDAR.

As clareiras naturais, observadas neste estudo, detectadas no dossel da floresta antes da exploração madeireira, vem ao encontro do mencionado por Hunter et al. (2015), onde afirmam que as clareiras naturais são uma característica proeminente e a chave para a dinâmica e distribuição de espécies na paisagem das florestas tropicais.

A dinâmica das clareiras mantém ambientes de alta luminosidade dentro dos dosséis florestais fechados e promove a regeneração natural e a rotatividade (BORMANN e LIKENS, 1979; OLIVER e LARSON, 1996). O surgimento de novas clareiras em áreas intactas se dá pela morte ou quebra de árvores do dossel, por fatores naturais (ventos, raios ou podridão) (ESPÍRITO SANTO et al., 2014).

Foi observado neste estudo a presença de $6,7 \pm 0,42\%$ de clareiras no dossel florestal no segundo levantamento LiDAR, onde $3,9 \pm 0,40\%$ foram clareiras que surgiram após a atividade exploratória. Esses resultados vão ao encontro a estudos anteriores com a tecnologia LiDAR em diferentes regiões da Amazônia (CARVALHO et al., 2017; REIS, 2018; PINAGÉ et al., 2019).

Pinagé, et al. (2019), por exemplo, encontraram 3,3% ($328 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) a mais de clareiras em áreas exploradas em comparação as áreas naturais ao estudar a dinâmica da floresta com corte seletivo realizado no município de Paragominas, Pará, Amazônia Oriental Brasileira. E Carvalho, et al. (2017), encontrou 3,7; 3,5 e 3,0% de clareiras, após 1, 4 e 8 anos da exploração, respectivamente, em área de manejo florestal na Floresta Estadual do Antimary - Acre.

Alguns fatores podem contribuir para a maior ou menor ocorrência de clareiras em determinados locais, como intervalo de tempo entre a exploração e a cobertura LiDAR (ELLIS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; PINAGÉ et al., 2019), a intensidade de exploração (CARVALHO et al., 2017; LOCKS; MATRICARDI, 2019; SILVA et al., 2019a) e a intensidade de amostragem utilizada (ELLIS et al., 2016).

Tais fatos foram observados neste estudo, onde, por exemplo, a área 24 obteve um dos maiores intervalos de tempo entre a exploração seletiva e o sobrevoo (16 meses), maior área amostral (624,76 ha) e foi a área que apresentou a menor quantidade de clareiras após

o manejo (1,8%). Já a área 9 foi quem apresentou a maior intensidade de exploração (23,83 m³.ha⁻¹), a maior taxa de ocupação por infraestrutura (9,1%), menor intervalo de tempo entre a exploração e o LiDAR (03 meses) e foi a que apresentou a maior alteração na cobertura do dossel pelo surgimento de novas clareiras (6,2%).

Utilizando a mesma técnica deste estudo, Locks e Matricardi (2019), encontraram uma média de área de clareiras por árvore explorada de 186,6 m².árvore⁻¹ (± 33,5), bem próximo ao encontrado nesta pesquisa. Asner, et al. (2004), usando analisadores ópticos de dossel (LAI-2000, Licor Inc., Lincoln, NE, EUA) a 1,5 m acima da superfície do solo, mensurou em campo a abertura de clareiras em quatro áreas objeto de EIR encontraram o valor de 175 (± 42) m².árvore⁻¹. Explorações de madeira que não utilizaram técnicas de impacto reduzido, também avaliadas por Asner, et al. (2004), apresentaram abertura de clareiras muito superior, da ordem de 328 (± 143) m².árvore⁻¹.

Este trabalho comprovou que a análise multitemporal de clareiras são indicadores sensíveis de degradação imediatamente após a exploração, pois foi verificada alterações no dossel entre os levantamentos, uma vez que compara o dossel florestal degradado com seu estado antes da intervenção.

Tal fato foi observado nos modelos de altura, que apresentaram alturas médias do dossel de 26,3 e 24,6 metros, valores padrões de distribuição de altura semelhantes para florestas não exploradas e exploradas, respectivamente, na Amazônia (SILVA, et al., 2019). No entanto, a mudança para alturas mais baixas do dossel após a exploração, foi significativa, indicando que o manejo alterou esta variável da estrutura do dossel.

O atributo de altura do dossel, extraído do MAD, é a melhor característica para a classificação de clareiras na floresta e pode efetivamente distinguir entre as clareiras da floresta e copas das árvores (MAO e HOU, 2018).

A correlação entre as alterações nas médias de altura do dossel e as clareiras pode ser explicada pela sensibilidade do LiDAR em captar as diferentes alturas das árvores no dossel e suas variações. Comprovando a importância do LiDAR como variável para modelagem e sensibilidade das detecções à mudança vertical da estrutura e altura do dossel (DALAGNOL et al., 2019).

3.5.1.1. Distribuição e frequência de tamanho de clareiras

A análise quanto ao tamanho, ao número e ao arranjo espacial das clareiras do dossel em áreas de manejo são importantes, pois podem estar ligadas as taxas de regeneração da floresta após a exploração (PINARD et al., 2000). Como descrito na metodologia, o tamanho mínimo de uma clareira foi definido como maior ou igual a 10 m² (HUNTER et al., 2015).

Contudo existe uma variabilidade muito grande do tamanho das clareiras. A média encontrada neste estudo foi de $77,07 \pm 2,82 \text{ m}^2$, com variação média de 10 a 6.812 m^2 , após a exploração.

Este resultado difere das observações feitas por d'Oliveira et al. (2012) e Andersen et al. (2014), que afirmam que as clareiras pela derrubada de árvores em áreas de manejo florestal apresentam uma abertura típica de dossel de 25 m^2 . d'Oliveira e Ribas (2011), estudando clareiras, encontraram resultados que demonstram que o tamanho ideal para estimativa de clareiras seria a partir de 800 m^2 até 1200 m^2 . Outros estudos relatam valores de 90 m^2 em Belize (AREVALO et al., 2016), $300 - 500 \text{ m}^2$ na Amazônia Brasileira (D'OLIVEIRA, 2000) e $591-1022 \text{ m}^2$ na Bolívia (JACKSON et al., 2002).

Observa-se que não há um consenso quanto ao tamanho de clareiras. Essas variações podem ser explicadas pelo sistema de manejo, as técnicas de exploração adotadas e as especificidades das áreas manejadas. O tamanho das clareiras também varia conforme a espécie e tamanho das árvores abatidas (CARVALHO et al., 2017).

Outra causa de variação é a intensidade exploratória. Foi verificado nesse estudo, a influência da intensidade da exploração no tamanho das clareiras ($r = 0,65$; $p = 0,03$), pois quanto mais explorada, maior foi o tamanho médio das clareiras nas amostras, já que as clareiras maiores são mais frequentes. Nas áreas estudadas a intensidade de exploração variou de $10,44$ a $23,83 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$.

Brokaw (1985) classifica clareiras grandes como aquelas que possuem dimensões maiores que 150 m^2 . Nesta pesquisa, antes da exploração $4,75\%$ das clareiras apresentaram áreas maiores que 150 m^2 . Quando analisados os resultados após a exploração, foi constatado que esse percentual foi para $12,07\%$. Estes resultados concordam com Carvalho et al. (2017), onde verificou um aumento similar no tamanho das clareiras após a exploração de EIR na Amazônia sul-ocidental com dados LiDAR.

Os gráficos de frequência de distribuição de tamanho de clareiras (Figura 3.6) indicam uma floresta dominada por pequenas clareiras (FISHER et al., 2008), com maiores quantidades nas classes menores ($< 150 \text{ m}^2$) (BROKAW, 1985). A distribuição de frequência do tamanho das clareiras seguiu uma distribuição padrão para áreas de manejo de EIR na Amazônia (CARVALHO et al., 2017; SILVA et al., 2019b), nas duas situações (antes e após a exploração). A ocorrência de clareiras foi maior nas classes inferiores, tanto após como antes da exploração. Todavia, observa-se que o número total de clareiras é maior após a exploração em todas as áreas avaliadas.

Esta similaridade na forma das distribuições de frequência de tamanho de clareiras indicam respostas estruturais convergentes aos impactos naturais no dossel, que foram

independentes da variação da intensidade de exploração e abertura de clareiras após a intervenção. Os padrões consistentes de frequência de tamanho de clareiras sugerem que as pesquisas baseadas em LiDAR podem fornecer informações sobre a ocorrência e fechamento de clareiras.

Neste estudo, mais de 90% das clareiras são menores que 300 m² e 70% menores que 50 m². Estes resultados estão coerentes com os observados em pesquisas nas florestas de ecossistemas tropicais e subúmidos, onde há alta frequência de clareiras de menores dimensões (LAWTON; PUTZ, 1988; JANS et al., 1993; YAVITT et al., 1995; FISHER et al., 2008; KELLNER; ASNER, 2009; ASNER et al., 2013).

Darrigo et al. (2016), também encontrou maior frequência de clareiras de menores dimensões na Amazônia central e seus resultados ainda indicaram um retorno a valores similares ao anterior à exploração florestal, depois de cinco anos. Isso deve-se ao fato que as clareiras menores têm maiores chances de se recompor mais rapidamente (CARVALHO et al., 2017).

A pesar dos levantamentos LiDAR deste estudo serem próximos ao período de exploração (entre 3 e 17 meses), os resultados mostram o fechamento de clareiras nas áreas com a exploração mais antiga, refletindo a influência do intervalo entre a coleta LiDAR e a exploração ($r = -0,63$; $p = 0,03$), pois quanto mais próximo à exploração do sobrevoo, mais alta a frequência de clareiras maiores, já que a regeneração fecha as clareiras com o passar do tempo.

Alguns estudos apontam para a necessidade de investigações com períodos maiores e diferentes intensidades de exploração, para determinar a persistência dos impactos da exploração e a regeneração do dossel. A pesquisa de Shenkin et al. (2015), atesta que as taxas de mortalidade de árvores danificadas pelo EIR na Amazônia Boliviana atingiram o pico no primeiro ano após a exploração madeireira e, depois, gradualmente declinaram para uma taxa menor em 8 anos. No estudo de Kent et al. (2015), foram encontrados efeitos de longo prazo no dossel, causados pelo corte seletivo após 23 anos, em florestas tropicais africanas.

Carvalho et al. (2017), embora tenham encontrado resultados promissores no uso da tecnologia LiDAR para avaliar impactos estruturais da exploração madeireira, verificaram que, no tempo decorrido entre a exploração madeireira e a aquisição dos dados LiDAR, o crescimento da vegetação minimizou os sinais de distúrbio no ambiente, com a presença de clareiras. Essa observação também foi verificada por Pinagé et al. (2019) na Amazônia

Oriental, onde as alterações no dossel eram bem mais perceptíveis nas áreas com menor intervalo de tempo entre com exploração e o levantamento LiDAR.

Tal fato vai ao encontro com outros estudos realizados na Amazônia, onde verificaram que em um período de três a cinco anos após a realização da exploração madeireira, começa a ser observado o fechamento das clareiras no dossel da floresta (SILVA et al., 1995; SOUZA et al., 2015; VATRAZ et al., 2016; DIONISIO et al., 2018). Esta pesquisa considerou apenas dois levantamentos, antes e após a exploração. Tal fato é o que limita nossos resultados quanto a dinâmica de clareiras e regeneração do dossel a longo prazo.

O coeficiente de Gini demonstrou ser uma métrica de fácil aplicação que pode ser usada para monitoramento extensivo e sistemático de propriedades estruturais e integridade do dossel florestal a partir de dados LiDAR (MALTAMO et al., 1997, ZELLWEGER et al., 2013).

Os valores do coeficiente de Gini obtidos (coeficiente de Gini varia de 0 a 1; Tabela 3.3) é uma indicação adicional de que as atividades madeireiras alteraram a estrutura do dossel florestal (VALBUENA et al., 2016; VALBUENA et al., 2017; SILVA et al., 2019), tendo em vista que todos os valores estão entre os limites que define se dossel foi impactado pela exploração florestal ($> 0,5 < 1$). Este resultado pode ser fundamentado nos achados de Valbuena et al. (2016).

De acordo com Lima et al. (2019), quando as diretrizes para minimizar os impactos da exploração são seguidas, a diferença no grau de distúrbios no dossel entre os locais torna-se pouco perceptível. Portanto, para a recuperação da maioria dos atributos da floresta após o manejo florestal é a exploração com baixa intensidade (ZIMMERMAN; KORMOS, 2012), associada às outras práticas do manejo de EIR, que têm mostrado eficácia em florestas globais com nível de redução de impactos na floresta remanescente entre 30% a 50%, quando comparada com a exploração convencional (PUTZ et al., 2008).

O coeficiente de Gini demonstrou o grau de degradação e foi coerente com as alterações significativas das clareiras e média da altura do dossel, indicando um dossel alterado pela exploração florestal. É importante considerar que os sobrevoos ocorreram logo após a exploração, sendo os impactos mais recentes que a maioria dos estudos de danos no dossel (SILVA et al., 2019). Tal fato pode justificar este resultado.

A distribuição e frequência de tamanho de clareiras não apresentou alteração significativa, entre as áreas antes e após a exploração, sendo que 87% das clareiras eram pequenas. Essas áreas dominadas por clareiras pequenas tendem a se recuperar mais

rapidamente e são preenchidas por meio da regeneração natural avançada e do crescimento horizontal da vegetação circundante (KELLNER; ASNER, 2009).

Carvalho et al. (2017) constataram que embora tenham encontrado resultados promissores no uso da tecnologia ALS, para avaliar impactos estruturais da exploração madeireira, no tempo decorrido entre a exploração madeireira e a aquisição dos dados ALS, o crescimento da vegetação minimizou os sinais de perturbação no ambiente, como a presença de clareiras. Essa observação também foi verificada por Pinagé et al. (2019) na Amazônia Oriental, em que as alterações no dossel eram bem mais perceptíveis nas áreas com menor intervalo de tempo entre com exploração e o levantamento ALS.

3.5.2. IMPACTO NO DOSSEL

Estudos anteriores de dinâmica de clareiras com LiDAR aerotransportado em florestas tropicais mostraram que estas se estendem até diferentes alturas acima do solo e foram consistentes com as clareiras observadas no campo, por exemplo, Hanter, (2015) e Goulamoussène et al. (2017).

Como o LiDAR é uma tecnologia ativa de sensoriamento remoto que fornece uma medida da estrutura tridimensional do dossel, diferentes partes da nuvem de pontos do LiDAR podem ser usadas para medir diferentes partes da estrutura do dossel (ANDERSEN et al., 2006).

Os resultados desta pesquisa foram semelhantes a pesquisas realizadas na Amazônia que buscaram determinar a quantidade de clareiras decorrentes do manejo florestal e impactos no dossel, com base na cobertura LiDAR (D'OLIVEIRA et al., 2014; CARVALHO et al., 2017; DALAGNOL, et al., 2019; PINAGÉ, et al., 2019). No entanto, este estudo apresenta mais robustez por ser uma análise multitemporal com dados antes e após a exploração.

Tal fato vai ao encontro de Reis (2018), quando afirma que, esta é a maneira mais eficaz para mapear o impacto ao dossel, pois o sobrevoo LiDAR antes e depois da exploração permite entender e quantificar as alterações que são decorrentes do manejo florestal.

O método utilizado neste estudo quantificou com precisão os distúrbios no dossel de uma floresta submetida ao Manejo Florestal Madeireiro, onde foi possível verificar as reduções maiores que 01 (um) metro no perfil vertical do dossel, com amostras de dados LiDAR disponíveis nas mesmas áreas tomadas antes e após a exploração, usando o modelo de diferença de altura do dossel (Δ MAD).

A média do impacto no dossel florestal observado neste estudo foi de $17,0 \pm 1,4\%$. Locks e Matricardi (2019), ao realizarem um estudo semelhante nas Florestas Nacionais do

Jamari e Jacundá, em Rondônia, e Saracá-Taquera, no Pará, verificaram $12,8 \pm 3,0\%$ de danos no dossel. Este resultado difere da nossa pesquisa porque Locks e Matricardi (2019), consideraram alterações acima de 02 (dois) metros, enquanto neste estudo considerou-se alterações maiores que 01 (um) metro, pois este limite é mais sensível às mudanças no dossel permitindo verificar inclusive impactos nos galhos das árvores.

Foram identificados os distúrbios causados pela exploração madeireira e validados com os dados de localização das infraestruturas e árvores abatidas. Foi observado que os impactos no dossel são altamente agrupados em torno das áreas impactadas pela exploração madeireira, onde 99,2% das árvores abatidas e 96,7% da infraestrutura foram interceptadas pelo dano no dossel mapeado com o LiDAR multitemporal, com um erro posicional de 10 metros.

A associação das alterações no dossel, após a exploração com a distância dos distúrbios evidenciados em campo (árvores abatidas e infraestrutura), indicam que os impactos no dossel podem ser atribuídos com propriedade às atividades exploratórias. Este resultado concorda com Locks e Matricardi (2019), pois mostraram que 81,8% das árvores abatidas nas áreas estudadas foram interceptadas pelo impacto no dossel mapeado com o LiDAR multitemporal, considerando um erro posicional de 10 metros do aparelho GNSS.

Foram observadas correlações entre os distúrbios à floresta remanescente e as variáveis que medem a intensidade de exploração (densidade, volume, AB, AGB), indicando que os impactos encontrados são, em parte, explicados pela intensidade de exploração. Os limites contratuais, atualmente é de 8% para os impactos decorrentes da abertura de infraestruturas e de 10% para os impactos decorrentes da derrubada de árvores para cada UPA (SFB, 2008). Somando esses índices tem-se o limite de 18% de impactos, utilizado como parâmetro para esta pesquisa.

Apesar do impacto médio, encontrado nesta pesquisa, estar no limite estabelecido pelo SEB ($17,0 \pm 1,4$), algumas áreas avaliadas apresentaram distúrbios superiores ao definido pelo SFB (Tabela 3.4). É permitida a exploração de até $25,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, para um ciclo de corte de 30 anos, consoante ao Plano de Manejo da Flona do Jamari.

Nestas áreas a intensidade média de exploração ($15,93 \pm 1,37 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), foi inferior ao máximo permitido para um ciclo de corte de 30 anos ($25,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). Dessa maneira, deve ser uma preocupação dos órgãos de fiscalização o monitoramento e o aperfeiçoamento das técnicas de manejo para que, no caso de exploração plena da área, os impactos não ultrapassem os limites contratuais.

3.6. CONCLUSÃO

Diante das análises integradas, quantificações em diferentes períodos, associações das alterações do dossel após explorações, consubstanciadas em discussão e análise dos resultados, concluí-se das aplicações:

As variáveis estruturais obtidas em campo apresentaram correlações com os impactos no dossel. Indicando que o LiDAR permite estimativas das variáveis estruturais, reduzindo as estimativas de campo para monitoramento dos distúrbios da exploração madeireira.

Os resultados mostraram que a exploração de madeira provocou mudanças significativas na estrutura do dossel florestal, evidenciadas na ocorrência de novas clareiras na cobertura do dossel após atividade exploratória (CIExp) e na diferença de altura média (DHmd). Porém, a distribuição de frequência de clareiras, de acordo com as classes de tamanho adotadas para esse estudo, não apresentou diferenças significativas entre as áreas antes e após a exploração, demonstrando que a exploração florestal gerou um padrão de alteração semelhante ao observado em impactos de origem natural, quanto a distribuição da frequência nas classes de tamanho de clareiras.

Os limiares utilizados para definir às áreas de distúrbios (zonas de impactos) representam uma aproximação geral dos impactos mínimos da exploração florestal na estrutura da floresta e podem ser usados em outros estudos para estimativas aproximadas da perda de cobertura e altura do dossel. No entanto, indica-se testes adicionais em outros locais de estudo para corroborar os resultados.

Apesar da média dos impactos no dossel das áreas alteradas pelas operações florestais, estarem dentro dos valores previstos nos contratos de concessão, a tecnologia LiDAR foi sensível às alterações no dossel florestal, demonstrando ser efetiva para o monitoramento dos distúrbios da exploração seletiva de madeiras em Plano de Manejo Florestal Sustentável na Amazônia, por permitir quantificar, de maneira objetiva, os impactos no dossel da floresta explorada.

Devido às dificuldades associadas ao trabalho de campo em áreas remotas e altos custos, é admissível que o LiDAR seja inserido como ferramenta de monitoramento de florestas manejadas, pois permite identificar com precisão os impactos no dossel de áreas de Planos de Manejo Florestal Sustentável. Em estudos futuros, recomenda-se que os sobrevoos LiDAR e as medições de campo permaneçam constantes, isso fornecerá maior nível de confiança nas estimativas de distúrbios e possibilitará traçar um histórico de mudanças no dossel florestal.

CAPÍTULO 4. MODELAGEM DAS ALTERAÇÕES NA BIOMASSA DA FLORESTA A PARTIR DE DADOS LIDAR

4.1. RESUMO

As estimativas de estoques de biomassa e carbono associadas com a Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD) requerem medições da estrutura florestal. Como a obtenção das variáveis em campo consome tempo e recursos e, em alguns casos, torna-se inviável pelas dificuldades de acesso, o estudo de métodos alternativos têm possibilitado extrair informações de áreas florestais de forma confiável. Os sistemas a *laser* aerotransportados (*Airborne LiDAR System – ALS*), baseados na tecnologia LiDAR (*Light Detection and Ranging*), permitem a obtenção de informações tridimensionais acerca da superfície terrestre com alta precisão. O objetivo deste estudo foi testar o uso de dados LiDAR para estimar as alterações na AGB (biomassa seca acima do solo), associadas à exploração florestal de EIR (Exploração de Impacto Reduzido) em uma floresta de concessão na Amazônia Sul-ocidental brasileira. Os sobrevoos ocorreram antes e após a exploração, juntos com coletas de dados em campo em dez parcelas permanentes (50 x 50 m, com intensidade média de exploração 17,07 m³.ha⁻¹), onde a medição do diâmetro de todos os indivíduos com DAP ≥ 10 cm a 1,30 m do solo. Um modelo de regressão para estimar as alterações na AGB foi desenvolvido a partir dos dados LiDAR e dados de campo. As métricas ClExp (clareiras que surgiram após a exploração) e DHsd (diferença do desvio padrão da altura acima do solo) do LiDAR forneceram um modelo multivariado mais parcimonioso ($R^2_{aj} = 0,81$, RMSE = 17,52 Mg.ha⁻¹, F-statistic: 20,54, $p < 0,05$). As média da mudança de AGB observada em campo foi igual a estimada pelo modelo, 22,10 Mg.ha⁻¹ (9,29%). Já a redução na cobertura do dossel por caleiras (ClExp), foi estimada em 0,0820 ha (8,2%). Ao aplicar o modelo de predição da alteração na AGB em uma área teste, verifica-se uma elevada correlação entre as estimativas do modelo com os valores de campo (R^2_{aj} : 0,76; r : 0,89; t : 5,40, p -value: 0,0007; RSE: 6,31; RMSE: 5,92; F-statistic: 29,14, p -value: 0,0006). As médias apresentaram uma diferença de 0,94 Mg.ha⁻¹, porém são estatisticamente iguais (p -valor = 0,63). A média da mudança na AGB prevista para toda a paisagem, com resolução de 50 m, através do modelo ajustado, foi de 14,90 ± 0,47 Mg.ha⁻¹ (11,1 m³.ha⁻¹). Este trabalho demonstra o potencial do LiDAR para quantificação de mudanças estruturais florestas

tropicais exploradas. Esses resultados indicam que o LiDAR pode ser uma ferramenta valiosa para sistemas de monitoramento de carbono relacionados a REDD e pode fornecer um meio de quantificar mudanças no carbono acima do solo, atribuíveis a atividade de exploração madeireira. Devido às dificuldades associadas ao trabalho de campo em áreas remotas, é admissível que as remedições sejam obtidas com dados LiDAR, para fins de monitoramento das alterações da AGB.

Palavras-chave: Estrutura da floresta; Monitoramento de Florestas Manejadas; Sistema a Laser Aerotransportado.

4.2. INTRODUÇÃO

A contribuição do Brasil para a mudança climática tem repercussões mundiais (FEARNSIDE, 2019). As emissões brasileiras de gases responsáveis pelo aquecimento global atingiram 2,17 bilhões de toneladas de CO₂ em 2019, segundo o Observatório Brasileiro do Clima, e na classificação mundial, o Brasil ocupa a 7^a posição como o maior emissor mundial de gases de efeito estufa (SU et al., 2021).

A extração seletiva de madeira é uma importante atividade econômica para a região da Amazônia brasileira (ASNER et al., 2005). Contudo, a maior parte das emissões de CO₂ do Brasil são gerados pelo desmatamento e a extração madeireira, umas das principais causas da degradação da floresta Amazônica, pois ambas as atividades afetam vários milhares de quilômetros quadrados de área florestal todos os anos (ASNER et al., 2005; ANDERSEN et al., 2014; FINER et al., 2014; POTAPOV et al., 2017; BRANCALION et al., 2018; BUSTAMANTE, 2019; FEARNSIDE, 2019; ALENCAR, 2020).

A Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD) foi proposta para mitigar as emissões de dióxido de carbono (ANGELSEN, 2008; MAZZEI et al., 2012; JUCKER et al., 2016). Emissões brutas de dióxido de carbono do desmatamento representou cerca de 10% das emissões antropogênicas globais de dióxido de carbono durante o período de 2000 a 2010 (BACCINI et al., 2012; HARRIS et al., 2012).

Contudo o carbono liberado pela degradação florestal é incerto, porque tanto a área afetada quanto a perda de carbono por degradação são pouco quantificados (ANDERSEN et al., 2014). Os distúrbios da exploração são geralmente quantificados não em termos de carbono, mas sim em área de impactos ao solo ou dossel (PEREIRA et al., 2001; PICARD et al., 2012).

As alterações no fluxo de carbono, causadas pela extração seletiva de madeira, dependem dos estoques originais de carbono na biomassa florestal, da intensidade da exploração madeireira, da qualidade do manejo madeireiro e da taxa de regeneração após a exploração de madeira (KELLER., et al., 2004).

Porém, há poucos dados sobre as perdas de carbono causadas pela exploração madeireira e, como tal, uma grande incerteza em relação ao potencial de mitigação de carbono para REDD por meio de planejamento e técnicas de impacto reduzido (EIR) da exploração seletiva em florestas tropicais (ANDERSEN et al., 2014).

Informações que descrevem a estrutura da floresta são necessárias para melhorar as estimativas de biomassa e carbono associadas com a REDD nas florestas nativas na Amazônia (SHENG et al., 2018). Mas a obtenção destas variáveis em campo consome tempo e recursos e em alguns casos, torna-se inviável pelas dificuldades de acesso na Amazônia (D'OLIVEIRA et al., 2020).

O estudo de métodos alternativos de sensoriamento remoto têm possibilitado extrair informações de áreas florestais de forma confiável, como os sistemas a *laser* aerotransportados, baseados na tecnologia LiDAR (*Light Detection and Ranging*) (D'OLIVEIRA et al., 2012).

Os sistemas LiDAR permitem a obtenção de informações tridimensionais acerca da superfície terrestre com alta precisão (LOCKS e MATRICARDI, 2019). O LiDAR é uma tecnologia de Sensoriamento Remoto ativo que utiliza o princípio de medição de tempo de retorno do pulso para medir o alcance ou a distância de um objeto (WHITE et al., 2013).

Em áreas florestais remotas, onde o monitoramento dos estoques de carbono florestal é caro e de difícil medição (ANDERSEN et al., 2014), o LiDAR pode ser uma ferramenta valiosa para estimar os estoques de carbono das florestas, alterações nos estoques de carbono e degradação das florestas através da exploração madeireira.

Muitos estudos apontam que o sistema LiDAR aerotransportado (ALS) pode ser usado para estimar os parâmetros estruturais da floresta (LI et al., 2008; GONZALEZ et al., 2010; BEETS et al., 2011; NÆSSET, 2011; D' OLIVEIRA, et a., 2012; GOBAKKEN et al., 2012; HUDAK et al., 2012; NYSTRÖM et al., 2012; MOURA et al., 2020; PAPA et al., 2020; D' OLIVEIRA, et al., 2021).

Outros estudos demonstraram que os sistemas LiDAR podem ser usados para estimar a biomassa acima do solo (AGB) (LI, et al., 2008; Koch, 2010; ANDERSEN et al., 2011; NÆSSET, 2011; ASNER et al., 2012; D'OLIVEIRA et al., 2012; GOBAKKEN et al., 2012; HUDAK et al., 2012; D' OLIVEIRA e LOCKS 2019; D' OLIVEIRA, et a., 2020; REX et al.,

2020). Mas há poucos estudos sobre a estimativa de mudanças de biomassa e carbono em florestas tropicais a partir do LiDAR (DUBAYAH et al., 2010; KELLNER et al., 2009; MEYER et al., 2013; ANDERSEN et al., 2014).

O objetivo desta pesquisa foi verificar como os dados LiDAR, podem ser usados para estimar as mudanças na AGB associada à exploração madeireira, em áreas de manejo florestal na Amazônia.

4.3. MATERIAL E MÉTODO

4.3.1. DADOS DE CAMPO E PARCELAS PERMANENTES

Os dados de campo foram extraídos do conjunto de parcelas permanentes, instaladas e medidas, pelos concessionários do SFB (Serviço Florestal Brasileiro). Foram selecionadas apenas as parcelas que possuíam medições antes e após a exploração florestal e sobreposição com a cobertura de dados LiDAR, disponível para cada medição.

No total foram consideradas 10 parcelas permanentes localizadas na Unidade de Manejo Florestal (UMF) I e III, da Floresta Nacional do Jamari (Tabela 4.1 e Figura 4.1). A localização espacial destas parcelas foi obtida com o uso de equipamento GNSS de navegação.

Tabela 4.1. Características das parcelas permanentes da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia, utilizadas neste estudo.

PP	UMF	UPA	Ano do 1° Inventário	Ano do 1° LiDAR	Ano de Exploração	Ano do 2° Inventário	Ano do 2° LiDAR	Área da Parcela (ha)
1	I	5	2013	2013	2014	2015	2014	0,25
2	I	5	2013	2013	2014	2015	2014	0,25
3	I	5	2013	2013	2014	2015	2014	0,25
4	I	11	2014	2014	2015	2016	2015	0,25
5	I	11	2014	2014	2015	2016	2015	0,25
6	I	11	2014	2014	2015	2016	2015	0,25
7	I	11	2014	2014	2015	2016	2015	0,25
8	I	11	2014	2014	2015	2016	2015	0,25
9	III	5	2014	2014	2015	2016	2015	0,50
10	III	5	2014	2014	2015	2016	2015	0,50

Nestas parcelas, foram realizados os inventários diagnósticos, onde todas as árvores com DAP \geq 10 cm foram botanicamente identificadas, plaqueteadas e medidos os diâmetros a 1,3 m do solo. Adotou-se a metodologia proposta no protocolo da REDEFLORE (Rede de Monitoramento da Dinâmica de Florestas na Amazônia) (IBAMA, 2006), tanto para instalação como medição nas parcelas.

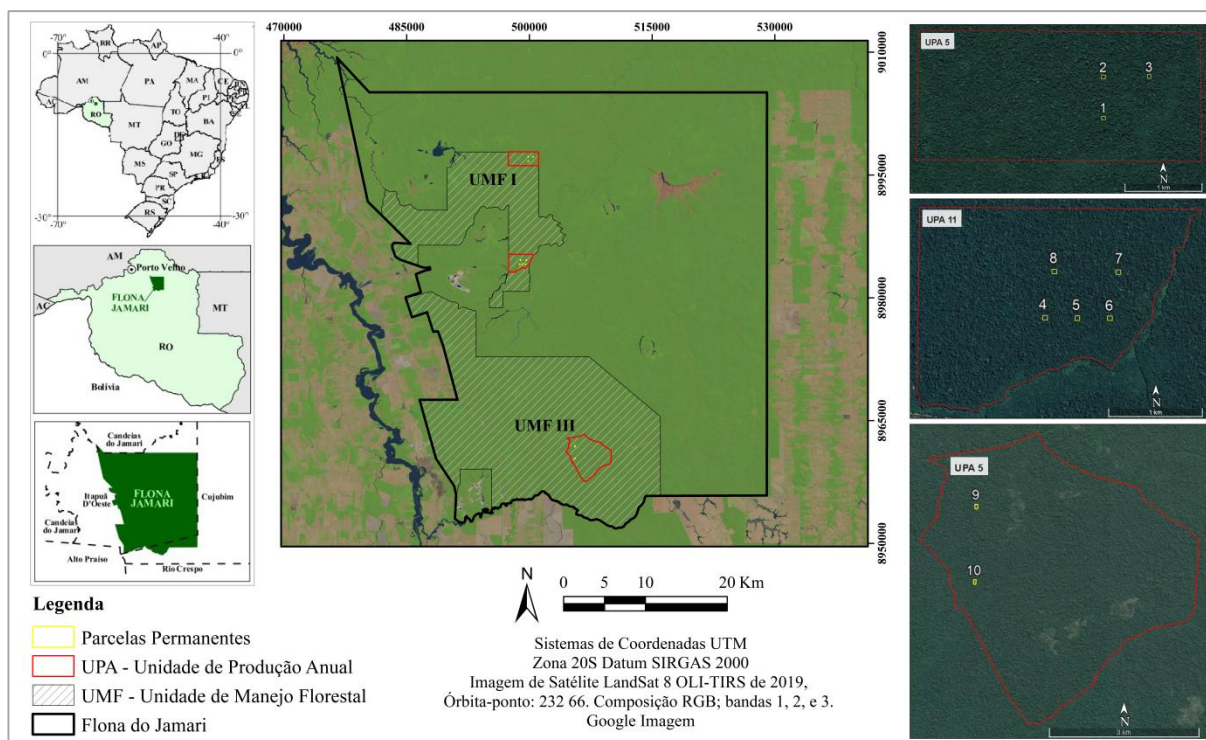


Figura 4.1. Localização e distribuição espacial das 10 parcelas permanentes utilizadas neste estudo.

4.3.2. PARÂMETROS ESTRUTURAIS

Os parâmetros quantitativos da vegetação são baseados nas características das comunidades vegetais que compõem a floresta (REZENDE, 1995). Com base nos dados coletados em campo nas parcelas permanentes, foram empregados os parâmetros apresentados a seguir para caracterizar a estrutura da Floresta Nacional do Jamari. Estes parâmetros foram utilizados como variáveis explicativas para as estimativas com dados LiDAR.

A estrutura da floresta foi quantificada mediante as variáveis de densidade, área basal (AB), volume e biomassa seca acima do solo (AGB) (REZENDE, 1995; LAMPRECHT, 1964).

a. Densidade

As densidades foram calculadas a partir das medidas de diâmetro dos indivíduos, conforme apresentado pela Equação 1.

$$D = \frac{\sum N}{A} \quad (1)$$

Em que: D = densidade de indivíduos; N = número de indivíduos; A = área em hectare.

b. Área basal

As áreas basais foram calculadas a partir das medidas de diâmetro dos indivíduos, conforme apresentado pela Equação 2.

$$\sum AS = \frac{\pi}{4} DAP_i^2 \quad (2)$$

Em que: AS = área basal, em m²; DAP = diâmetro a 1,30 cm acima do solo (m); π = constante de Arquimedes.

c. Volume e biomassa

A partir das medições de diâmetro do fuste a 1,3 m de cada árvore, também foi possível estimar o volume (FUNTAC, 1989) (Equação 3).

$$V = 0,000308.DAP^{2,1988} \quad (3)$$

A biomassa acima do solo AGB (Mg) foi estimada para cada parcela usando uma equação alométrica desenvolvida para uma floresta semelhante no sul da Amazônia (NOGUEIRA, et al., 2008) (Equação 4).

$$AGB = \exp(-1,716 + 2,413.\ln(DAP))/1000 \quad (4)$$

Em que: V = volume do fuste; AGB é a biomassa fresca acima do solo (inclui casca, tronco, ramos, folhagens e matéria orgânica) (Mg.ha⁻¹); DAP = diâmetro a 1,30 cm acima do solo (cm).

4.3.3. AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE DADOS LIDAR

O conjunto de dados LiDAR utilizados neste estudo foram coletados por empresas especializadas e fornecidos pelo SFB (Tabela 4.2). Os dados foram disponibilizados na forma de nuvem de pontos, com extensão *.las. A projeção e sistema de referência adotados foi UTM, fuso 20 S e Datum SIRGAS 2000.

Tabela 4.2. Especificação técnica das coletas de dados LiDAR.

Especificações	Coleta 2013	Coleta 2014	Coleta 2015
Sensor de digitalização a laser	Optech, Orion	Trimble, Harrier 68i	LaserScan, Optech 3100
Altitude do voo (m)	853	500	750
Frequência de digitalização	67,5 kHz	360 kHz	55 kHz
Ângulo de escaneamento	11,1 °	15 °	15 °
Sobreposição lateral	65%	65%	70%
Densidade média de retornos por m ²	32,9	49,6	59,2

Fonte: SFB (2021).

Muitos estudos documentaram que alterações no modelo do sensor, configurações do sensor e período sazonal, por conta da perda das folhagens, podem causar alterações nas métricas computadas do LiDAR (CHASMER, et al., 2006; HOPKINSON, 2007; MORSDORF et al., 2008; MAGNUSSEN, et al., 2010; ANDERSEN et al., 2014).

No presente estudo, o período de aquisição do conjunto de dados LiDAR foi sempre de setembro a outubro. Magnussen et al. (2010) concluiu que quando a densidade do pulso é maior que 1 m² os efeitos nas métricas devem ser muito limitados e a calibração entre os conjuntos de dados LiDAR não seriam justificadas; portanto, nenhum afinamento dos dados LiDAR foi realizado e os conjuntos de dados foram usados nas densidades e especificações adquiridas.

Foram aviados dois conjuntos de métricas provenientes dos dados LiDAR (Tabela 4.3.). O primeiro trata-se das diferenças das estatísticas de elevação de altura de todos os retornos contidos nas parcelas, entre os dados antes e após a exploração. O segundo são as estimativas dos impactos dentro de cada parcela (clareiras da exploração, impactos do sub-bosque e no dossel).

Tabela 4.3. Variáveis estatísticas extraídas da nuvem de pontos LiDAR, utilizadas neste estudo.

Categoria	Descrição (código)	Origem
Métricas de elevação	Altura máxima acima do solo (Hmax)	Nuvem de pontos
	Altura média acima do solo (Hmd)	Nuvem de pontos
	Moda da altura acima do solo (Hmod)	
	Desvio padrão da altura acima do solo (Hsd)	Nuvem de pontos
	Variância da altura acima do solo (HV)	
	Coefficiente de variação da altura acima do solo (HCV)	Nuvem de pontos
Impacto	Clareiras (ClExp)	MAD - Capítulo 3
	Impacto no Dossel (ID)	MAD - Capítulo 3
	Impacto no Sub-bosque (ISb)	MDR - Capítulo 2

Um polígono foi produzido a partir das coordenadas dos vértices para cada parcela no mesmo sistema de referência e projeção dos dados LiDAR (UTM SIRGAS 2000). Os arquivos vetoriais gerados foram utilizados para executar os recortes dos impactos no sub-bosque (ISb), clareiras (ClExp) e impactos no dossel (ID), e recorte das nuvens localizados dentro de cada parcela permanente, distribuídas na áreas sobrevoadas pelo LiDAR, por meio

do comando *Polyclipdata* do FUSION 3.7 (MCGAUGHEY, 2018). Após o recorte dos dados LiDAR, os arquivos de cada parcela foram salvos individualmente.

Em seguida foi utilizado o comando *Cloudmetrics* do FUSION 3.7 (MCGAUGHEY, 2018), para o cálculo das métricas de elevação dos retornos a partir das nuvens de pontos LiDAR, extraídas para cada uma das parcelas. O arquivo resultante desse processamento possui formato *.csv. Uma altura mínima de 1 m acima do solo foi usada para excluir retornos da vegetação da superfície do solo (ANDERSEN et al., 2014). Estes mesmos procedimentos foram usados por d'Oliveira et al., (2012), Andersen et al. (2014) e d'Oliveira et al. (2020).

Os materiais e métodos para criação das métricas CIExp e ID, estão descritos no Capítulo 3 (itens 3.3.3 e 3.3.4, respectivamente) e da métrica ISb estão descritos no Capítulo 2, item 2.3.4.

4.3.4. AJUSTE DO MODELO DE REGRESSÃO DA ALTERAÇÃO NA AGB

Entre as variáveis estruturais foi selecionada a biomassa acima do solo (AGB) por se a variável que mais se correlaciona com as métricas LiDAR e por melhor representar os impactos na Floresta submetida a exploração madeireira (D'OLIVEIRA, et a., 2012; ZHAO et al., 2018; D'OLIVEIRA e LOCKS 2019; MOURA et al., 2020; REX et al., 2020; WANG et al., 2020; D'OLIVEIRA, et a., 2021).

Técnicas de regressão linear múltipla foram usadas para desenvolver relações entre métricas LiDAR ao nível de parcela e AGB medida em campo. As variáveis preditoras LiDAR foram selecionadas usando o método *Stepwise* (teste t bilateral, $p = 0,05$) para selecionar o conjunto de variáveis explicativas mais adequado. A análise de regressão *Stepwise* é um dos métodos mais utilizados na seleção de variáveis e determinação do modelo, por ser simples e de fácil aplicação (GHANI e AHMAD, 2010; LI et al., 2019; YILMAZ, et al., 2021).

A estatística do fator de inflação de variância (VIF) (FOX e MONETTE 1992, DOU et al., 2020) e a classificação da matriz de autovalores (MONTGOMERY e PECK, 1981) foram usados para eliminar variáveis preditoras altamente colineares. Se VIF excedeu 10 ou índice de colinearidade “fraco”, de acordo com a classificação de Montgomery e Peck (1981), ela foi retirada do modelo de regressão.

Os resultados obtidos a partir das estimativas LiDAR e dos levantamentos estruturais da floresta, antes e após a exploração, foram submetidos às análises de variância (ANOVA), para a verificação da existência de diferenças significativas entre as

médias das variáveis estudadas. As médias foram discriminadas pelo Teste Tukey em nível de 1 e 5% de probabilidade.

Os dados foram avaliados quanto ao pressuposto de correlação pelo teste de Pearson (MUKAKA, 2012), normalidade pelo teste de Lilliefors (LILLIEFORS, 1967) e homogeneidade de variâncias pelo teste de Bartlett (BARTLETT, 1937). Em seguida, os modelos foram avaliados pelo desempenho dos parâmetros estatísticos da regressão: coeficiente de determinação (R^2), coeficiente de determinação ajustado (R_{aj}^2), Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) e significância, usando o teste F e pela análise gráfica dos resíduos (BOX et al., 2005). Para a verificação da existência de diferenças significativas entre as médias dos valores preditos e observados foi aplicado o teste t ($\alpha = 0,05$).

O processamento e análise estatística dos dados foram realizados por meio do programa computacional R 4.1.2 (R Development Core Team, 2021) e GENES (Cruz, 2013).

Vale ressaltar que as florestas naturais, sobretudo as florestas tropicais, são heterogêneas e inequidâneas (idades diferentes), apresentando alta diversidade de espécies e de diferenciação de nichos populacionais (HIGUCHI, et al., 1994). Desta forma, os resultados desta pesquisa podem apresentar elevados valores descritivos, como o erro padrão da média.

4.3.5. APLICAÇÃO DO MODELO

O modelo linear múltiplo para predição da alteração na AGB, foi aplicado na área 10 (consultar Tab. 2.2, Capítulo 2), selecionada como área teste (Figura 4.2), com sobrevoos LiDAR antes e após a exploração. A partir de uma grade com 120 células de 1 ha (100 x 100 m), foi realizado um sorteio aleatório de 10 parcelas virtuais (células) para validar o modelo, pois não havia mais parcelas permanentes com dados de inventário diagnóstico obtidos antes e após a exploração, com sobreposição de dados LiDAR. Após, foram separadas as árvores georreferenciadas em campo dentro de cada parcela. Estas parcelas e a área teste, não contribuíram para a construção do modelo.

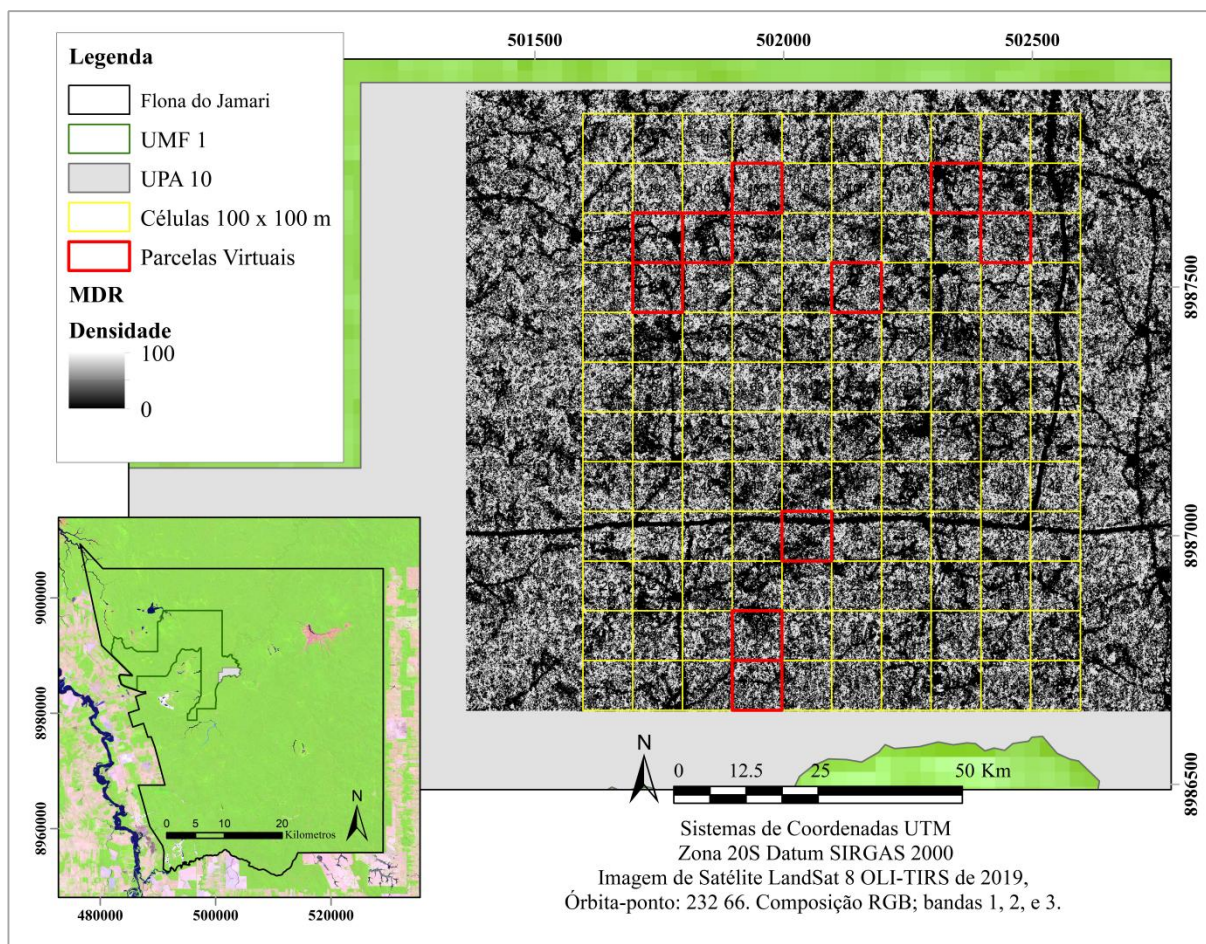


Figura 4.2. Localização das parcelas virtuais.

Para estimativa da alteração na AGB de campo, foram utilizados os dados de DAP (DAP \geq 50 cm) referentes ao Inventário 100%, realizado para Unidades de Produção Anual (UPA) selecionada. Estes dados foram coletados pelas empresas concessionárias obedecendo as diretrizes técnicas para apresentação de Plano de Manejo Florestal Sustentável e Plano Operacional Anual, contidas na Norma de Execução N.º 1/2007 do IBAMA (IBAMA, 2007), e disponibilizados em formato de planilha eletrônica *.xls e arquivo vetorial, com a localização de cada árvore explorada. A AGB foi calculada usando a equação de Nogueira, et al. (2008).

4.3.6. ANÁLISE DA PAISAGEM

Para produzir um mapa da alteração da AGB da área de estudo, foi realizada a extrapolação do modelo de regressão por meio do comando *Gridmetrics* do FUSION 3.7 (MCGAUGHEY, 2018). Foram produzidos novos arquivos no formato “CSV” com estatísticas para elevação dos retornos, antes e após a exploração para células de 50 m x 50 m.

As clareiras foram extraídas de cada célula (antes e após a exploração) com auxílio da ferramenta *Tabulate Interception* do ArcGIS, e salva no formato “CSV”.

Os arquivos “CSV” foram convertidos ao formato ASCII pelo comando CSV2grid do FUSION e, finalmente, convertidos ao formato raster (TIF). Um arquivo raster foi gerado para cada variável independente presente no modelo de regressão.

Com estes arquivos foi possível calcular a alteração na AGB de cada célula da imagem produzida por meio da aplicação dos modelos de regressão com auxílio da ferramenta Raster Calculator do ArcGIS.

Dessa forma, as estimativas das alterações de biomassa e carbono na floresta após a intervenção, pôde ser aplicada para qualquer parte da área coberta pelo LiDAR. Para exemplificação deste método, foi escolhido uma área de 625 ha (área 24 da Tabela 2.2, Capítulo 2).

Para avaliar a acurácia do mapa de alteração da AGB foi realizada a intersecção entre os produtos obtidos no Capítulo 2 (impactos no sub-bosque) e Capítulo 3 (Clareiras) e a localização das árvores exploradas, coletadas com GNSS de navegação.

4.4. RESULTADOS

4.4.1. ESTIMATIVAS DE PARÂMETROS ESTRUTURAIS DA FLORESTA

Antes da intervenção, a média de $446,8 \pm 24,38$ ind.ha⁻¹ estavam presentes na floresta natural (Tabela 4.4). Após a intervenção esse valor foi reduzido para $401,4 \pm 28,25$ ind.ha⁻¹. No total a floresta perdeu 45,4 ind.ha⁻¹ (10,2%) com a exploração florestal. Quanto a área basal (AB), a floresta natural apresentou um valor médio de $21,7 \pm 1,69$ m².ha⁻¹, após a exploração a AB caiu para $19,98 \pm 1,36$ m².ha⁻¹, uma redução de 1,72 m².ha⁻¹ (7,9%).

A média do volume total do fuste era de $178,48 \pm 17,32$ m³.ha⁻¹, após a intervenção essa média passou para $163,30 \pm 14,21$ m³.ha⁻¹, assumindo uma redução de 15,18 m³.ha⁻¹ (8,5%). A biomassa também teve um declínio, onde foi de $237,98 \pm 29,88$ Mg.ha⁻¹ para $215,87 \pm 25,25$ Mg.ha⁻¹, uma redução de 22,10 Mg.ha⁻¹ (9,29%).

Tabela 4.4. Densidade (D) (ind.ha⁻¹), área basal (AB) (m².ha⁻¹), volume (V) (m³.ha⁻¹) e biomassa (AGB) (Mg.ha⁻¹) nas áreas de Manejo Florestal da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia., antes e após a exploração.

Área	Antes da Exploração				Após a Exploração			
	D	AB	VOL	AGB	D	AB	VOL	AGB
1	428	25,24	215,88	298,57	332	23,36	200,96	279,16
2	380	28,80	271,48	424,96	296	25,84	247,84	394,84
3	500	21,88	172,32	216,68	480	21,92	174,20	221,12
4	376	14,80	115,64	144,00	324	13,44	103,96	127,40
5	468	16,12	121,70	145,20	400	13,36	99,16	118,10
6	576	26,68	210,60	264,80	516	24,76	195,40	245,08
7	304	16,88	138,59	182,19	276	17,88	149,88	201,60
8	488	17,40	130,80	155,24	484	18,40	139,24	166,24
9	482	20,66	161,71	201,41	490	21,26	167,00	208,90
10	466	28,50	246,04	346,70	416	19,60	155,40	196,26
Média	446,80	21,70	178,48	237,98	401,40	19,98	163,30	215,87
± Erro								
Pdr.	24,38	1,69	17,32	29,88	28,25	1,36	14,21	25,25

Apesar dos resultados obtidos, não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) nas variáveis entre as florestas não explorada e explorada pelo teste F.

O teste de Pearson teve como medida de associação linear entre a alteração na AGB e ClExp, $r = 0,86$, com uma correlação significativa (p -valor = 0,0017). A alteração na AGB e ID, $r = 0,83$ com uma correlação significativa (p -valor = 0,0028) (MUKAKA, 2012). As demais variáveis não apresentaram correlação significativa com a mudança na AGB ($p > 0,05$), onde: ISb, $r = 0,06$; Hmd, $r = 0,60$; Hmax $r = 0,17$; Hsd, $r = 0,20$; Hmod $r = 0,15$; HV, $r = 0,11$; HCV $r = 0,09$.

O atendimento à pressuposição de normalidade dos dados aceita-se a hipótese H_0 ($p = 0,05$), pelo teste de Lilliefors, ou seja, os dados seguem a distribuição normal. O teste de homoscedasticidade, de Bartlett, permitiu rejeitar a hipótese de heteroscedasticidade ($p > 0,01$).

4.4.2. MODELAGEM DA REGRESSÃO DA ALTERAÇÃO NA AGB

A Tabela 4.5 resume o modelo avaliado para alteração na AGB. As métricas ClExp (clareiras que ocorreram após a exploração) e DHsd (diferença do desvio padrão da altura acima do solo) do LiDAR forneceram um modelo multivariado mais parcimonioso ($R^2_{aj} = 0,81$, RMSE = 17,52 Mg.ha⁻¹). Outros modelos foram gerados, mas foram descartados pelos critérios de multicolinearidade entre as variáveis preditoras.

Tabela 4.5. Modelo de Regressão para alteração na biomassa acima do solo (AGB Mg.ha⁻¹), relacionando AGB estimada em campo e métricas florestais calculadas com dados LiDAR na Floresta Nacional do Jamari, Rondônia.

FV	GL	SQ	QM	F	p-valor
REGRESSÃO	2	17945,10703	8972,55351	20,54459	0,00118
CIExp.	1	15400,78287	15400,7828	35,26341	0,00058
Hsd	1	2544,32416	2544,32416	5,82578	0,04645
DESVIO	7	3057,1488	436,73554		
TOTAL	9	21002,2558			
Modelo+			R ²	R ² aj	RMSE
Y = -5,75201 + (-412,72024 x CIExp) + (13,81947 x DHsd)			0,8544	0,8128	17,52
Coeficiente	Valor	Desvio	t	Probab.(*)	
β(1)	-412.72024	66.01998	-6.25144	0,00054	
β(2)	13.81947	5.72152	2.41535	0,04523	
Constante	-5.75201				

(*) Teste t bilateral. Códigos de significância: 0 ‘****’ 0,001 ‘***’ 0,01 ‘**’ 0,05 ‘.’ 0,1 ‘ ’ 1

+ Onde Y: alteração da AGB (variável dependente), CIExp: clareiras causadas pela exploração e DHsd: alteração do desvio padrão da altura do dossel (variáveis independentes).

A Tabela 4.6 mostra os valores de alteração na AGB estimados e observados para cada amostra. O modelo de predição da alteração na AGB produzido com base nas métricas LiDAR, apresentou elevada correlação ($R^2_{aj} = 0,84$; $r = 0,94$ RSE = 18,11) com as estimativas observadas em campo. Embora possam ser observadas variações entre estimativas modeladas e derivadas de campo nas parcelas, a média da alteração na AGB estimada para a área de estudo pelo modelo LiDAR foi igual a média de campo (LiDAR = $22,1 \pm 14,13$ Mg.ha⁻¹ e Campo = $22,1 \pm 15,3$ Mg.ha⁻¹).

Tabela 4.6. Estimativas das variações na AGB ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e métricas LiDAR usadas para ajuste do modelo.

PP	AGB Observada	DHsd (m)	CIExp. (ha)	AGB Estimada	Resíduo
1	-19,41	3,44	0,1588	-23,75	-4,34
2	-30,12	-0,70	0,0196	-23,51	6,61
3	4,44	0,09	-0,0052	-2,36	-6,80
4	-16,60	1,58	0,0932	-22,38	-5,78
5	-27,10	0,50	0,0196	-6,93	20,17
6	-19,72	2,37	0,0712	-2,39	17,33
7	19,41	1,58	0,0816	-17,60	-37,01
8	11,00	0,84	0,0340	-8,18	-19,18
9	7,49	2,34	-0,0024	27,58	20,09
10	-150,44	0,64	0,3504	-141,52	8,92
Média	-22,10	1,27	0,08	-22,10	0,00
EP	15,28	0,39	0,03	14,13	5,84

Conforme a análise gráfica do ajuste do modelo (Figura 4.3), pode-se observar que os valores estimados para mudança na AGB se aproximam do observado.

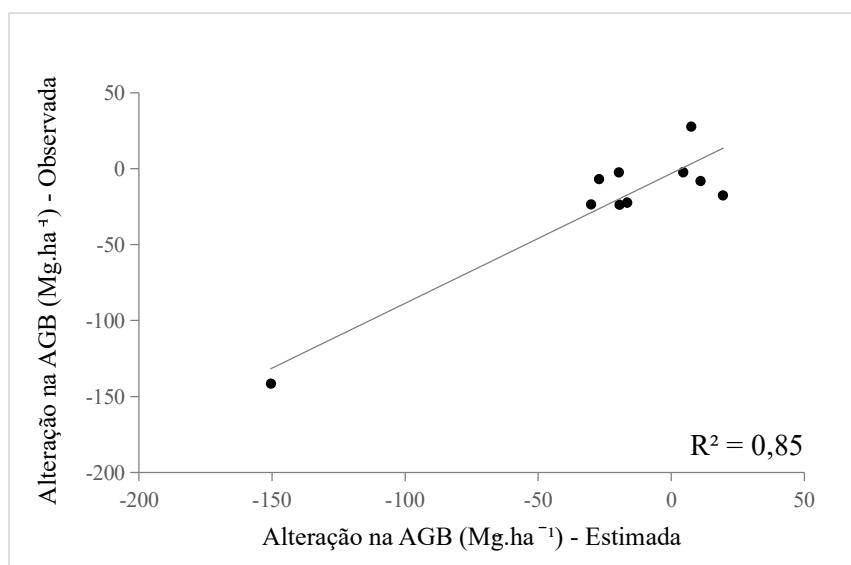


Figura 4.3. Valores preditos pelo modelo e valores observados nas parcelas de campo para mudança na AGB.

Baseado na análise do gráfico de resíduos, Figura 4.4, os resíduos mantêm uma amplitude aproximadamente constante em relação ao eixo horizontal zero, isto é, não mostram tendências de super ou subestimativa ao longo da amplitude da mudança de biomassa, confirmando a inexistência de Heteroscedasticidade.

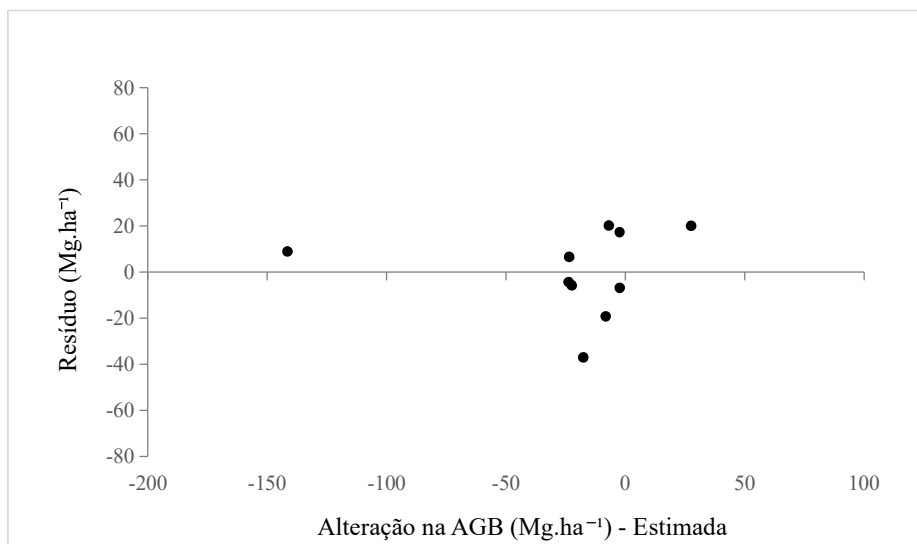


Figura 4.4. Dispersão gráfica dos resíduos do modelo de alteração da AGB.

A distribuição de probabilidade normal (Figura 4.5), corrobora o teste Lilliefors, onde não se rejeita a hipótese de normalidade dos dados, pois os valores dos resíduos se aproximam de uma linha reta quando plotados contra uma escala de probabilidade normal (BOX et al., 2005).

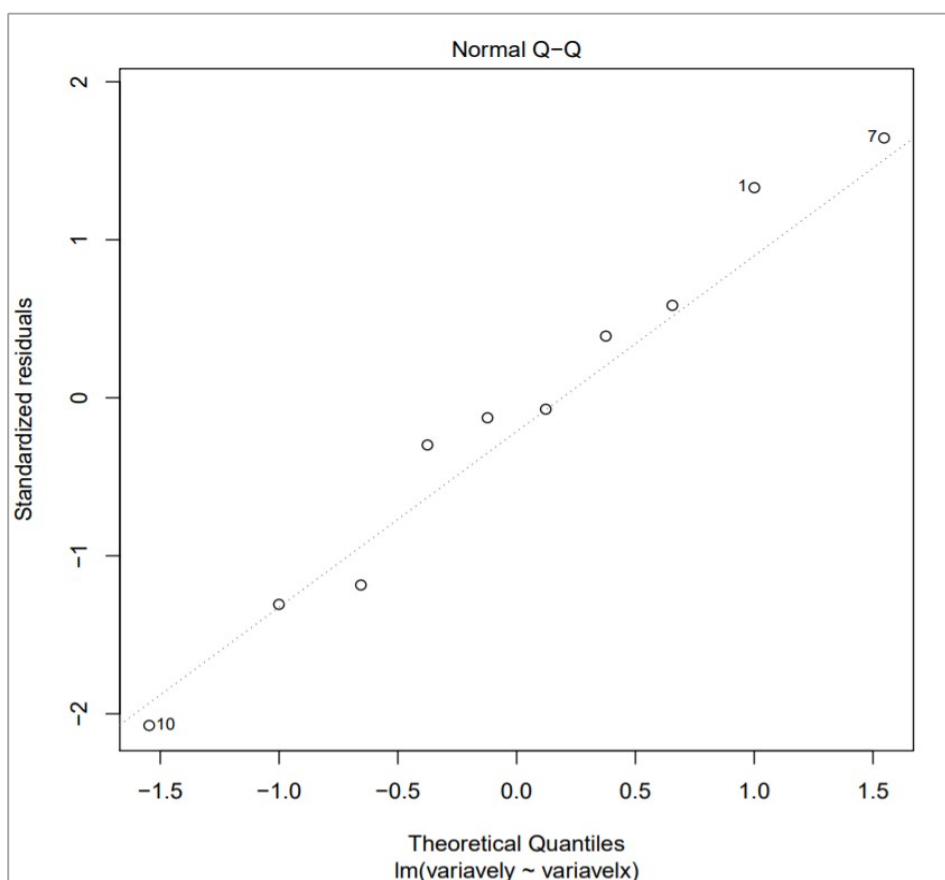


Figura 4.5. Distribuição dos resíduos em torno da reta de probabilidade normal.

4.4.3. APLICAÇÃO DO MODELO

A Tabela 4.7 mostra os valores de alteração na AGB estimados e observados para cada parcela virtual. O modelo de predição da alteração na AGB produzido com base nas métricas LiDAR, apresentou elevada correlação ($R^2_{aj} = 0,76$; $r = 0,89$ ($t = 5,40$, $p\text{-value} = 0,0007$) $RSE: 6,31$, $RMSE = 5,92$; $F\text{-statistic}: 29,14$, $p\text{-value}: 0,0006$) com as estimativas observadas em campo. A média da alteração na AGB estimada para a área de validação pelo modelo LiDAR foi próxima à média de campo (Campo = $18,93 \pm 4,09$ Mg.ha⁻¹ e LiDAR = $19,87 \pm 4,06$ Mg.ha⁻¹).

A média da alteração da AGB estimada é numericamente superior ao valor observado em campo, em torno de 0,94 Mg.ha⁻¹, porém as médias são estatisticamente, iguais considerando um nível de significância de 0,05 ($p\text{-valor} = 0,87$).

Tabela 4.7. Diferença entre os valores estimados, utilizando dados LiDAR, e observados em campo para intensidade de exploração florestal em parcelas de 1 hectares.

PV	AGB Exp	DHsd	CIExp	AGB	
				Estimada	Resíduo
3	-10,78	0,33857	0,02618	-11,88	-1,10
13	-22,50	0,53955	0,04933	-18,65	3,85
34	-36,65	0,41097	0,06561	-27,15	9,50
103	-4,56	0,24961	0,01419	-8,16	-3,60
81	-14,82	1,06755	0,05818	-15,01	-0,20
85	-22,24	0,46330	0,04127	-16,38	5,86
91	-13,46	0,32063	0,04518	-19,97	-6,51
92	-44,59	1,63576	0,16502	-51,25	-6,66
98	-6,16	0,12746	0,00536	-6,20	-0,04
107	-13,57	0,76024	0,06980	-24,05	-10,49
Média	-18,93	0,59136	0,05401	-19,87	-0,94
EP	4,09	0,14402	0,01403	4,06	1,95

4.4.4. ANÁLISE EM ESCALA DA PAISAGEM

A Figura 4.6 ilustra um mapa com extrapolação dos modelos da alteração na AGB para a paisagem total de 625 ha, em uma resolução de 50×50 m. A média da mudança na AGB prevista em todo o cenário através do ajuste do modelo foi de $14,90 \pm 0,47$ Mg.ha⁻¹. Na Figura 4.7 é possível observar a sobreposição das células onde houve os maiores dados de AGB com os impactos no sub-bosque, clareiras no dossel e árvores abatidas.

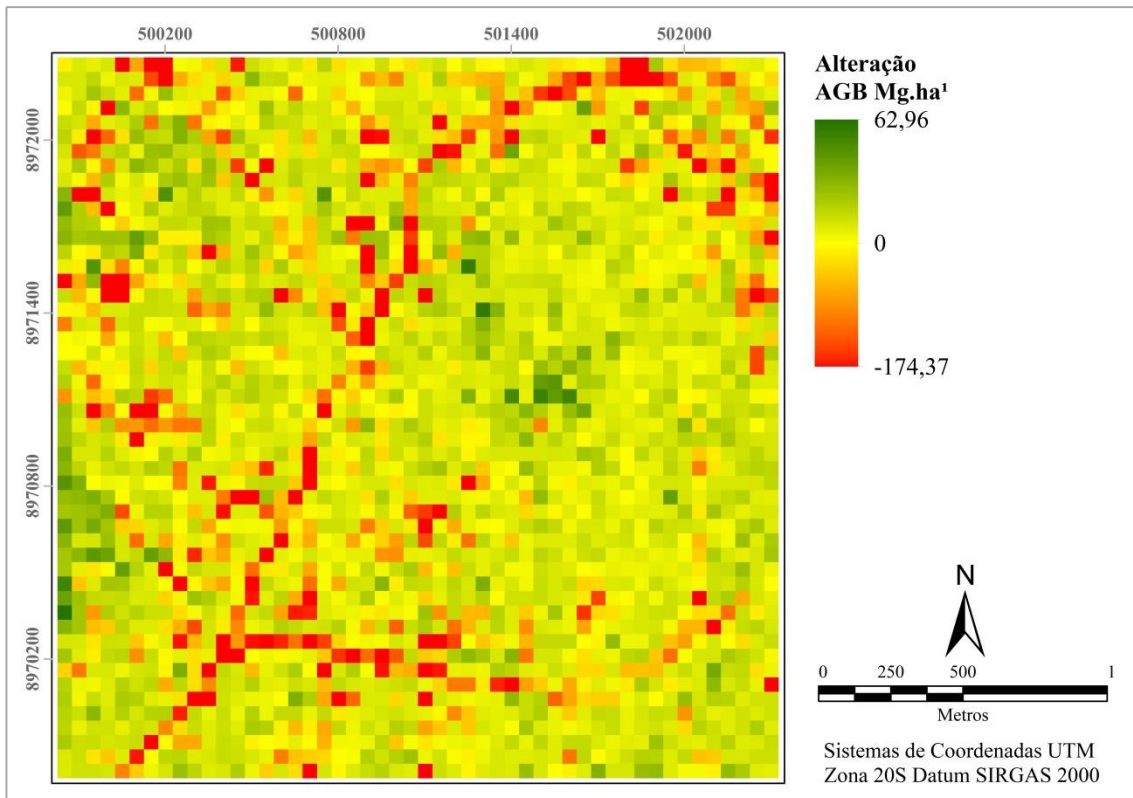


Figura 4.6. Alteração na AGB estimada em 50 m de resolução raster gerado com o modelo de regressão linear múltiplo a partir de métricas LiDAR.

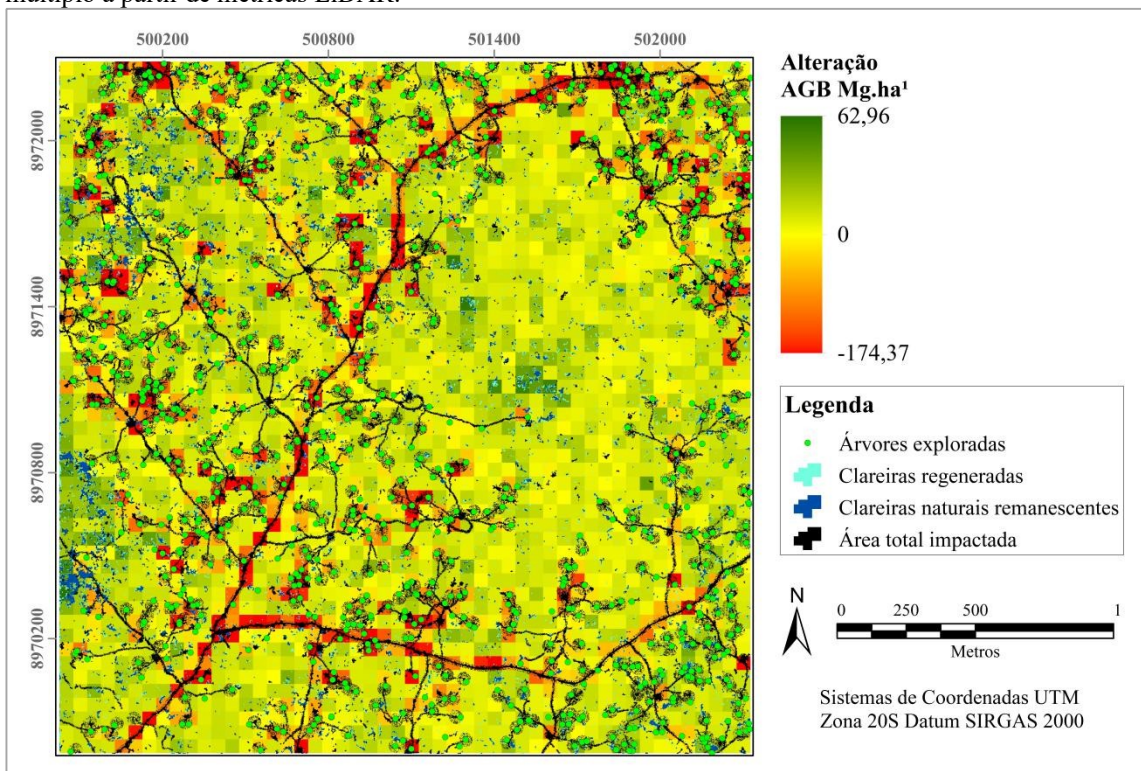


Figura 4.7. Mapa da alteração na AGB estimada em 50 m de resolução raster gerado com o modelo de regressão linear múltiplo a partir de métricas LiDAR. Identificam-se as árvores abatidas (pontos verdes), áreas de clareiras causadas pela exploração e as áreas impactadas no sub-bosque (contornos pretos) sobreposto as células com perda de AGB (vermelhas). Ainda é possível observar as clareiras naturais que já estavam presentes antes da exploração (azul-escuro) e as clareiras regeneradas (azul-claro) sobreposta as células com ganho de AGB.

4.5. DISCUSSÃO

4.5.1. ESTIMATIVAS DE PARÂMETROS ESTRUTURAIS DA FLORESTA

As variáveis estruturais das parcelas não sofreram alterações naturais ou antropogênicas significativas ($p > 0,05$) durante o intervalo de tempo avaliado, mesmo com a intervenção da exploração madeireira. Isso pode ser explicado pela intensidade média de exploração ($17,07 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) ser baixa, quando comparada com a máxima intensidade permitida ($25,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) e pelas técnicas da exploração e de impacto reduzido (EIR) nas áreas das parcelas.

Os resultados desta pesquisa indicam que a estrutura do dossel mudou entre as coletas (antes e após a exploração), assim como visto por d'Oliveira et al. (2012). Houve redução tanto da biomassa como na cobertura do dossel, onde foi observado uma forte correlação entre a área de clareiras decorrentes da exploração e a perda da biomassa florestal ($r = 0,86$, $p = 0,002$).

A redução média de AGB medida em campo foi de $22,10 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (9,28% do AGB médio, antes da exploração) durante o tempo entre as aquisições dos dados. Já a redução na cobertura do dossel por clareiras, foi estimada em 0,08 ha (8,21% da cobertura média, antes da exploração). Essas alterações podem ser explicadas pelo fato que as árvores selecionadas para colheita no Manejo Florestal Sustentável Madeireiro, são predominantemente do dossel da floresta, ou seja, árvores maiores (ANDERSEN et al., 2014).

4.5.2. MODELO DE REGRESSÃO PARA A ESTIMATIVA DA ALTERAÇÃO NA AGB

O modelo produzido pode ser considerado satisfatório, visto que apresentou bons resultados estatísticos para estimar a alteração da AGB ($R_{2aj} = 0,81$, $\text{RMSE} = 17,52 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$). A incerteza foi menor ou compatível com outros estudos de estimativa de AGB na Amazônia, onde d'Oliveira et al. (2012), utilizando dados LiDAR, obtiveram um modelo para predição da AGB da Floresta Estadual do Antimary no Acre, com R_2 de 0,72 e $\text{RMSE} 40,20 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

d'Oliveira et al. (2021), utilizando dados LiDAR e Fotogrametria, criaram um modelo para predição da AGB ainda na Floresta Estadual do Antimary, com R_2 de 0,57, $\text{RMSE} 50,13 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Andersen et al. (2014), também utilizando dados LiDAR na Floresta Estadual do Antimary, Acre, obtiveram um modelo para predição da AGB com R_2 de 0,70 e $\text{RMSE} 41,50 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Já Ota et al. (2019), em uma floresta tropical em Mianmar, criaram um modelo de

regressão para estimar as mudanças da AGB produzidas pela extração seletiva, em uma escala de 0,25 ha. Suas variáveis independentes também foram obtidas por subtração das métricas da estrutura do dossel derivadas da nuvem de pontos fotogramétrica. A precisão obtida por Ota et al. (2019) ($R^2 = 0,77$ e $RMSE = 9,32$) também concorda com os resultados obtidos neste trabalho, assim como outros estudos anteriores em florestas tropicais (ZHAO et al., 2018; WANG et al., 2020).

A inclusão de mais variáveis independentes LiDAR produziu modelos com estatísticas R^2 mais altas. O uso de mais de uma variável independente para compor um modelo de AGB a partir de dados LiDAR é considerado aceitável (DRAKE, et al., 2002). No entanto, para evitar métricas LiDAR altamente colineares que limitariam a utilidade preditiva do modelo ao longo da faixa de condição da estrutura da floresta no local de estudo (D'OLIVEIRA et al., 2012), foi aceito apenas modelos com VIF abaixo de 10 e índice de colinearidade “fraco”.

Este procedimento está de acordo com estudos anteriores (D'OLIVEIRA et al., 2012; ANDERSEN *et al.*, 2014; D'OLIVEIRA et al., 2021). Em nosso estudo, o melhor modelo para estimar a alteração na AGB foi uma combinação de duas métricas LiDAR representando as alterações na estrutura vertical da floresta (Hsd) e a alteração na cobertura florestal, pela abertura de clareiras após a exploração florestal (CIExp).

A mudança na AGB encontrada nesta pesquisa vai ao encontro com Andersen *et al.* (2014), que em uma pesquisa similar com dados LiDAR, estimou uma redução total de $19,0 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (8% do AGB médio) em uma área de extração seletiva de árvores na Floresta Estadual do Antimary, Acre.

Já o resultado de Meyer et al. (2018) apresentou uma perda de biomassa de $15,2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ também em uma floresta de exploração seletiva na Floresta Estadual do Antimary, Acre. Essa diferença pode ser atribuída a magnitude da intensidade de exploração da área ($10 - 15 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$), pois foi menor que a intensidade de exploração deste estudo ($17,07 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$).

É possível observar que nas parcelas 3, 7, 8 e 9, os ganhos de AGB foram maiores que os impactos. Isso deve-se ao fato que além de uma redução na AGB associada à extração seletiva de madeira, é esperado um aumento na AGB para árvores remanescentes, devido ao crescimento ocorrido entre as aquisições (ANDERSEN *et al.*, 2014).

Então os impactos na floresta, devido à exploração, são consideravelmente maiores do que as mudanças estimadas pelo LiDAR, porque estas são agregadas de todas as alterações na copa (crescimento, regeneração nas clareiras, mortalidade, mudanças sazonais e reduções devido a exploração seletiva de madeira) (MALHI et al., 2004; D'OLIVEIRA et al., 2013).

Neste sentido, esta pesquisa deixa claro que as estimativas são para as alterações nas AGB da floresta após a exploração. Sendo considerado as mudanças na cobertura do dossel pelo fechamento ou surgimento de clareiras e as mudanças na AGB pela colheita de árvores ou regeneração florestal. Não foi discriminado o que são impactos da exploração, o que são impactos naturais e o que é regeneração.

Os resultados desta pesquisa estão de acordo com Andersen et al. (2014), quando afirma que, devido às complexidades logísticas e aos altos custos associados ao trabalho de campo em áreas remotas, é provável que essa situação - em que as medições são obtidas com dados LiDAR, e não com coletas em campo - sejam uma realidade no futuro, visto que foi apresentado um meio para medição das mudanças, a partir da estimativa das alterações da AGB em áreas de manejo, baseada em um modelo de regressão com métricas LiDAR, embora os pressupostos subjacentes às abordagens baseadas em modelos de regressão sejam diferentes e os resultados não tem a mesma exatidão das coletas em campo.

Neste estudo foi considerado apenas duas medições, porém as estimativas das alterações nos estoques de biomassa, são o mais próximo do real, pois foi considerado medições de campo e sobrevoo LiDAR antes e após a exploração em datas próximas (D'OLIVEIRA et al., 2012).

Em estudos futuros, recomendam-se novos voos em períodos regulares, simultaneamente com novas medidas em campo, em cada parcela, para se obter uma série temporal, permitindo reduzir qualquer tendência associada ao uso de um modelo de regressão desenvolvido a partir de um curto período de avaliação.

4.5.3. APLICAÇÃO DO MODELO

Foram distribuídas aleatoriamente 10 parcelas virtuais para validar o modelo, pois não haviam mais parcelas permanentes com dados de inventário diagnóstico e dados LiDAR, obtidos antes e após a exploração. Estas parcelas e a área teste não contribuíram para a construção do modelo. A diferença entre a média dos valores preditos e medidos é da ordem de $0,94 \text{ Mg ha}^{-1}$ ($19,87 \pm 4,06 \text{ Mg.ha}^{-1}$ e $18,93 \pm 4,09 \text{ Mg.ha}^{-1}$, respectivamente).

Um elemento que dá mais veracidade quando considerado, é o fato da estimativa da alteração na AGB na área teste está correlacionada com as estimativas de campo (p -valor = 0,0007), e serem estatisticamente igual (p -valor = 0,87).

A alteração da AGB obtida em campo na área teste, foi considerado somente as árvores exploradas ($\text{DAP} \geq 50 \text{ cm}$), então o valor superior da média estimada pelo modelo pode ser atribuído aos impactos da infraestrutura e da vegetação suprimida com a queda e

operações de arraste, pois o modelo considera todas as alterações na AGB, já a média observada em campo, considerou somente a AGB das árvores abatidas.

4.5.4. ANÁLISE DA PAISAGEM

A extrapolação do modelo do nível de parcela para a paisagem, produziu um mapa de alteração de AGB para a área de estudo exemplificada. Este é o método típico de avaliar os estoques e as mudanças de AGB (D'OLIVEIRA, et al., 2021). Este procedimento, muitas vezes empregando diferentes fontes de dados, incluindo de plataformas orbitais, e em múltiplas escalas, tem sido aplicado para produzir mapas AGB de alta resolução de áreas locais (BISPO et al., 2020; D'OLIVEIRA, et al., 2020; REX et al., 2020), até escalas regionais (LONGO et al., 2016), ou mesmo escalas nacionais e globais (ASNER et al., 2013b, SAATCHI et al., 2017).

A extrapolação realizada, apresentou um mapa da mudança de AGB, produzido pelo modelo linear múltiplo, coerente com os impactos detectados no sub-bosque e com as clareiras do dossel que surgiram após a exploração florestal. As árvores abatidas também estão sobrepostas às células que representam a perda na AGB (Figura 4.8). Mesmo não sendo o objetivo deste estudo, foi possível verificar o fechamento de clareiras em células que apresentaram ganho na AGB, evidenciando a acurácia do modelo.

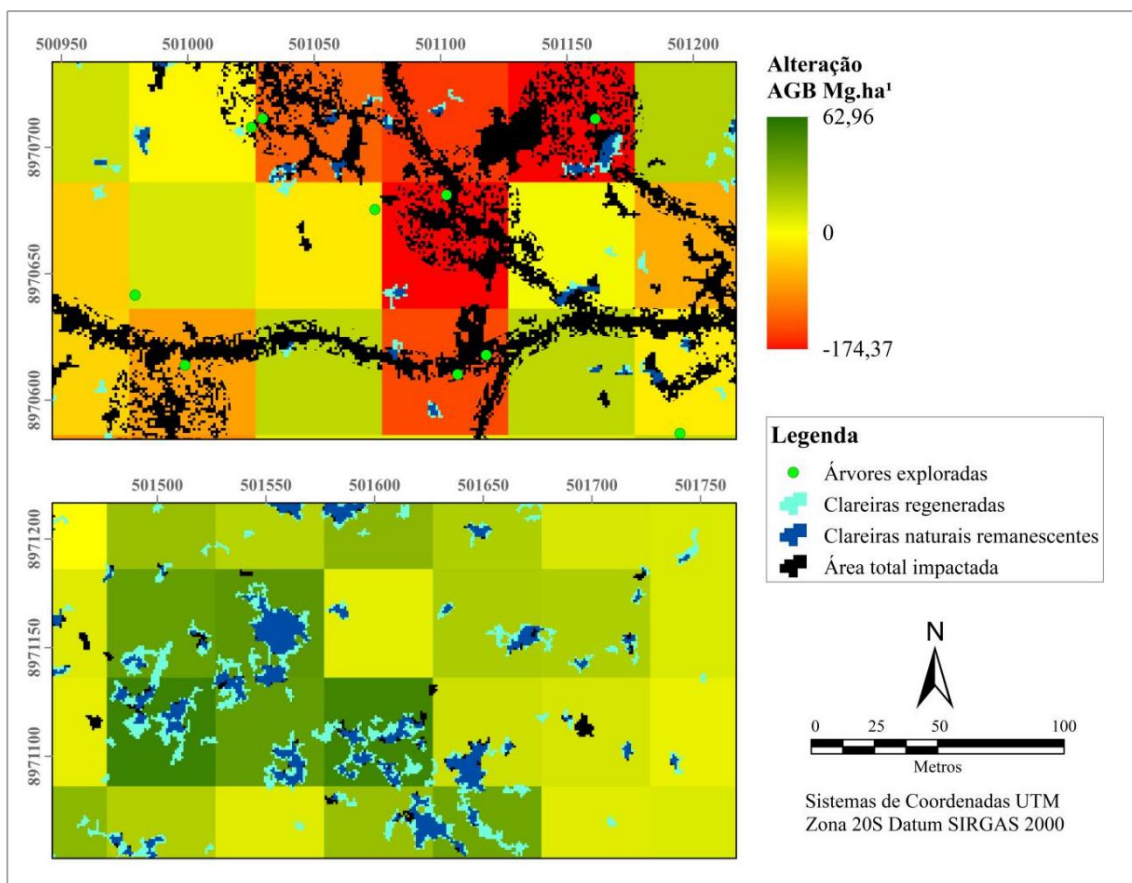


Figura 4.8. Recoste do mapa de alteração na AGB estimada em 50 m de resolução, gerado com o modelo de regressão linear múltiplo a partir de métricas LiDAR.

A média da AGB explorada na área da paisagem ($DAP \geq 50$ cm), foi de $12,15 \pm 0,62$ $Mg.ha^{-1}$, com uma diferença de apenas $2,75$ $Mg.ha^{-1}$ em relação à média da alteração da AGB estimada pelo modelo ($14,90 \pm 0,47$ $Mg.ha^{-1}$). Essa diferença é explicada pelo fato da média estimada está agregada a AGB perdida com a construção da infraestrutura e a vegetação suprimida pela queda das árvores abatidas. Então, era esperado que o valor estimado fosse superior a AGB das árvores cortadas.

Pode-se observar diferenças nas médias das alterações na AGB estimadas pelo modelo entre as áreas de treinamento (PP), área teste e a área da paisagem ($22,10$ $Mg.ha^{-1}$; $19,87$ $Mg.ha^{-1}$; $14,90$ $Mg.ha^{-1}$, respectivamente). Tal fato pode ser explicado pela magnitude da intensidade da exploração em cada área, pois nas áreas das parcelas permanentes (PP) a média da intensidade de exploração foi de $17,07$ $m^3.ha^{-1}$, na área teste $17,03$ $m^3.ha^{-1}$ e na área da paisagem $11,10$ $m^3.ha^{-1}$, confirmando a correlação da alteração na AGB estimada com a intensidade exploratória.

Considerando que cada tonelada de AGB possui 0,5 toneladas de carbono, o total de $7,45$ $Mg.ha^{-1}$ de carbono foi perdido na área da paisagem. O valor de 50% para o teor de carbono da biomassa é comumente empregado por pesquisadores para estimar o estoque de

carbono da vegetação na Amazônia (BROWN e LUGO, 1992; FEARNSIDE, 1994).

4.6. CONCLUSÃO

Nesta pesquisa foi possível mapear as estimativas da alteração na AGB através de métricas LiDAR com resolução de 50 m, que, junto com o MDR e MAD, fornece aos gestores florestais informações espacialmente abrangentes e robustas para monitoramento.

A seleção de ClExp e DHsd como variáveis explicativas LiDAR forneceram um modelo preditivo para alteração na AGB que está relacionado aos impactos na cobertura vegetal e a variabilidade da altura do dossel.

Muitos trabalhos com estimativas de AGB baseado em dados LiDAR mostraram a capacidade desta ferramenta para planejamento do manejo florestal na Amazônia, este trabalho, no que lhe concerne, confirma a precisão dos dados LiDAR para estimar parâmetros estruturais da floresta e, com uma nova abordagem, foi possível aferir as mudanças ocorridas na AGB. Em estudos futuros, recomenda-se aplicar o mesmo método para outras variáveis da estrutura florestal, a fim de reduzir os trabalhos de campo no monitoramento.

Este trabalho demonstrou o potencial do LiDAR para quantificação de mudanças estruturais em florestas tropicais exploradas seletivamente. Os resultados indicam que o LiDAR pode ser uma ferramenta valiosa para sistemas de monitoramento de carbono relacionados a REDD. Podendo fornecer um meio de quantificar mudanças no carbono acima do solo, atribuíveis às atividades de exploração madeireira, mesmo sendo de baixa intensidade, pois seriam mais difíceis de detectar usando outros métodos de análises (medições de campo, imagens de satélite, etc.).

O modelo está ajustado para áreas de concessões florestais de EIR na Amazônia, mas pode ser aplicado em áreas de exploração convencional ou até mesmo corte raso, partindo do pressuposto que estes tipos de exploração são menos rigorosos, com maiores aberturas de clareiras, porém carece de um teste para essa afirmação.

Recomenda-se que os sobrevoos LiDAR e as medições de campo permaneçam constantes. Isso fornecerá um maior nível de confiança nas previsões da AGB e carbono, e o modelo de regressão desenvolvido poderá ser aplicado sobre áreas de florestas semelhantes. E, com um histórico temporal LiDAR, será possível estudar a dinâmica de clareiras e regeneração natural em áreas manejadas.

Devido às complexidades logísticas e aos altos custos associados ao trabalho de campo em áreas remotas, é admissível que as medições sejam obtidas com dados LiDAR, e não com coletas em campo, para fins de monitoramento das alterações da AGB e carbono.

CAPÍTULO V - CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A TESE

5.1. QUESTÕES DE PESQUISA REVISITADAS

QUESTÃO A

Qual a intensidade dos impactos da EIR – Exploração de Impacto Reduzido na estrutura da floresta detectados pelo LiDAR?

Os resultados desta pesquisa demonstraram que a exploração danifica a floresta, mesmo aplicando técnicas de EIR. Esses impactos ocorrem no sub-bosque e no dossel florestal por conta das atividades exploratórias inerentes ao manejo florestal madeireiro (construção de estradas, trilhas de arraste e pátio, corte e queda das árvores e arraste das toras).

Este estudo avaliou a floresta estratificada, considerando os estratos dossel e sub-bosque para avaliação individual dos impactos por acreditar que essa abordagem é mais eficaz, pois a regeneração florestal a partir da exploração madeireira é estruturada verticalmente, com o sub-bosque se recuperando mais rapidamente do que o dossel. Neste sentido separou-se os distúrbios na floresta remanescente em impactos no sub-bosque e impactos no dossel.

Com o uso do Modelo de Densidade Relativa (MDR), foi possível observar o tipo de exploração seletiva de madeira. E, através da interpretação visual, digitalizar todas as infraestruturas de exploração, calcular a extensão, densidade e área de ocupação das infraestruturas e estimar o impacto da supressão da vegetação no sub-bosque de 1 a 5 m de altura, pelas operações exploratórias.

O uso do Modelo de Altura do Dossel (MAD) apresentou com riqueza de detalhes o dossel florestal, onde foi possível a medição da perda na altura do dossel, a ocorrência e tamanho das clareiras na cobertura do dossel. Com os dados LiDAR multitemporal foi possível verificar as alterações na estrutura vertical do dossel, comparando os MAD's antes e após a exploração da área. A partir de imagem diferença dos MAD's foi possível verificar o impacto total do dossel, considerando reduções maiores que 01 (um) metro de altura em todo perfil vertical da floresta.

Com base nos dados de inventários em campo, foi possível quantificar os distúrbios nas variáveis estruturais da floresta. As correlações com essas variáveis permitiu compreender as métricas LiDAR desenvolvidas para estimativas dos impactos na floresta manejada. E,

utilizando técnicas de modelagem, foi possível desenvolver uma equação e estimar as alterações na biomassa e carbono florestal.

QUESTÃO B

O LiDAR tem capacidade de quantificar as alterações na biomassa e carbono?

Foi observado que os impactos causados à floresta e a intensidade de exploração estão diretamente relacionados, onde os distúrbios à floresta são maiores com intensidade de exploração mais altas. Este resultado indica o potencial das métricas de medição de impacto LiDAR para quantificação das mudanças nas variáveis estruturais.

Por meio da combinação de variáveis LiDAR com informações extraídas de parcelas permanentes, foi possível, utilizando técnica de regressão linear múltipla, desenvolver equações capazes de estimar com precisão a alteração na AGB e carbono em áreas de manejo florestal para a Floresta Nacional do Jamari/RO. O melhor modelo para estimativa das alterações da AGB e carbono encontrado foi baseado nas métricas CIExp (clareiras que surgiram após a exploração) e DHsd (diferença dos desvios das alturas do dossel) do MAD.

Este modelo é capaz de estimar com precisão os efeitos da exploração de EIR em áreas de manejo, em termos de AGB e perdas de carbono, mesmo com baixa intensidade de exploração. Esses resultados indicam que o LiDAR pode ser uma ferramenta valiosa para sistemas de monitoramento de carbono relacionados a REDD para qualquer tipo de exploração na Amazônia, partindo do pressuposto que em áreas de exploração convencional ou corte raso, os impactos serão maiores sendo ainda mais fácil a detecção com LiDAR.

QUESTÃO C

O LiDAR pode auxiliar no monitoramento da exploração e avaliações de conformidade com os Planos de Manejo Florestal de EIR e contratos de concessões?

Este estudo comprovou a eficácia do uso de dados LiDAR para o monitoramento da exploração seletiva de madeira com técnicas de EIR, em florestas públicas sob concessão na região amazônica.

Os resultados que o LiDAR pode oferecer ao avaliar uma floresta explorada contribuem para a discussão da qualidade e eficiência da execução das operações florestais de EIR e se os limites, estabelecidos no contrato de concessão e normas legais, estão sendo cumpridos.

Partindo do princípio que LiDAR foi sensível às alterações na estrutura da floresta explorada sob o regime de Plano de Manejo Florestais Sustentáveis de EIR, em uma área

pública federal, é possível que o método desenvolvido nesta pesquisa pode ser utilizado para quantificar e monitorar os impactos do corte raso ou manejo de áreas privadas.

5.2. REVISÃO DA HIPÓTESE

HIPÓTESE

O LiDAR é uma eficiente ferramenta para estimar os impactos e alterações na floresta e promove um método alternativo de monitoramento de concessões florestais de EIR na Amazônia.

Com base nos resultados desta pesquisa, não foi possível afirmar que as métricas LiDAR são capazes de substituir as medições de campo, mas, foi possível observar e apresentar um panorama sobre a execução do manejo e fornecer estimativas sobre os impactos e alterações nas variáveis estruturais da floresta, comumente obtidas em campo.

Devido às complexidades logísticas e a extensão das áreas manejadas e as dificuldades associadas ao trabalho de campo em áreas remotas, principalmente na floresta Amazônica, o estudo demonstrou como admissíveis, os dados LiDAR, para estimativas de campo, podendo auxiliar o monitoramento das atividades do manejo florestal sustentável na Amazônia brasileira, já que permite identificar as áreas exploradas, quantificar os impactos, estimar as perdas de AGB e carbono florestal e qualificar a execução de um Plano de Manejo Florestal Sustentável.

Entretanto, é importante destacar que, com o tempo, o LiDAR perde sua eficácia para monitoramento de impactos, pois o crescimento e regeneração da vegetação remanescente pode obscurecer rapidamente os sinais de distúrbio medidos pelo LiDAR e os impactos tornam-se cada vez mais imperceptíveis.

Outra questão está relacionada o valor da aquisição dos dados LiDAR ALS, pois com base na média para inventários florestais na Amazônia Sul-ocidental, o trabalho de campo é de R\$ 3,45/ha (ACRE, 2016), enquanto que a média do custo de aquisição dos dados desta pesquisa foi de R\$ 39,1/ha. Este é um dos maiores problemas para efetivação desta tecnologia como ferramenta de monitoramento, mas espera-se que com a utilização de VANT torne-se equivalente ao custo do levantamento de campo.

5.3. RECOMENDAÇÕES E OPORTUNIDADE DE NOVOS ESTUDOS

O tema desta pesquisa não se esgota com as abordagens realizadas e os resultados apresentados. São necessários novos estudos para aprofundamento de algumas questões levantadas, bem como, sanar as lacunas, melhorando a metodologia utilizada.

Os resultados desta pesquisa podem ser melhorados com novos estudos abordando outras variáveis estruturais e métricas LiDAR, com diferentes resoluções espaciais, temporais e limites (limite inferior e superior de altura e faixa de densidade de pontos do MDR).

Em estudos futuros, recomenda-se aplicar em outras variáveis da estrutura florestal, como volume e área basal, o mesmo método desenvolvido neste estudo para estimar as alterações na AGB, de modo a reduzir os trabalhos de campo e estimar essas variáveis paramétricas para toda a paisagem, estabelecendo uma maior capacidade de monitoramento dos manejos florestais sustentáveis na Amazônia a partir de dados LiDAR.

Aconselha-se estudos com o uso de equipamentos GNSS Geodésico, para as estimativas de campo, pois enriqueceria os parâmetros estatísticos das estimativas LiDAR, a partir da maior precisão dos dados.

Recomenda-se o aperfeiçoamento das técnicas de EIR aplicadas nas áreas de exploração pelos concessionários, bem como o acompanhamento da exploração florestal em campo, por parte dos órgãos de gestão dos contratos de concessão, para garantir uma boa execução das técnicas de EIR e a sustentabilidade do manejo florestal.

O planejamento da exploração deve ser integrado ao ecossistema florestal, priorizando a redução de impactos ambientais. Mesmo não sendo o objetivo da presente pesquisa, foi possível observar na literatura que o LiDAR é eficiente para planejamento estratégico do PMFS, tendo em vista a riqueza de detalhes sobre o terreno, o que nos permite recomendar a utilização do LiDAR na fase de planejamento da exploração.

Da mesma forma, avança-se a integração do Modelo Digital de Exploração Florestal (Modelflora) com LiDAR, para o microzoneamento da área, com intuito de informatizar e rastrear as operações de campo, otimizando as atividades exploratórias e promovendo a exploração de impacto reduzido (EIR).

Parte dos impactos na floresta podem ser evitados se a exploração madeireira for bem planejada. Portanto, aponta-se como necessário um planejamento estratégico para que a infraestrutura do manejo seja otimizada, com objetivo de minimizar a densidade de trilhas de arraste, uma vez que os PMFS requerem grandes áreas de colheita para compensar os baixos volumes comerciais das florestas amazônicas.

Aponta-se que as pesquisas futuras e o monitoramento, sejam conduzidos com a floresta estratificada, considerando pelo menos os estratos dossel e sub-bosque para avaliação individual dos impactos, assim como realizado nesta pesquisa. Pois a regeneração florestal a partir da exploração madeireira ocorre verticalmente, com o sub-bosque recuperando-se mais rapidamente do que o dossel.

É importante destacar que, para estudos mais precisos de impactos na floresta manejada, é necessário avaliar todo o perfil vertical da floresta, visto que os distúrbios no sub-bosque podem ser obscurecidos pelo dossel.

Para não perder informações quanto ao impacto e a capacidade regenerativa, aventa-se que o monitoramento com LiDAR seja conduzido logo após o término da exploração e que de forma alguma a primeira coleta LiDAR, ultrapasse 02 (dois) do início da exploração.

Propõe-se a realização de coberturas LiDAR periódicas sobre as mesmas áreas. Isso fornecerá maior nível de confiança nas estimativas de distúrbios, possibilitará análise temporal da dinâmica da floresta, estudos de dinâmica de clareiras e regeneração florestal, pois, juntamente com remedições de campo em parcelas permanentes, são informações essenciais no processo de monitoramento dos Planos de Manejo Florestal Sustentável, implementados na Amazônia brasileira.

Sugere-se estudos de LiDAR em VANT (*drones*) para fins de monitoramento da exploração florestal. Esta é uma ferramenta de aquisição de dados de sensoriamento remoto de baixo custo capaz de produzir nuvens de pontos com densidades mais altas, comparado ao ALS, e podem constituir uma alternativa para as próximas campanhas de LiDAR e efetivar essa tecnologia como uma ferramenta de monitoramento nas áreas de concessão florestal.

Referências Bibliográficas

ABSHIRE, J. B.; SUN, X.; AFZAL, R. S. Mars Orbiter Laser Altimeter: receiver model and performance analysis. **Applied Optics**, v. 39, n. 15, p. 2449-2460, 2000.

ACRE. Diário Oficial do Estado (DOE) 11.728 de 28 junho de 2016. Rio Branco, Acre.

AFFEK, A. N.; ZACHWATOWICZ, M.; SOSNOWSKA, A.; GERLÉE, A.; KISZKA, K. Impacts of Modern Mechanised Skidding on the Natural and Cultural Heritage of the Polish Carpathian Mountains. **Forest Ecology and Management**, v. 405, p. 391-403, 2017.

AGRAWAL, A.; NEPSTAD, D.; CHHATRE, A. Reducing emissions from deforestation and forest degradation. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 36, 373–396, 2011. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042009-094508>.

AGUIAR, M. O. et al. Metaheuristics applied for storage yards allocation in an Amazonian sustainable forest management area. **Journal of Environmental Management**, v. 271, n. 1, 2020.

AKAY, A. E.; M.G. WING, J. Sessions Estimating sediment reduction cost for low-volume forest roads using a LiDAR-derived high-resolution DEM. **Balt. J. Road Bridg. Eng.**, 9 (2014), pp. 52-57, 10.3846/bjrbe.2014.07

ALAMGIR, M.; CAMPBELL, MJ; TURTON, SM; PERT, PL; EDWARDS, W. Degraded tropical rain forests possess valuable carbon storage opportunities in a complex, forested landscape. **Sci. Rep.** 2016, 6, 30012.

ALENCAR, A.; ZIMBRES, B.; SHIMBO, J.; BRANDÃO JR, A.; ARRUDA, V.; LENTI, F.; CARLOS SOUZA JR. & AZEVEDO, T. **Nota Metodológica SEEG 8 Setor Mudança de Uso da Terra e Florestas.** 2020.

ALMEIDA, D.R.A.; BROADBENT, E.N.; ZAMBRANO, A.M.A.; WILKINSON, B.E.; FERREIRA, M.E.; CHAZDON, R.; MELI, P.; GORGENS, E.B.; SILVA, C.A.; STARK, S.C.; VALBUENA, R.; PAPA, D.A.; BRANCALION, P.H.S. 2019. Monitoring the structure of forest restoration plantations with a drone-Lidar system. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 79, 192–198. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.03.014>.

AMARAL, P.; VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P.; VIDAL, E. Floresta para sempre: Um manual para a produção de madeira na Amazônia. Belém: **Imazon**, 1998. 130p.

ANDERSEN, H. E.; REUTEBUCH, S. E.; MCGAUGHEY, R. J. A rigorous assessment of tree height measurements obtained using airborne LiDAR and conventional field methods. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 5, p. 355-366, 2006.

ANDERSEN, H. E.; STRUNK, J.; TEMESGEN, H.; ATWOOD, D.; WINTERBERGER, K. Using multi-level remote sensing and ground data to estimate forest biomass resources in remote regions: a case study in the boreal forests of interior Alaska. **Canadian Journal of Remote Sensing**, Canada, v. 37, n. 6, p. 596-611, Dec. 2011.

ANDERSEN, H.; REUTEBUCH, S. E.; MCGAUGHEY, R. J.; D'OLIVEIRA, M. V. N.; KELLER, M. Monitoring selective logging in western Amazonia with repeat LIDAR flights. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdam, v. 151, p. 157-165, Aug. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.049>.

AREVALO, B., VALLADAREZ, J., MUSCHAMP, S., KAY, E., FINKRAL, A., ROOPSIND, A., PUTZ, F.E. Effects of reduced-impact selective logging on palm regeneration in Belize. **For. Ecol. Manage.** 369, 155–160, 2016.

ASNER G. P.; MASCARO J.; MULLER-LANDAU H. C.; VIEILLEDENT G.; VAUDRY R.; RASAMOELINA M.; HALL J. S.; VAN BREUGEL M. A universal airborne LiDAR approach for tropical forest carbon mapping. **Oecologia**, v.168, p.1147–1160, 2012.

ASNER, G. P. et al. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.103, n. 12, p. 947-950, 2006.

ASNER, G. P. et al. Forest canopy gap distributions in the Southern Peruvian Amazon. **PLoS ONE**, v. 8, n. 4, 2013.

ASNER, G. P.; CARLSON, K. M.; MARTIN, R. E. Substrate age and precipitation effects on Hawaiian forest canopies from spaceborne imaging spectroscopy. **Remote Sensing of Environment**, v.98 p.457 – 467, 2005.

ASNER, G. P.; KELLER, M.; SILVA, J. N. M. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. **Global Change Biology**, v. 10, p. 765-783, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00756.x>.

ASNER, G. P.; POWELL, G. V. N.; MASCARO, J.; KNAPP, D. E.; CLARK, J. K.; JACOBSON, J.; KENNEDY-BOWDOIN, T.; BALAJI, A.; PAEZ-ACOSTA, G.; VICTORIA, E.; SECADA, L.; VALQUI, M.; HUGHES, R. F. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, Washington, DC**, v. 107, n. 38, p. 16738-16742, 2010.

ASNER, G.P., MASCARO, J., ANDERSON, C., KNAPP, D.E., MARTIN, R.E., KENNEDY-BOWDOIN, T.Y., VAN BREUGEL, M., DAVIES, S., HALL, J.S., MULLER-LANDAU, H.C., POTVIN, C., SOUSA, W., WRIGHT, J., BIRMINGHAM, E., 2013b. High-fidelity national carbon mapping for resource management and REDD+. **Carbon Balance Manag.** 8 (1) <https://doi.org/10.1186/1750-0680-8-7>.

ASNER, G. P.; MASCARO, J.; MULLER-LANDAU, H.; VIEILLEDENT, G.; VAUDRY, R.; RASAMOELINA, M.; HALL, J. S.; BREUGEL, M. V. A universal airborne LiDAR approach for tropical forest carbon mapping. **Oecologia**, v.168, n. 4, p. 1147-1160, 2011.

AWRANGJEB, M.; ZHANG, C.; FRASER, C.S. Automatic extraction of building roofs using LIDAR data and multispectral imagery. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, 83, pp.1–18, 2013.

AZIZI, A.Z., NAJAFI, S. Sadeghian Forest road detection using LiDAR data. **J. For. Res.**, 25, 975-980. 2014. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0544-0>.

BACCINI, A.; GOETZ, S.J.; WALKER, W.S.; LAPORTE, N.T.; SUN, M.; SULLAMENASHE.; ... & SAMANTA, S. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon density maps. **Nat Clim. Chang.** 2(3):182–185, 2012.

BADAWY, H. M. Automatic classification of coarse density LiDAR data in urban area. *International Archives of Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. XL-5, p. 77-81, 2014.

BALTSAVIAS, E. P. A comparison between photogrammetry and laser scanning. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, [s. l.], v. 54, n. 2/3, p. 83-94, 1999.

BARBOSA et al., 2017 R.P. BARBOSA, L.C.E. RODRIGUEZ, E.B. Gorgens Multi-criteria optimization for log extraction in Amazon based on airborne laser scanning data *Scientia Forestalis.*, 45 (2017)

BARBOUR, T.E.; SASSAMAN, K.E.; ZAMBRANO, A.M.A.; BROADBENT, E.N.; WILKINSON, B.; KANASKI, R. Rare pre-Columbian settlement on the Florida Gulf Coast revealed through high-resolution drone LiDAR. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**, 116, 23493–23498, 2019.

BARTLETT, M. S. Properties of sufficiency and statistical tests. *Proceedings of the Royal Statistical Society. Series A* 160, p. 268–282, 1937.

BASKENT, EZ, BORGES, JG, KAŠPAR, J., & TAHRI, M. Um projeto para abordar vários serviços ecossistêmicos no planejamento do manejo florestal. **Florestas**, 11 (10), 1108, 2020. <https://doi.org/10.3390/f11101108>

BEETS, P.N.; REUTEBUCH, S.; KIMBERLEY, M.; OLIVER, G.; PEARCE, S. & MCGAUGHEY, R. Leaf area index, biomass carbon and growth rate of radiata pine genetic types and relationships with LiDAR. **Forests**, 2(3): 637-659, 2011.

BEHAN, A. On the matching accuracy of rasterised scanning laser altimeter data. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 33, n. 2, p. 75-80, 2000.

BICKNELL, J.E., STRUEBIG, M.J., DAVIES, Z.G., BARALOTO, C. Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. **J. Appl. Ecol.** 52 (2), 379–388, 2015. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12391>.

BICKNELL, J.E., STRUEBIG, M.J., DAVIES, Z.G., BARALOTO, C. Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. **J. Appl. Ecol.** 52 (2), 379–388, 2015. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12391>.

BISPO, P.D.C., RODRÍGUEZ-VEIGA, P., ZIMBRES, B., DO COUTO DE MIRANDA, S., HENRIQUE GIUSTI CEZARE, C., FLEMING, S., BALDACCHINO, F., LOUIS, V., RAINS, D., GARCIA, M., DEL BON ESPÍRITO-SANTO, F., ROITMAN, I., PACHECO-PASCAGAZA, A.M., GOU, Y., ROBERTS, J., BARRETT, K., FERREIRA, L.G., SHIMBO, J.Z., ALENCAR, A., BUSTAMANTE, M., WOODHOUSE, I. H., EYJI SANO, E., OMETTO, J.P., TANSEY, K., BALZTER, H., 2020. Woody aboveground biomass mapping of the Brazilian Savanna with a multi-sensor and machine learning approach.

Remote Sens. 12 (17), 2685. <https://doi.org/10.3390/rs12172685>.

BORMANN FH, LIKENS GE. Perturbação catastrófica e estado estacionário nas florestas de madeira do norte: Um novo olhar sobre o papel da perturbação no desenvolvimento dos ecossistemas florestais sugere implicações importantes para as políticas de uso da terra. **Am Sci** 1979; 67: 660-669.

BOTTAI, L.; ARCIDIACO, L.; CHIESI, M.; MASELLI, F. Application of a single-tree identification algorithm to LiDAR data for the simulation of stem volume current annual increment. **Journal of Applied Remote Sensing**, Florida, v. 7, n. 1, Jan. 2013.

BOX, G.E.P.; HUNTER, J.S. & HUNTER, W.G. 2005. Statistics for experimenters: design, discovery, and innovation. **New Jersey, John Wiley & Sons**, 655 p.

BRANCALION, P.H.S., DE ALMEIDA, D.R.A., VIDAL, E., MOLIN, P.G., SONTAG, V.E., SOUZA, S.E.X. F., SCHULZE, M.D., 2018. Fake legal logging in the Brazilian **Amazon. Sci. Adv.** 4, eaat1192. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat1192>.

BRASIL, 2006a. Lei n 11.284/2006. Dispõe sobre a lei gestão de florestas públicas para a produção sustentável; institui na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, o Serviço Florestal Brasileiro - SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal - FNDF; e dá.

BRASIL, 2007. Norma de Execução no 1, de 24 Abril de 2007 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. https://www.normasbrasil.com.br/norma/norma-de-execucao-1-2007_90937.html.

BRASIL, 2009. Resolução 406, de 02 de fevereiro de 2009. Estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável-PMFS com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. Ministério.

BRASIL, 2018. Resolução/CEMAAM N. 30 de 31 de outubro de 2018. Conselho Estadual do Meio Ambiente, CEMAAM, Brasil.

BRASIL. INSTRUÇÃO NORMATIVA MMA Nº 4. Autorização Prévia à Análise Técnica de Plano de Manejo Florestal Sustentável-APAT, 2002. Disponível em: www.ibama.gov.br/phocadownload/category/47-?download=7668%3Ain-04. Acesso em: 25/05/2019.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). O Brasil na Agenda Internacional para o Desenvolvimento Sustentável. MMA, 2012a. 190 p.

BRASIL.IBAMA, 2007. Norma de Execução Nº 1, de 24 de abril de 2007. Diretrizes técnicas para elaboração dos planos de manejo florestal sustentável – PMFS. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 405, 30 abr. 2007.

BRASIL.INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Monitoramento da floresta amazônica é tema de seminário de cooperação franco-brasileira. 2016. Disponível em: <http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=4220>. Acesso em: 20 jan. 2020.

BRASIL.INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 271 p., 2012b.

BRASIL.INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). Diretrizes Simplificadas para Instalação e Medição de Parcelas Permanentes em Ovelha errante Florestas Naturais da Amazônia Brasileira. Organização Grupo Inter-Institucional de Monitoramento da Dinâmica de Crescimento de Florestas na Amazônia Brasileira. 2006c.

BRASIL.Instrução Normativa 05, de 11 de dezembro de 2006b. Dispõe sobre a Autorização Prévia à Análise Técnica de Plano de Manejo Florestal Sustentável-APAT, e dá outras providências.

BRASIL.Ministério do Meio Ambiente. Manejo florestal. 2020. In: <https://www.mma.gov.br/florestas/manejo-florestal-stent%C3%A1vel/productosmadeireiros-e-n%C3%A3o-madeireiros.html>. Acesso em: 11 Dez. 2021.

BRAZ, E. M.; d' OLIVEIRA, M. V. N. Planejamento de arraste mecanizado em floresta tropical. **Embrapa Acre - Séries anteriores** (INFOTECA-E), 1997.

BRAZ, E. M.; THAINES, F. Planejamento da exploração em uma unidade de produção de floresta tropical no Estado do Amazonas. **Embrapa Florestas**. Comunicado técnico, 2010.

BRAZ, E.M., D'OLIVEIRA, M.V.N., 2001. Planejamento da extração madeireira dentro de critérios econômicos e ambientais. **Embrapa Acre-Circular Técnica (INFOTECA-E)**.

BREDE, B.; LAU, A.; BARTHOLOMEUS, H.M.; KOOISTRA, L. Comparing RIEGL RiCOPTER UAV LiDAR derived canopy height and DBH with terrestrial LiDAR. **Sensors** 2017, 17, 2371.

BROKAW, N.V.L., 1982. The definition of treefall gap and Its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica** 14, 158–160. doi:10.2307/2387750

BROKAW, N.V.L., 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*. doi:10.2307/1940529

BUFTON, J.; BLAIR, B.; CAVANAUGH, J.; GARVIN, J.; HARDING, D.; HOPF, D.; KIRKS, K.; RABINE, D.; WALSH, N. Shuttle Laser Altimeter (SLA): a pathfinder for space-based laser altimetry and LiDAR. In: **Shuttle Small Payloads Symposium, Proceedings....**, 1995. p. 83-91.

BUSTAMANTE, M.M.C., SILVA, J.S., SCARIOT, A. et al. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitig Adapt Strateg Glob Change** 24, 1249–1270 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9837-5>

C.A. ALVARES, J.L. STAPE, P.C. SENTELHAS, J.L. DE MORAES GONÇALVES, G. Sparovek Köppen's climate classification map for Brazil Meteorol. **Zeitschrift**, **22** (2013), pp. 711-728, 10.1127/0941-2948/2013/0507

CANAVESI, V.; FLÁVIO JORGE PONZONI, F. J.; VALERIANO, M. M. Estimativa de volume de madeira em plantios de Eucalyptus spp. utilizando dados hiperespectrais e dados topográficos. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.3, p.539-549, 2010.

CAO, LIN. **The Use of Airborne LiDAR to Assess Tree Species and Forest Biomass in Subtropical Forests** by. Thesis (Doctor of Philosophy) Faculty of Graduate and Postdoctoral Studies - University of British Columbia, Vancouver, 146p. 2015

CARABAJAL, C. C.; HARDING, D. J.; LUTHCKE, S. B.; FONG, W.; ROWTON, S. C.; FRAWLEY, J. J. Processing of shuttle laser altimeter range and return pulse data in support of SLA-02. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 32, n. 3214, p. 65-72, 1999.

CARIELLO, R. V. **Considerações sobre a exploração de impacto reduzido**. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 34 f. 2008.

CARLSON, T. N.; RIPLEY, D. A. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. **Remote Sensing of Environment**, v. 62, p. 241–252, 1997.

CARVALHO, A. L. DE; D'OLIVEIRA, M. V. N. 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.049>.

CASTRO, F. C. E.; CENTENO, T. M. Segmentação de imagens geradas por perfilamento a laser para delimitação de árvores individuais em uma área de reflorestamento de eucaliptos. In: **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 12., 2005, Goiânia. Anais... São José dos Campos: INPE, p. 737-744. 2005.

CENTENO, J. A. S.; MITISHITA, E. A. Laser scanner aerotransportado no estudo de áreas urbanas: A experiência da UFPR. In: **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 13., 2007, Florianópolis. Anais... São José dos Campos: INPE p. 3645-3652. 2007.

CHAMBERS, J. Q. The steady-state mosaic of disturbance and succession across an old-growth central Amazon forest landscape. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 10, p. 3949–3954, 2013.

CHASMER, L., HOPKINSON, C., TREITZ, P., 2006. Investigando a penetração do pulso do laser através de um dossel de coníferas, integrando o lidar aéreo e terrestre. **Lata. J. Remote Sens.** 32, 116 - 125 <https://doi.org/10.5589/m06-011>.

CLODE, S., ROTTENSTEINER, F., KOOTSOOKOS, P., ZELNIKER, E., 2007. Detection and vectorization of roads from lidar data Photogramm. **Eng. Remote Sens.** 73, 517-535, <https://doi.org/10.14358/PERS.73.5.517>.

COCHRANE, M.A. Fire science for rainforests. **Nature**, 421, 2003. 913–919.

doi:10.1038/nature01437

COLOMINA, I.; MOLINA, P. Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: A review. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 2014, 92, 79–97.

CONAMA – National Environmental Council 2009. Resolução no 406/2009. <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=597>>.

CORTE, A.P.D.; REX, F.E.; ALMEIDA, D.R.A.D.; SANQUETTA, C.R.; SILVA, C.A.; MOURA, M.M.; WILKINSON, B.; ZAMBRANO, A.M.A.; NETO, C.; VERAS, H.F.; et al. Measuring individual tree diameter and height using GatorEye High-Density UAV-Lidar in an integrated crop-livestock-forest system. *Remote Sens.* 2020, 12, 863.

COSTA, V.A.M. DE OLIVEIRA, A. DA F., DOS SANTOS, J.G., BOVO, A.A.A., DE ALMEIDA, D.R.A., GORGENS, E.B. 2020. Assessing the utility of airborne laser scanning derived indicators for tropical forest management. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 82(4), 352-358. <https://hdl.handle.net/10520/ejc-soufor-v82-n4-a5>.

CRAVEN, M.G. WING. Aplicação de LiDAR no ar para geomática de estradas florestadas SCAND. *J. FOR. RES.*, 29 (2014), pp. 174-182, 10.1080/02827581.2014.881546

CRUZ, C. D. GENES - A software package for analysis in experimental statistics and quantitative genetics. *Acta Scientiarum.* v. 35, n. 3, p. 271-276, 2013.

D'OLIVEIRA, M. V. N.; LOCKS, C. J. Potencial do Uso de Sar Aerotransportado para Modelagem do Terreno e da Biomassa Acima do Solo em Região de Floresta Tropical. p. 1855–1858, 2019.

D'OLIVEIRA, M. V. N.; RIBAS, L. A. Forest Ecology and Management Forest regeneration in artificial gaps twelve years after canopy opening in Acre State Western Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 11, p. 1722–1731, 2011.

D'OLIVEIRA, M. V. N.; REUTEBUCH, S. E.; MCGAUGHEY, R. J.; ANDERSEN, H. E. Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning LiDAR in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment*, New York, v. 124, p. 479-491, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.05.014>.

D'OLIVEIRA, M., BROADBENT, E., OLIVEIRA, L., ALMEIDA, D., PAPA, D., FERREIRA, M., ZAMBRANO, A., SILVA, C., AVINO, F., PRATA, G., MELLO, R., FIGUEIREDO, E., JORGE, L., JUNIOR, L., ALBUQUERQUE, R., BRANCALION, P., WILKINSON, B., OLIVEIRA-DA-COSTA, M., 2020. Aboveground biomass estimation in amazonian tropical forests: a comparison of aircraft-and GatorEye UAV-borne LiDAR data in the Chico Mendes Extractive Reserve in Acre, Brazil. *Remote Sens.* 12 (11), 1754. <https://doi.org/10.3390/rs12111754>.

D'OLIVEIRA, M.V.N.; FIGUEIREDO, E.O.; DE ALMEIDA; D.R.A.; OLIVEIRA, L.C.; SILVA, C.A., NELSON, B.W.; DA CUNHA, R.M.; DE ALMEIDA PAPA, D.; STARK, S.C., VALBUENA, R. Impacts of selective logging on Amazon forest canopy structure and biomass with a LiDAR and photogrammetric survey sequence. *Forest Ecology and Management* 500, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119648>.

DALAGNOL, R.; PHILLIPS, O.L.; GLOOR, E.; GALVÃO, L.S.; WAGNER, F.H.; LOCKS, C.J.; ARAGÃO, L.E.O.C. Quantifying Canopy Tree Loss and Gap Recovery in Tropical Forests under Low-Intensity Logging Using VHR Satellite Imagery and Airborne LiDAR. **Remote Sens.** 11, 817, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11070817>.

DALPONTE, M.; BRUZZONE, L.; VESCOVO, L.; GIANELLE, D. The role of spectral resolution and classifier complexity in the analysis of hyperspectral images of forest areas. **Remote Sensing of Environment**, v.113, p.2345–2355, 2009.

DARRIGO, M.R.; VENTICINQUE, E.M.; SANTOS, F.A.M. dos. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **For. Ecol. Manage.** 360, 52–59, 2016. doi:10.1016/j.foreco.2015.10.012.

DAVIDSON, E.A.; DAVIDSON, E.A.; DE ARAUJO; A.C., ARTAXO, P., BALCH, J.K.; BROWN, I.F.; BUSTAMANTE, M.M.C.; COE, M.T.; DEFRIES, R.S.; KELLER, M.; LONGO, M.; MUNGER, J.W.; SCHROEDER, W.; SOARES, B.S.; SOUZA, C.M.; WOFSY, S.C., 2012. **The Amazon basin in transition.** *Nature* 481 (7381), 321–328.

DE AVILA, A. L. et al. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 225-235, 2017.

DEFRIES, R.S.; HOUGHTON, R.A.; HANSEN, M.C.; FIELD, C.B.; SKOLE, D.; TOWNSHEND, J. Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 1990s. **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.** 99, 14256–14261, 2002.

DIONISIO, L. F. S. Growth, mortality, and recruitment of tree species in an Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 150-156, 2018.

D'OLIVEIRA, M. V. N.; FIGUEIREDO, E. O.; PAPA, D. A. **Uso do LiDAR como ferramenta para o manejo de precisão em florestas tropicais.** Brasília, DF: Embrapa, 2014. 130 p.

DRAKE, J.B.; DUBAYAHA, R.O.; CLARK, D.B.; KNOX, R.G.; BLAIR, J.B.; HOFTON, M.A.; CHAZDON, R.L.; WEISHAMPEL, J.F.; PRINCE, S.D. Estimation of tropical forest structural characteristics using large-footprint LiDAR. **Remote Sens. Environ.**, 79, 305–319, 2002.

DUBROV, M.; VOLKOV, V.; LARIONOV, I., MRLINA, J.; POLAK, V.; ALEKSANDROV, D. Application of spaced system of laser interferometers and tiltmeters for sharing the earthquakes precursory events. In EPJ Web of Conferences. **EDP Sciences**, Vol. 254, p. 03002, 2021. <https://doi.org/10.1051/epjconf/202125403002>.

BUGDAY, E.; Akay, A.E. Evaluation of forest road network planning in landslide sensitive areas by GIS-based multi-criteria decision making approaches in Ihsangazi Watershed, Northern Turkey Sumar. **List**, 143, pp. 325-336, 2019. 10.31298/sl.143.7-8.4

E. ÇALIŞKAN. Planning of environmentally sound forest road route using & S-MCDM Sumar. **List**, 141, pp. 583-591, 2017.

ELLIS, P.; GRISCOM, B.; WALKER, W.; GONÇALVES, F.; CORMIER, T. Mapping selective logging impacts in Borneo with GPS and airborne LiDAR. **Forest Ecology and Management**, v. 365, p. 184-196, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.020>.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2ª Ed., 2006. 306 p.

ERB, K.-H.; KASTNER, T.; PLUTZAR, C. ; BAIS, ALS; CARVALHAIS, N. ; FETZEL, T. ; GINGRICH, S. ; HABERL, H. ; LAUK, C. ; NIEDERTSCHEIDER, M. Impacto inesperadamente grande do manejo florestal e do pastoreio na biomassa da vegetação global. **Nature**, 553, 73, 2018. <https://doi.org/10.1038/nature25138>.

ESPÍRITO SANTO, F.D.B.; KELLER, M.M.; LINDER, E; OLIVEIRA, R.C. JUNIOR; PEREIRA C.; OLIVEIRA C.G. Formação de lacunas e ciclagem de carbono na Amazônia brasileira: medição utilizando sensoriamento remoto óptico de alta resolução e estudos em grandes parcelas florestais. **Plant Ecology Diversity**, 7: 305-318, 2014. 10.1080 / 17550874.2013.795629

ESRI, 2019. ArcMap software, ArcGIS Release 10.4. ESRI, Redlands, CA.

FEARNSIDE, PHILIP M. Emissões de gases de efeito estufa por mudanças no uso da terra na região amazônica do Brasil. In: Mudanças climáticas globais e ecossistemas tropicais. **CRC Press**, p. 231-249, 2019. ISBN de e-book 9780203753187

FELDPAUSCH, T. R. et al. When big trees fall: damage and carbon export by reduced impact logging in southern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 219, n. 2-3, p. 199-215, 2005.

FERREIRA, F. R. **Segmentação do espaço urbano por meio da tecnologia LIDAR aerotransportado**. 130 p. Dissertação (Mestre em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

FIGUEIREDO, E. O.; BRAZ, E. M.; D'OLIVEIRA, M. V. N. **Manejo de precisão em florestas tropicais: modelo digital de exploração florestal**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2. ed , 183 p. 2008.

FIGUEIREDO, E. O.; BRAZ, E. M.; D'OLIVEIRA, M. V. N. (Ed.) **Manejo de precisão em florestas tropicais: modelo digital de exploração florestal**. Rio Branco: Embrapa Acre, 183 p. 2007.

FIGUEIREDO, E. O.; d'OLIVEIRA, M. V. N.; FEARNESIDE, P. M.; PAPA, D. A. Modelos para estimativa de volume de árvores individuais pela morfometria da copa obtida com LiDAR. **CERNE**, v. 20, n. 4, p. 621-628, 2014.

FINER, M., JENKINS, C.N., SKY, M.A.B., PINE, J. Logging concessionseEnable illegal logging crisis in the Peruvian Amazon. **Sci. Rep.** 4, 1–6. 2014. <https://doi.org/10.1038/srep04719>.

FISHER, A.; ARMSTON, J.; GOODWIN, N.; SCARTH, P. Modelling canopy gap probability, foliage projective cover and crown projective cover from airborne lidar metrics in Australian forests and woodlands. **Remote Sensing of Environment**. 237. 2020.

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111520>.

FISHER, J. I. et al. Clustered disturbances lead to bias in large-scale estimates based on forest sample plots. **Ecology Letters**, v. 11, n. 6, p. 554-563, 2008.

FLOOD, M. LiDAR activities and research priorities in the commercial sector. In: ISPRS WORKING GROUP III/3, 2001, Anapolis. Land surface mapping and characterization using laser altimetry: proceedings. Freiburg: [S.I.] **International Society of Photogrammetry and Remote Sensing**, 2001. p. 3-7. (International archives of photogrammetry, remote sensing and spatial information sciences, v. 34, pt. 3/W4). Editado por: M. A. Hofton. Disponível em: < <http://www.isprs.org/proceedings/XXXIV/3-W4/pdf/Flood.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2017.

FRANCEZ, L.M.B.; CARVALHO, J.O.P.; JARDIM, F.C.S. Mudanças ocorridas na composição florística em decorrência da exploração florestal em uma área de floresta de Terra firme na região de Paragominas, PA. **Acta Amazônica**, v. 37, n. 2, p. 219-228, 2007.

FUENTES, D. A.; GAMON, J. A.; CHENG, Y.; CLAUDIO, H. C.; QIU, H.; MAO, Z.; SIMS, D. A.; RAHMAN, A. F.; OECHEL, W.; LUO, H. Mapping carbon and water vapor fluxes in a chaparral ecosystem using vegetation indices derived from AVIRIS. **Remote Sensing of Environment**, v. 103, p.312 - 323, 2006.

FUNDAÇÃO FLORESTA TROPICAL-FFT. Manual e diretrizes para avaliação de impactos da exploração florestal. Belém: 2002.

FUNTAC. **Estrutura do plano de manejo de uso múltiplo da floresta Estadual do Antimary**. Rio Branco Acre. 1989.

KELLER, G.; SHERAR, J.; ZWEEDE, J. Overview of Amazon Basin Forest Roads Manual Transp. **Res. Rec.**, 2472 (1) (2015), pp. 56-63, 10.3141/2472-07

GALANTE, M.V., PINARD, M.A., MENCUCCINI, M. Estimating carbon avoided from the implementation of reduced-impact logging in Sabah, Malaysia. **Int. For. Rev.** 20, 58–78, 2018. <https://doi.org/10.1505/146554818822824192>.

GARMIN. GPSMAP 76 Cx Sirf Star. Disponível em: <http://www.garmin.com/products/gpsmap_76cx/#>. Acesso em: 5 jan. 2007

GARRASTAZU, M.C.; ROSOT, M.A.D.; OLIVEIRA, Y.M.M. DE; COSTA, F.A. DA; GONÇALVES, F.M. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Florestas Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento: **Manual de Orientação e uso do GPS de Navegação (Garmin 76MAP CSX)**. 2011. Disponível em:<<http://www.cnpf.embrapa.br/publica/seriedoc/edicoes/doc229.pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2021.

GATZIOLIS, D.; ANDERSEN, H. A guide to LiDAR data acquisition and processing for the forests of the pacific northwest. **USDA Forest Service – General Technical Report PNW-GTR**, (768), 1-32. 2008.

GHANI, I. M. M.; & AHMAD, S. Stepwise multiple regression method to forecast fish landing. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 8, 549–554, 2010.

GIANNICO, V.; LAFORTEZZA R.; JOHN, R.; SANESI, G.; PESOLA, L.; CHEN, J. Estimating Stand Volume and Above-Ground Biomass of Urban Forests Using LiDAR. *Remote Sensing*, v.8, n. 339, 14p., 2016.

GIONGO, M.; KOEHLER, H. S.; MACHADO, S. D. A.; KIRCHNER, F. F.; MARCHETTI, M. LiDAR: princípios e aplicações florestais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo, v. 30, n. 63, p. 231-244, ago./out. 2010.

GOBAKKEN, T.; NÆSSET, E.; NELSON, R.; BOLLANDSÅS, O. M.; GREGOIRE, T. G.; STÅHL, G. Estimating biomass in Hedmark County, Norway using national forest inventory field plots and airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment*, v.123, p.443–456, 2012.

GOETZ, S. J; HANSEN, M.; HOUGHTON, R. A.; WALKER, W.; NADINE LAPORTE; N. BUSCH, J. 2015. Measurement and monitoring needs, capabilities and potential for addressing reduced emissions from deforestation and forest degradation under REDD. **IOP Publishing**, 2015.

GOFC-GOLD. Sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation GOFC-GOLD Report version COP20-1 GOFC- GOLDL and Cover Project Office, Wageningen University, The Netherlands, 2014.

GOMES, L.F.; BRITES, R.S.; LOCKS, J.; REZENDE, R. Estimativas das Alterações na Biomassa Florestal Utilizando LiDAR em Área de Manejo Florestal Sustentável na Amazônia Sul-Occidental. *Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ*. 43, 260–268, 2020. https://doi.org/10.11137/2020_3_260_268.

GONÇALVES, F.G.; SANTOS, J.R. Composição florística e estrutura de uma unidade de manejo floresta sustentável na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. *Acta Amazonica*, v. 38, n. 2, p. 224-229, 2008.

GONZALEZ, P.; ASNER, G. P.; BATTLES, J. J.; LEFSKY, M.A.; WARING, K. M.; PALACE, M. Forest carbon densities and uncertainties from LiDAR, QuickBird, and field measurements in California. *Remote Sensing of Environment*, v. 114, p.1561–1575, 2010.

GOODCHILD, M.F.; HUNTER, G.J. A simple positional accuracy measure for linear features. *Int. J. Geogr. Inform. Sci.* 11, 299–306, 1997. <http://dx.doi.org/10.1080/136588197242419>.

GOODMAN, R. C.; ARAMBURU, M. H.; GOPALAKRISHNA, T.; PUTZ, F. E.; GUTIÉRREZ, N.; ALVAREZ, J. L. M.; ... & ELLIS, P. W. Carbon emissions and potential emissions reductions from low-intensity selective logging in southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 439, 18-27, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.037>

GORGENS, E. B.; SILVA, A. G. P.; RODRIGUES, L. C. E. **LiDAR: Aplicações Florestais**. 1. ed. Curitiba, PR: CRV, 2014. 132 p.

GÖRGENS, E.B.; MUND, J.P.; CREMER, T.; DE CONTO, T.; KRAUSE, S.; VALBUENA, R.; RODRIGUEZ, L.C.E. Automated operational logging plan considering multi-criteria optimization. **Computers and Electronics in Agriculture**, 170, 2020. 105253. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105253>.

GOULAMOUSSENE, Y.; BEDEAU, C.; DESCROIX, L.; LINGUET, L.; HÉRAULT, B. Environmental control of natural gap size distribution in tropical forests. **Biogeosciences** 14, 353–364, 2017.

GOULD, R. G. The LASER, Light Amplification by Stimulated Emission of Radiation. In: FRANKEN, P. A.; SANDS, R. H. (Eds.). *The Ann Arbor Conference on Optical Pumping*. Ann Arbor: University of Michigan, p.128, 1959.

GRISCOM, B.W., ELLIS, P.W., PUTZ, F.E. Carbon emissions performance of commercial logging in East Kalimantan, Indonesia. **Glob. Change Biol.**, 20, 923-937, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12386>.

HAKKENBERG, C.; R. PEET, R.; K. URBAN, D.; L. SONG, C. Modeling plant composition as community-continua in a forest landscape with LiDAR and hyperspectral remote sensing. **Wiley Online Library**, 2017.

HARRIS, N. L.; BROWN, S.; HAGEN, S.C.; SAATCHI, S. S.; PETROVA, S.; SALAS, W.; et al. Base- line map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. *Science*, 336, 1573–1575, 2012.. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1217962>.

Hopkinson,

HENDRISON, J. **Controlled logging in managed tropical rain forests in Suriname**. Wageningen: Agricultural University, 204p. 1989.

HIGGINS, M. A.; ASNER, G. P.; MARTIN, R. E.; KNAPP, D. E.; ANDERSON, C.; KENNEDY-BOWDOIN, T.; SAENZ, R.; AGUILAR, A.; WRIGHT, S. J. Linking imaging spectroscopy and LiDAR with floristic composition and forest structure in Panama. **Remote Sensing of Environment** 154: 358–367, 2014.

HIGUCHI, N. Exploração seletiva de madeira na Amazônia brasileira: sua relação com o desmatamento e o mercado internacional de madeira dura. In: INPA/DFID (eds.). *Biomassa e nutrientes florestais. Relatório final do projeto BIONTE*. INPA/MCT, Manaus. p. 13-30. 1997.

HIGUCHI, N.; CARVALHO JÚNIOR, J.A. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: SEMINÁRIO EMISSÃO x SEQUESTRO DE CO₂ – UMA NOVA OPORTUNIDADE DE NEGÓCIOS PARA O BRASIL, Rio de Janeiro, 1994. *Anais...* Rio de Janeiro: CVRD, 1994. p.125-145.

HOLMGREN, J.; NILSSON, M.; OLSSON, H. Estimation of tree height and stem volume on plots using airborne laser scanning. **Forest Science, Bethesda**, v. 49, n. 3, p. 419-428, 2003.

HUDAK, A. T.; STRAND, E. K.; VIERLING, L. A.; BYRNE, J. C.; EITEL, J. U. H.; MARTINUZZI, S. Quantifying aboveground forest carbon pools and fluxes from repeat LiDAR surveys. **Remote Sensing of Environment**, v.123, p.25–40, 2012.

HUETE, A. R.; DIDAN, K., MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. P.; GAO, X. FERREIRA, L. G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, p. 195–213, 2002.

HUI-YING, L.; YU-JUN, X.; YI-NAN, L. Hierarchical algorithm in DTM generation and automatic extraction of road from LiDAR data. **International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, Vol. 39, Part B3, p.133-136, 2012.

HUMAGAIN, K.; PORTILLO-QUINTERO, C.; COX, R. D.; & CAIN, J. W. Estimating forest canopy cover dynamics in Valles Caldera National Preserve, New Mexico, using LiDAR and Landsat data. **Applied Geography**, 99(January 2017), 120–132, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.07.024>

HUNTER, M. O.; KELLER, M.; MORTON, D. C.; COOK, B.; LEFSKY, M.; DUCEY, M.; SALESKA, S.; OLIVEIRA JR., R. C.; SCHIETTI, J. Structural Dynamics of Tropical Moist Forest Gaps. **PLOS One**, v. 10, 19p, 2015.

HYYPPA, J. Feasibility for estimation of single tree characteristics using laser scanner. **Igarss 2000: IEEE 2000 International Geoscience and Remote Sensing Symposium**, Vol I - Vi, Proceedings, p. 981-983, 2000.

HYYPPA, J.; INKINEN, M. Detecting and estimating attributes for single trees using laser scanner. **The Photogrammetry Journal of Finland**, 16:27-42. 1999.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Monitoramento da floresta amazônica é tema de seminário de cooperação franco-brasileira. 2016. Disponível em: <http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=4220>. Acesso em: 20 jan. 2020.

INPE. Monitoramento da floresta Amazônica brasileira por satélite – projeto PRODES. Disponível em: (<http://www.obt.inpe.br/prodes/>) Acesso em: 16/06/2021.

J. SESSIONS. **Harvesting Operations in the Tropics Springer**, New York. (2007), p. 170

J. SIQUEIRA-GAY; L.J. SONTER; L.E. SÁNCHEZ. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's Northeastern Amazon **Resour. Policy**, 67, 2020. 10.1016/j.resourpol.2020.101662

JACKSON, S.M.; FREDERICKSEN, T.S.; MALCOLM, J.R. Area disturbed and residual stand damage following logging in a Bolivian tropical forest. **For. Ecol. Manage.** 166, 271–283, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00681-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00681-8).

JANS, L. et al. Gaps and Forest Zones in Tropical Moist Forest in Ivory Coast. **Biotropica**, v. 25, n. 3, p. 258-269, 1993.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres**. Tradução da 2ª ed. EPIPHANIO, J. C. N. (org.). São José dos Campos:

Parêntese Editora, 672 p., 2009.

JOHNS, J. S.; BARRETO, P.; UHL, C. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, 89, 59- 77, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03869-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03869-8).

JONATHAN J. COLE; OLEKSANDRA HARARUK; CHRISTOPHER T. SOLOMON; Chapter 7 - The Carbon Cycle: With a Brief Introduction to Global Biogeochemistry, Editor(s): Kathleen C. Weathers, David L. Strayer, Gene E. Likens, *Fundamentals of Ecosystem Science (Second Edition)*, Academic Press, 2021, p. 131-160. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812762-9.00007-1>.

JUCKER, T.; ASNER, G.P.; DALPONTE, M.; BRODRICK, P.; CHRISTOPHER, D.; VAUGHN, N.; BRELSFORD, C.; BURSLEM, D.F.R.P.; DEERE, N.J.; EWERS, R.M.; KVASNICA, J.; LEWIS, S.L.; MALHI, Y.; MILNE, S.; NILUS, R.; PFEIFER, M.; PHILLIPS, O.; QIE, L.; RENNEBOOG, N.; RIUTTA, T.; STRUEBIG, M.J.; SVÁTEK, M.; TEH, Y.A.; EDGAR, C.; COOMES, D.A. 2016. A regional model for estimating the aboveground carbon density of Borneo's tropical forests from airborne laser scanning
Correspondence: David A . Coomes; **Forest Ecology and Conservation group, Department of contributing to revisions**. Key words : ab 1–72.

JUCKER, T.; ASNER, G. P.; DALPONTE, M.; BRODRICK, P.; CHRISTOPHER, D.; VAUGHN, N.; BRELSFORD, C.; et al. A Regional Model for Estimating the Aboveground Carbon Density of Borneo ' S Tropical Forests from Airborne Laser Scanning. **Remote sensing of tropical forest carbon**. p. 1–72, 2017.

KARSTEN, R. J.; MEILBY, H.; LARSEN, J. B. Regeneration and management of lesser known timber species in the peruvian amazona following disturbance by logging. **Forest Ecology and Management**, Virginia, v. 327, p. 76-85, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.035>

KAULA, W. M.; SCHUBERT, G.; LINGENFELTER, R. E.; SJOGREN, W. L.; WOLLENHAUPT, W. R. Apollo laser altimetry and inferences as to lunar structure. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, Amsterdam, v. 3, suppl. 5, p. 3049-3058, 1974. *Proceedings of the Fifth Lunar Conference*.

KAZAMA, V.S.; CORTE, A.P.D.; ROBERT, R.C.G.; SANQUETTA, C.R.; ARCE, J.E.; NASCIMENTO, K.A.O.; DEARMOND, D. Global review on forest road optimization planning: Support for sustainable forest management in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, 492, 2021. 119159, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119159>.

KELLER, M.; PALACE, M.; ASNER, G. P.; PEREIRA, R. JR., & DA SILVA, J. N. M. Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, 10,784–795. 2004. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00770.x>.

KELLNER, J. R.; CLARK, D. B.; & HUBBELL, S. P. Pervasive canopy dynamics produce short-term stability in a tropical rain forest landscape. **Ecology Letters**, 12,155–164, 2009. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01274.x>.

KELLNER, J. R.; ASNER, G. P. Convergent structural responses of tropical forests to diverse disturbance regimes. **Ecology Letters**, v. 12, n. 9, p. 887-897, 2009.

KENNAWAY, T. A.; HELMER, E. H.; LEFSKY, M. A.; BRANDEIS, T. A.; SHERRILL, K. R. Mapping land cover and estimating forest structure using satellite imagery and coarse resolution LiDAR in the Virgin Islands. **Journal of Applied Remote Sensing**, Bellingham, v. 2, n. 1, Jan. 2008.

KENT, R.; LINDSELL, J.; LAURIN, G.; VALENTINI, R.; COOMES, D. Airborne LiDAR detects selectively logged tropical forest even in an advanced stage of recovery. **Remote Sens.** 7 (7), 8348–8367, 2015. <https://doi.org/10.3390/rs70708348>.

KILLEEN, TIMOTHY J. Uma tempestade perfeita na selva amazônica (Capítulo 1): Sucesso e fracasso na luta para salvar um ecossistema de importância crítica para o planeta (Volume 1-72). **The White Horse Press**, 2021. <https://doi.org/10.3197/9781912186228.ch01>

KOCH, B. 2010. Status and future of laser scanning, synthetic aperture radar and hyperspectral remote sensing data for forest biomass assessment. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, 65(6): 581-590, 2010.

KRAUS, K.; PFEIFER, N. Advanced DTM generation from LiDAR data. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 34, p. 22–24, 1998.

L.Y. GROMSKAYA; M.V. SIMONENKOV. Current Status of Modeling and Optimization of Forest Roads *Lesnoy Zhurnal*. **Russian Forestry Journal**, pp. 108-122, 2016. 10.17238/issn0536-1036.2016.5.108.

LAMPRECHT, H. Ensayo sobre la estructura florística de la parte sur-oriental del bosque universitario «El Caimital», Estado Barinas. **Revista Forestal Venezolana**, v. 7, n. 10/11, p. 77-119, 1964.

LASCHI, A. F. NERI; N.B. MONTORSELLI; E. MARCHI. A methodological approach exploiting modern techniques for forest road network planning Croatia. **J. For. Eng.**, 37, pp. 319-331, 2016.

LAWTON, R. O.; PUTZ, F. E. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. **Ecology**, v. 69, n. 3, p. 764-777, 1988.

LE MAUFF, B.; JUIGNER, M.; BA, A.; ROBIN, M.; LAUNEAU, P.; FATTAL, P. Soluções de monitoramento costeiro da resposta geomorfológica de sistemas de dunas de praia usando conjuntos de dados LiDAR multitemporais (costa de Vendée, França). **Geomorphology**, 304, 121-140, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.12.037>

LENTINI, M. W.; ZEWEED, J. C.; HOLMES, T. P. Measuring Ecological Impacts from Logging in Natural Forests of the Eastern Amazônia as a Tool to Assess Forest Degradation. **Forest Resources Assessment Working Paper 165**, Rome, Italy, 2009.

LEUTNER, B.F.; REINEKING, B.; MÜLLER, J.; BACHMANN, M.; BEIERKUHNLEIN, C.; DECH, S.; WEGMANN, M. Modelling forest α -diversity and floristic composition - on the added value of LiDAR plus hyperspectral remote sensing. **Remote Sensing** 4: 2818–2845, 2012.

LI, Y.; LI, C.; LI, M.; LIU, Z. Influence of variable selection and forest type on forest aboveground biomass estimation using machine learning algorithms. **Forests**, 10(12), 1073, 2019.

LIDBERG, W.; NILSSON, M.; ÅGREN, A. Using machine learning to generate high-resolution wet area maps for planning forest management: A study in a boreal forest landscape. **Ambio**, v. 49, n. 2, p. 475–486, 2020.

LILLIEFORS, H. "On the Kolmogorov–Smirnov test for normality with mean and variance unknown". **Journal of the American Statistical Association**, Vol. 62. pp. 399–402, June 1967.

LIMA, T.A.; BEUCHLE, R.; GRIESS, V.C.; VERHEGGHEN, A.; VOGT, P. Spatial patterns of logging-related disturbance events: a multi-scale analysis on forest management units located in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, 35(9), 2083-2100, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01080-y>.

LIMA, T.A.; BEUCHLE, R.; LANGNER, A.; GRECCHI, R.C.; GRIESS, V.C.; ACHARD, F. 2019. Comparing Sentinel-2 MSI and Landsat 8 OLI imagery for monitoring selective logging in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, 11(8), 961, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11080961>.

LOBO, E.; DALLING, J. W. Spatial scale and sampling resolution affect measures of gap disturbance in a lowland tropical forest: Implications for understanding forest regeneration and carbon storage. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 281, p. 1-8, 2014.

LOCKS, C. J.; AMARAL, L. G. C. Análise multitemporal de dados LiDAR para avaliação da recuperação no sub-bosque florestal em concessões florestais. In. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XVII**, 2015, João Pessoa-PB. Anais... p. 1494- 1501. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0277.pdf>. Acesso em 19 jun. 2017.

LOCKS, C. J.; MATRICARDI, E. A. Estimativa de impactos da extração seletiva de madeiras na Amazônia utilizando dados LIDAR. **Ciencia Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 2, p. 481-495, 2019.

LOKI, K.; IMANISHI, J.; SASAKI, T.; MORIMOTO, Y.; KITADA, K. Estimating stand volume in broad-leaved forest using discrete-return LiDAR: plot-based approach. **Landscape and Ecological Engineering**, Germany, v. 6, n. 1, p. 29-36, Jan. 2010.

LONGO, M.; KELLER, M.; DOS-SANTOS, M.N.; LEITOLD, V.; PINAG'E, E.R.; BACCINI, A.; SAATCHI, S.; NOGUEIRA, E.M.; BATISTELLA, M.; MORTON, D.C.. Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochem. Cycles** 30 (11), 1639–1660, 2016. <https://doi.org/10.1002/gbc.v30.1110.1002/2016GB005465>.

M. PEÑA-CLAROS; T.S. FREDERICKSEN; A. ALARCO'N; G.M. BLATE; U. CHOQUE; C. LEAÑO; J.C. LICONA; B. MOSTACEDO; W. PARIONA; Z. VILLEGAS; F.E. PUTZ. Beyond reduced-impact logging : Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. **Forest Ecology and Management** 256 v. i, p. 1458–1467, 2008. :10.1016/j.foreco.2007.11.013

MAEDA, E. E.; NUNES, M. H.; CALDERS, K.; DE MOURA, Y. M.; RAUMONEN, P.; TUOMISTO, H.; ... & CAMARGO, J. L. Shifts in structural diversity of Amazonian forest edges detected using terrestrial laser scanning. **Remote Sensing of Environment**, 271, 112895, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.112895>

MALINOVSKI, J. R.; PERDONCINI, W. C. Estradas Florestais. **Publicação Técnica do Colégio de Irati – GTZ**, Irati, PR. 100p, 1990.

Maltamo, M.; Uuttera, J.; Kuusela, K. Diferenças na estrutura do povoamento florestal entre grupos de proprietários florestais na Finlândia central. **J. Ambiente. Gerenciar.**, 51, pp. 145-167, 1997.

MAO, X.; HOU, J. Object-based forest gaps classification using airborne LiDAR data. **Journal of Forestry Research**. 30, 617–627, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0652-3>.

MAO, X.; HOU, J. Object-based forest gaps classification using airborne LiDAR data. **Journal of Forestry Research**, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0652-3>
ORIGINAL PAPER

MARCHI, E.; CHUNG, W.; VISSER, R.; ABBAS, D.; NORDFJELL, T.; MEDERSKI, P. S.; ... & LASCHI, A. Sustainable Forest Operations (SFO): A new paradigm in a changing world and climate. **Science of the Total Environment**, 634, 1385-1397, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.084>

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; PEDLOWSKI, M. A.; CHOMENTOWSKI, W.; AND FERNANDES, L. C. Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, 114 (5), 1117–1129, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.01.001>.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; PEDLOWSKI, M. A.; CHOMENTOWSKI, W. Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. **International Journal of Remote Sensing**, v.34, n.4, p.1057–1086, 2013.

MATRICARDI, E.A.T.; SKOLE, D.L.; COSTA, O.B.; PEDLOWSKI, M.A.; SAMEK, J.H.; MIGUEL, E.P. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science** 369, 1378–1382, 2020. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABB3021>.

MAZZEI, L.; SIST, P.; RUSCHEL, A.; PUTZ, F. E.; MARCO, P. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon, **Forest Ecology and Management**. 259, 367–373, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.031>.

MCGAUGHEY, R.. FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station 211, 2018.

MELENDY, L.; HAGEN, S.C.; SULLIVAN, F.B.; PEARSON, T.R.H.; WALKER, S.M.; ELLIS, P.; KUSTIYO, SAMBODO, A.K.; ROSWINTIARTI, O.; HANSON, M.A.; KLASSEN, A.W.; PALACE, M.W.; BRASWELL, B.H.; DELGADO, G.M.. Automated method for measuring the extent of selective logging damage with airborne LiDAR data. **ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.** 139, 228–240, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.02.022>.

MESSINGER, M.; ASNER, G.P.; SILMAN, M. Rapid Assessments of Amazon forest structure and biomass using Small Unmanned Aerial Systems. **Remote Sens.**, 8, 615, 2016.

MEYER, V.; SAATCHI, S.; CLARK, D. B.; KELLER, M.; VINCENT, G.; FERRAZ, A.; ... & CHAVE, J. Canopy area of large trees explains aboveground biomass variations across neotropical forest landscapes. **Biogeosciences**, 15(11), 3377-3390, 2018. <https://doi.org/10.5194/bg-15-3377-2018>, 2018.

MILLER, S.D.; GOULDEN, M.L.; HUTYRA, L.R.; KELLER, M.; SALESKA, S.R.; WOFSY, S.C.; FIGUEIRA, A.M.S.; DA ROCHA, H.R.; DE CAMARGO, P.B. Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**, 108, 19431–19435, 2011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1105068108>.

MMA/IBAMA. Plano de Manejo da Floresta Nacional do Jamari.2005.

MOGRABI, P. J. Spatio-Temporal Dynamics of Woody Vegetation Structure in a Human-Modified South African Savanna. 2016. Thesis (Doutorado in Philosophy) - Faculty of Science, University of the Witwatersrand, Johannesburg, South Africa, 2016.

MOLLICONE, D.; FREIBAUER, A.; SCHULZE, E.D.; BRAATZ, S.; GRASSI, G.; FEDERICI, S. Elements for the expected mechanisms on ‘reduced emissions from deforestation and degradation, REDD’ under UNFCCC. **Environ. Res. Lett.** 2 (4), 2007. 045024. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045024>.

MONICO, J. F. G. **Posicionamento pelo GNSS: descrição, fundamentos e aplicações**. São Paulo: Unesp. 476 p. 2008.

MORS DORF, F.; FREY, O.; MEIER, E.; ITTEN, K.I; ALLGÖWER, B. Assessment of the in fl vocêpresença de fl altitude e ângulo de varredura em produtos de vegetação biofísica derivados da varredura a laser no ar. **Int. J. Remote Sens.** 29, 1387 – 1406, 2008. <https://doi.org/10.1080/01431160701736349>.

MUKAKA, M. M. “Statistics corner: A guide to appropriate use of correlation coefficient in medical research” Malawi medical journal : the journal of Medical Association of Malawi, vol. 24,3 (2012): 69-71.

NASA. New NASA Probe Will Study Earth’s Forests in 3-D. Disponível em: <<http://www.nasa.gov/content/goddard/new-nasa-probe-will-study-earth-s-forests-in-3-d/>>. Acesso em: 24 out. 2014.

NEBIKER, S. et al. Fusion of airborne and terrestrial image-based 3D modeling for road infrastructure management – vision and first experiments. **International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, Vol. 39, Part B4, p.79-84, 2012.

NELSON, R.; KRABILL, W.; MACLEAN, G. Determining forest canopy characteristics using airborne laser data. **Remote Sensing of Environment**, v. 15, p. 201–212, 1984.

NGUYEN, H. T. et al. Characterizing forest structure variations across an intact tropical peat dome using field samplings and airborne LiDAR. **Ecological Applications**, v. 26, n. 2, p. 587–601, 2016.

NOGUEIRA, E.M.; FEARNESIDE, P.M.; NELSON, B.W.; BARBOSA, R.I.; KEIZER, E.W.H. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management** 256, 1853–1867, 2008.

NUTTO, L.; SPATHELF, P.; SCHROEDER, U.E. Sustainable Forest Management in the Tropics – Still a Long Way to Go? In: Sustainable Forest Management in a Changing World: a European Perspective. **Springer-Verlag**. 2009. 335p.

OKUDA, T.; YAMADA, T.; HOSAKA, T.; MIYASAKU, N.; HASHIM, M. Forest Ecology and Management Canopy height recovery after selective logging in a lowland tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**. 442, 117–123, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.045>.

OLIVEIRA, L.C. Efeito da exploração da madeira e de diferentes intensidades de desbaste sobre a dinâmica da vegetação de uma área de 136 ha na Floresta Nacional do Tapajós. 2005. 196p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, 2005.

OLIVER, C.D.; LARSON, B.C. Dinâmica do suporte florestal. **Nova York: John Wiley and Sons**; 1996.

OLIVER, C.D.; LARSON, B.C. Forest stand dynamics: biological resource management series. New York: McGraw-Hill, 1996. 467p.

ØRKA H.O.; HANSEN E.H.; DALPONTE M.; GOBAKKEN T.; NÆSSET E. Large-area inventory of species composition using airborne laser scanning and hyperspectral data. **Silva Fennica**. 55 (4), 2021. 10244. <https://doi.org/10.14214/sf.10244>.

OTA, T.; AHMED, O.S.; MINN, S.T.; KHAI, T.C.; MIZOUE, N.; YOSHIDA, S. Estimating selective logging impacts on aboveground biomass in tropical forests using digital aerial photography obtained before and after a logging event from an unmanned aerial vehicle. **For. Ecol. Manag.** 433, 162–169, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.058>.

PANEQUE GÁLVEZ, J.; MCCALL, M.K.; NAPOLETANO, M.M.; WICH, S.A.; KOH, L.P. - Small drones for community-based forest monitoring: An assessment of their feasibility and potential in tropical areas. **Forests** 5, 1481–1507, 2014.

PANTOJA, NARA VIDAL. Alteração da cobertura florestal e biomassa em área de manejo florestal no Estado do Acre integrando dados de campo e sensores remotos. 2018.90 f. Tese (Ciências de Florestas Tropicais (CFT)) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

PAPA, D. de A.; ALMEIDA, D.R.A; de SILVA, C.A.; FIGUEIREDO, E.O.; STARK, S.C.; VALBUENA, R.; RODRIGUEZ, L.C.E.; D'OLIVEIRA, M.V.N. Evaluating tropical forest classification and field sampling stratification from lidar to reduce effort and enable landscape monitoring. **Forest Ecology and Management**. 457, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117634>.

PEARSON, T. R.; BERNAL, B.; HAGEN, S. C.; WALKER, S. M.; MELENDY, L. K.; & DELGADO, G. Remote assessment of extracted volumes and greenhouse gases from tropical timber harvest. **Environmental Research Letters**, 13(6), 1-10, 2018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac1fa>.

PEARSON, T.R.H.; BROWN, S.F.M. Casarim Carbon emissions from tropical forest degradation caused by logging *Environ. Res. Lett.*, 9, 2014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/034017>.

PEREIRA, C. D. S.; DE ASSIS, W. S.; & SÁ, T. D. A. Extrativismo de produtos florestais não madeireiros na Amazônia: conjuntura, políticas públicas e experiências. **Revista Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, Belém, v. 13, n. 23, p. 53-78, 2016.

40.

PEREIRA, R., JR.; ZWEEDE, J. C.; ASNER, G. P.; & KELLER, M. Forest canopy damage and recovery in reduced impact and conventional selective logging Eastern Para, Brazil. **Forest Ecology and Management**, 168,77–89, 2001.

PEREIRA, R.; ZWEEDE, J.; ASNER, G.P.; KELLER, M. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. **Forest Ecol. Manage.** 168 (1-3), 77–89, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00732-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00732-0).

PICARD, N.; GOURLET-FLEURY, S.; & FORNI, E. Estimating damage from selective logging and implications for tropical forest management. **Canadian Journal of Forest**, 28(3), 278–295, 2012.

PINAGE, E. R.; KELLER, M.; SANTOS, M. N.; SPINELLI-ARAÚJO, L.; LONGO, M. Avaliação temporal dos efeitos da exploração madeireira usando dados LiDAR. In. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XVII, 2015, João Pessoa-PB. **Anais...** p. 834-841. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0158.pdf>. Acesso em 19 jun. 2017.

PINAGÉ, E.R.; KELLER, M.; DUFFY, P.; LONGO, M.; DOS-SANTOS, M.; MORTON, D. Long-Term Impacts of Selective Logging on Amazon Forest Dynamics from Multi-Temporal Airborne LiDAR. **Remote Sensing**. 11(6), 709. 1-17, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11060709>.

PINAGÉ, E.R.; MATRICARDI, E.A.T. Detecção da Infraestrutura para Exploração Florestal em Rondônia Utilizando Dados de Sensoriamento Remoto. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro. 22 (3), 377-390, 2015. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.064013>.

PINARD, M.A.; BARKER, M.G.; TAY, J. Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. **For. Ecol. Manage.** 130, 213–225, 2000. doi:10.1016/S0378-1127(99)00192-9

PINTO, A.C.M. **Dinâmica de uma floresta de terra firme manejada experimentalmente na região de Manaus (AM)**. 2008. 168p. Tese (Doutorado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 2008.

PIPONIOT, C.; RÖDIG, E.; PUTZ, F.; RÖDIG, E.; PUTZ, F.; RUTISHAUSER, E.; SIST, P.; ASCARRUNZ, N.; BLANC, L.; DERROIRE, G.; DESCROIX, L.; CARNEIRO GUEDES, M.; HONORIO CORONADO, E.; HUTH, A.; KANASHIRO, M.; LICONA, J.C.; MAZZEI, L.; D'OLIVEIRA, M.V.N.; PEˆNA-CLAROS, M.; RODNEY, K.; SHENKIN, A.; RODRIGUES DE SOUZA, C.; VIDAL, E.; WEST, T.; WORTEL, V.; H'ERAULT, B.; et al. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable? *Environ. Res. Lett.* 6, 2019. 064014 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab195e>.

PIPONIOT, C.; RÖDIG, E.; PUTZ, F.E.; RUTISHAUSER, E.; SIST, P.; ASCARRUNZ, N.; BLANC, L.; DERROIRE, G.; DESCROIX, L.; GUEDES, M.C.; CORONADO, E.H.; HUTH, A.; KANASHIRO, M.; LICONA, J.C.; MAZZEI, L.; D'OLIVEIRA, M.V.N.; PEˆNA-CLAROS, M.; RODNEY, K.; SHENKIN, A.; DE SOUZA, C.R.; VIDAL, E.; WEST, T.A.P.; WORTEL, V.; H'ERAULT, B. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable? *Environ. Res. Lett.* 14, 2019. 064014 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab195e>.

POPESCU, S. C.; WYNNE, R. H.; NELSON, R. F. Estimating plot-level tree heights with LiDAR: local filtering with a canopy-height based variable window size. *Computers and Electronics in Agriculture*, Amsterdam, v. 37, n. 1-3, p. 71-95, Dec. 2002.

POPESCU, S.C. **Estimating Plot-Level Forest Biophysical Parameters Using small-Footprint Airborne Lidar Measurements**. Tese (Doutorado em Florestas) – Department of Forestry, Virginia Tech, 115 f. 2002.

POTAPOV, P.; HANSEN, M.C.; LAESTADIUS, L.; TURUBANOVA, S.; YAROSHENKO, A.; THIES, C.; SMITH, W.; ZHURAVLEVA, I.; KOMAROVA, A.; MINNEMEYER, S.; ESIPOVA, E. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Sci. Adv.* 3, 2017. e1600821 <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600821>.

POTAPOV, P.; HANSEN, M.C.; LAESTADIUS, L.; TURUBANOVA, S.; YAROSHENKO, A.; THIES, C.; SMITH, W.; ZHURAVLEVA, I.; KOMAROVA, A.; MINNEMEYER, S.; ESIPOVA, E. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Sci. Adv.* 3, 2017. e1600821 <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600821>.

POUDYAL, B.H.; MARASENI, T.; & COCKFIELD, G. Dinâmica evolutiva da extração seletiva de madeira nos trópicos: uma revisão sistemática dos estudos de impacto e sua eficácia no manejo florestal sustentável. *Forest Ecology and Management*, 430, 166-175, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.006>.

PRATA, G.A.; BROADBENT, E.N.; DE ALMEIDA, D.R.A.; ST. PETER, J.; DRAKE, J.; MEDLEY, P.; CORTE, A.P.D.; VOGEL, J.; SHARMA, A.; SILVA, C.A.; ZAMBRANO, A.M.A.; VALBUENA, R.; WILKINSON, B.; Single-Pass UAV-Borne GatorEye LiDAR Sampling as a Rapid Assessment Method for Surveying Forest Structure. *Remote Sens.* 12

(24), 2020.4111. <https://doi.org/10.3390/rs12244111>.

PUTZ, F. E.; ZUIDEMA, P. A.; SYNNOTT, T.; PENA-CLAROS, M.; PINARD, M. A.; SHEIL, D.; VANCLAY, J. K.; SIST, P.; GOURLET-FLEURY, S.; GRISCOM, B.; PALMER, J.; ZAGT, R. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, v.5, p. 296–303, 2012.

PUTZ, F.E.; SIST, P.; FREDERICKSEN, T.; DYKSTRA, D. Forest Ecology and Management Reduced-impact logging: **Challenges and opportunities**. 256, 1427–1433, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.036>.

QUACKENBUSH, L.J. A review of techniques for extracting linear features from imagery. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 70, 1383–1392, 2004.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 23 set. 2021.

RAHMAN, M. F.; ONODA, Y.; & KITAJIMA, K. Forest canopy height variation in relation to topography and forest types in central Japan with LiDAR. **Forest Ecology and Management**, 503, 2022. 119792. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119792>

REIS, C.R.. Mapeamento das Restrições Operacionais e Ambientais em uma Área de Floresta Amazônica por Meio do Escaneamento Laser Aerotransportado, Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) 114 p. 2018.

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

RÉJOU-MÉCHAIN, M.; TYMENA, B.; BLANC, L.; FAUSET, S.; FELDPAUSCH, T.R.; MONTEAGUDO, A.; PHILLIPS, O.L.; RICHARD, H.; CHAVE, J. Using repeated small-footprint LiDAR acquisitions to infer spatial and temporal variations of a high-biomass **Neotropical forest**. **Remote Sens. Environ.** 169, 93–101. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.08.001>.

RENSLOW, M. S. Manual of Airborne Topographic LiDAR, American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Bethesda, 2012.

REUTEBUCH, S. E.; ANDERSEN, H. E.; MCGAUGHEY, R. J. Light detection and ranging (LIDAR): An emerging tool for multiple resource inventory. **Journal of Forestry**, v. 103, n. 6, p. 286-292, Sep 2005. ISSN 0022-1201.

REX et al., 2018 F.E. Rex, A.P. Dalla Corte, A.B. Debastiani, V.S. Kazama, C.R. Sanquetta
Uso de dados LiDAR na estimativa de variáveis biofísica na Amazônia, sob diferentes resoluções espaciais. **Nativa**, 6 (2018), p. 841, 10.31413/nativa.v6i0.6312

REX, F.E.; CORTE, A.P.D.; SILVA, C.A.; MACHADO, S.D.A.; SANQUETTA, C.R. Dynamics of above-ground biomass in the brazilian amazon using lidar data. **Anuario do Instituto de Geociencias**. 43, 228–238, 2020. https://doi.org/10.11137/2020_1_228_238.

REZENDE, M. L. **Regeneração natural de espécies florestais em sub-bosque de um povoamento de Eucalyptus grandis e de mata secundária, no município de Viçosa, Zona da Mata-MG.** 1995. 116 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995.

RING, J. The Laser in Astronomy. *New Scientist*, United Kingdom, v. 18, n. 344, p. 672-673, June 1963.

ROBERTS, S. D.; DEAN, T. J.; EVANS, D. L. Estimating individual tree leaf area in loblolly pine plantations using LiDAR-derived measurements of height and crown dimensions. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 213, n. 1-3, p. 54-70, July 2005.

ROCHA, E. S.; BARROS, P. L. C.; MACIEL, M. N.; ERLER J. Avaliação da densidade ótima de estradas florestais em dois sistemas de exploração florestal no Estado do Pará. *Rev. ciências. agrárias*. Belém, n. 47, p. 49-58, jan/jun. 2007.

RÖDIG, E.; CUNTZ, M.; RAMMIG, A.; FISCHER, R.; TAUBERT, F.; & HUTH, A. The importance of forest structure for carbon fluxes of the Amazon rainforest. *Environmental Research Letters*, 13(5), 054013. 2018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabc61>

RODRÍGUEZ-GONZÁLVEZ, P.; JIMÉNEZ FERNÁNDEZ-PALACIOS B.; MUÑOZ-NIETO, Á. L.; ARIAS-SANCHEZ, P.; & GONZALEZ-AGUILERA, D. Mobile LiDAR system: New possibilities for the documentation and dissemination of large cultural heritage sites. *Remote Sensing*, 9(3), 189. 2017. <https://doi.org/10.3390/rs9030189>

RODRÍGUEZ-VEIGA, P.; QUEGAN, S.; CARREIRAS, J.; PERSSON, H.J.; FRANSSON, J.E.S.; HOSCILO, A.; ZIÓLKOWSKI, D.; STERENCZAK, K.; LOHBERGER, S.; STÄNGEL, M.; BERNINGER, A.; SIEGERT, F.; AVITABILE, V.; HEROLD, M.; MERMOZ, S.; BOUVET, A.; LE TOAN, T.; CARVALHAIS, N.; SANTORO, M.; CARTUS, O.; RAUSTE, Y.; MATHIEU, R.; ASNER, G.P.; THIEL, C.; PATHE, C.; SCHMULLIUS, C.; SEIFERT, F.M.; TANSEY, K.; BALZTER, H.. Forest biomass retrieval approaches from earth observation in different biomes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 77, 53–68. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.12.008>

S. GRIGOLATO, O. MOLOGNI, R. CAVALLI. GIS applications in forest operations and road network planning: An overview over the last two decades *Croat. J. For. Eng.*, 38 pp. 175-186, 2017.

SAATCHI, S.; XU, A.; MEYER, V.; et al. Carbon map of DRC: a summary report of UCLA Institute of Environment & Sustainability. **UCLA, Los Angeles**. 2017.

SABOGAL, C.; LENTINI, M.; POKORNY, B.; SILVA, J.N.; ZWEEDE, J.; VERÍSSIMO, A.; BOSCOLO, M. Manejo florestal empresarial na Amazônia Brasileira: restrições e oportunidades. Belém: CIFOR, 2006. 74p.

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.** Belém: Embrapa Amazônia

Oriental, 2000. 52p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 64).

SAIRAM, N.; NAGARAJAN, S.; & ORNITZ, S. Development of mobile mapping system for 3D road asset inventory. *Sensors*, 16(3), 367. 2016. <https://doi.org/10.3390/s16030367>

SAITO, M. GOSHIMA; K. ARUGA; K. MATSUE; Y. SHUIN; T. TASAKA. Study of automatic forest road design model considering shallow landslides with lidar data of funyu experimental forest Croat. *J. For. Eng.*, 34 (2013), pp. 1-16. 2016.

SANTIKA, T.; WILSON, K. A.; BUDIHARTA, S.; KUSWORO, A.; MEIJAARD, E.; LAW, E. A.; ... & STRUEBIG, M. J. Heterogeneous impacts of community forestry on forest conservation and poverty alleviation: Evidence from Indonesia. *People and Nature*, 1(2), 204-219. 2019. <https://doi.org/10.1002/pan3.25>

SANTOS J. R.; FEITAS, C. C.; ARAUJO, S. L.; DUTRA, V. L.; MURA C. J.; GAMA F. F.; SOLER, S. L.; SANT'ANNA J. S. S. Airborne P-band SAR applied to the aboveground biomass studies in the Brazilian tropical rainforest. *Remote Sensing of Environment*, v.87, p.482–493, 2003.

SANTOS, J. Análise de Modelos de Regressão para Estimar a Fitomassa da Floresta Tropical Úmida de Terra-Firme da Amazônia Brasileira. Doctoral Thesis. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brazil (121 pp). 1996.

SANTOS, M. N.; PINAGÉ, K. R.; LONGO, M.; ARAUJO, L. S.; KELLER, M. Efeito de borda caracterizado com uso de dados LiDAR em uma paisagem florestal degradada no município de Paragominas (PA). In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, 17., 2015, João Pessoa-PB, Brasil, Anais... São José dos Campos: INPE. n. 1989, p. 1176–1183, 2015.

SATO, L. Y.; SHIMABUKURO, Y. E.; KELLER, M.; SANTOS, M. N.; ARAGÃO, L. E. DE O. E C. DE. Análise da relação entre dados de LiDAR e de biomassa florestal no sudoeste da Amazônia. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, 17., 2015, João Pessoa-PB, Brasil, Anais... São José dos Campos: INPE. n. 1989, p. 3005–3012, 2015.

SCHNEIDER, P.R.; FINGER, C.A.G. Manejo sustentado de florestas inequidâneas heterogêneas. Santa Maria: CEPEF, 2000. 195p.

SCHUH, M., FAVARIN, J.A.S., MARCHESAN, J., ALBA E., FERNANDO BERRA E., SOARES PEREIRA, R. Machine learning and generalized linear model techniques to predict aboveground biomass in Amazon rainforest using LiDAR data. *J. Appl. Remote Sens.*, 14 (2020), p. 034518, [10.1117/1.jrs.14.034518](https://doi.org/10.1117/1.jrs.14.034518)

SCHULZE, M.; ZWEEDE, J. Dinâmica do dossel em florestas desmatadas e desmatadas no leste da Amazônia. Para. *Ecol. Manag.* 236 , 56-64. 2006.

SCHULZE, M., ZWEEDE, J. Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon. 236, 56–64. 2006 . <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.333>.

SCOLFORO, J.R.S.; PULZ, F.A.; MELLO, J.M.; OLIVEIRA FILHO, A.T. Modelo de produção para floresta nativa como base para manejo sustentado. **Revista Cerne**, v. 2, n. 1, p. 112-137, 1996.

SEDAM, Atlas Geoambiental de Rondônia. Porto Velho: SEDAM, 2002. 145 p.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Florestas do Brasil em resumo - 2013: dados de 2007-2012. Brasília: SFB, 2013. 188p.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Concessões Florestais. 2018. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/florestas-sob-concessao?id=101>. Acesso em 17 jun. 2018.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Fichas de parametrização de indicadores para fins de classificação e bonificação no lote de concessão florestal. EDITAL Nº 01/2007 - Anexo 12, 26p., 2008.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Cadastro Nacional de Florestas Públicas - Atualização 2019.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Floresta Nacional do Jamari (RO). <https://www.florestal.gov.br/publicacoes/92-concessoes-florestais/florestas-sob-concessao/101-floresta-nacional-do-jamari-ro>. Acesso em 01/12/2021.

SHAHZAIB, M. Neo-Conservation of Biodiversity: A Review of International Endeavors. **Indonesian Journal of Conservation**, 9(1). 2020.

SHAO, G.; SHAO, G.; GALLION, J.; SAUNDERS, MR; FRANKENBERGER, JR, & FEI, S. Melhorando a estimativa de biomassa acima do solo baseada em Lidar de florestas temperadas de madeira de lei com produtividade local variável. **Sensoriamento Remoto do Ambiente**, 204, 872-882. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.09.011>

SHANG, C. et al. Update and spatial extension of strategic forest inventories using time series remote sensing and modeling. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 84, p. 1-15, 2020.

SHENG J.; ZHOU W. & DE SHERBININ A. Incerteza nas estimativas, incentivos e reduções de emissões em projetos de REDD +. **Revista Internacional de Pesquisa Ambiental e Saúde Pública**, 15: 22-25. 2018.

SHENKIN, A.; BOLKER, B .; PEÑA-CLAROS, M .; LICONA, JC; PUTZ, F.E. Destino das árvores danificadas pela extração de madeira na Bolívia amazônica. **Para. Ecol. Manag.** 357, 50–59. 2015.

SIEPMANN, J. P. Fusion of current technologies with real-time 3D MEMS LADAR for novel security and defense applications. In: **Laser Radar Technology And Applications**, 11., 2006. Proceedings.... Orlando: SPIE, Editado por: G. W. Kamerman; M. D. Turnerv. 6214. p. 14- 18, 2006.

SIGRIST, P.P. COPPIN; HERMY, M. Impact of forest canopy on quality and accuracy of GPS measurements, **International Journal of Remote Sensing**. 20 (18), 3595-3610. 1999. <https://doi.org/10.1080/014311699211228>.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; CARVALHO, N. S.; PESSÔA, A. C. M.; REIS, J. B. C.; PONTES-LOPES, A.; DOBLAS, J.; ... & ARAGÃO, L. E. O. C. Amazonian forest degradation must be incorporated into the COP26 agenda. **Nature Geoscience**, 14(9), 634-635. 2021. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00823-z>

SILVA, C. A. **Carbono na parte aérea de plantios de Eucalyptus spp. – em nível de árvore por amostragem destrutiva e para talhões inteiros após o ajuste de métricas LiDAR**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013. 152 p.

SILVA, C. A. et al. ForestGapR: An r Package for forest gap analysis from canopy height models. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 1347-1356, 2019b.

SILVA, E. F. et al. Allocation of storage yards in management plans in the Amazon by means of mathematical programming. **Forests**, v. 9, n. 3, p. 1-20, 2018a.

SILVA, E. F.; SILVA, G.F.; FIGUEIREDO, E.O.; MENDONÇA, A.R. DE; SANTANA, C.J. DE O.; FIEDLER, N.C.; SILVA, J.P.M; AGUIAR, M.O.; SANTOS, J.S. Optimized forest planning: allocation of log storage yards in the Amazonian sustainable forest management area. **Forest Ecology and Management**, 472, 1-9. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118231>.

SILVA, E.F. **Planejamento da exploração em florestas nativas manejadas da Amazônia por meio de pesquisa operacional** (Tese Doutorado em Ciências Florestais). Centro de Ciências Agrárias e Engenharias, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro. 2019a.

SILVA, P. H. **Desenvolvimento de modelo para alocação ótima de pátios de estocagem de madeira**. 2014. 126 p.: il. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG. 2014.

SILVA, R. D. O.; BARIONI, L. G.; & MORAN, D. Fire, deforestation, and livestock: When the smoke clears. **Land Use Policy**, 100, 104949. 2021.

SIRF. CSR Powered by aptX - Application Solutions. Disponível em: <<http://www.sirf.com/products/application>>. Acesso em: 13 jan. 2014.

SIST, P.; PIPONIOT, C.; KANASHIRO, M.; PENA-CLAROS, M.; PUTZ, F. E.; SCHULZE, M.; VERISSIMO, A.; VIDAL, E. Forest ecology and management sustainability of brazilian forest concessions. **Forest Ecology and Management**, 496, 119440. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119440>.

SLIK, J.W.F.; ALVAREZ-LOAYZA, P.; ALVES, et al., An estimate of the number of tropical tree species. **Proc. Natl. Acad. Sci.** 112. 2015. E4628–E4629. doi:10.1073/pnas.1512611112

SMITH, D. E.; ZUBER, M. T.; ABSHIRE, J. B. Mars Observer laser altimeter investigation. In: STATE-OF-THE-ART MAPPING, 1993, Orlando. Proceedings.... Orlando: SPIE, 1993. v. 1943. p. 14-18. Editado por: D. E. Smith, M. T. Zuber, J. B. Abshire.

SOUZA, A.L.; MACHADO, C.C.; SILVA, E.; SCHETTINO, S.; DANTAS, F.W.F.; LANA, J.M.; PEREIRA, J.F. 1998. **Avaliação de impactos das operações de colheita de madeira e de tratamentos silviculturais num projeto de manejo sustentável**. Viçosa, Minas Gerais: Universidade Federal de Viçosa, 1998. 248p. (Relatório de Pesquisa - CNPq).

SOUZA, C.R. de. **Dinâmica de carbono em floresta explorada e em floresta nativa não explorada na amazônia**. 2012. 115p. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, 2012

SOUZA, M.B. DE; SOUZA, G.B. DE; COSTA, A.C.M. DA; SILVA, J.E.V.C. DA; RIBEIRO, D.S.; MARTINS, M.M. DE S.; PACHECO, M.J.B.; SILVA, B.K.S. DA; JUNIOR, A.P.; MENDONÇA, M. DE S. Produtos Florestais Não Madeireiros (Pfnms): Valoração E Políticas Públicas No Contexto Amazônico. *Agronegócio e Sustentabilidade: métodos, técnicas, inovação e gestão* 205–219. 2021. <https://doi.org/10.37885/211206947>

SU, Z. W.; UMAR, M.; KIRIKKALELI, D.; & ADEBAYO, T. S. Role of political risk to achieve carbon neutrality: Evidence from Brazil. **Journal of Environmental Management**, 298, 113463. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113463>

SUN, W.; LIU, X. Revisão sobre estimativa de armazenamento de carbono do ecossistema florestal e aplicações na China. **Por. Ecosyst.** 7, 4 2020. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0210-2>

TANG, L.; SHAO, G. Drone remote sensing for forestry research and practices. **J. For. Res.** 26, 791–797. 2015.

Taquary, E. C. **Deep Learning Para Identificação Precisa de Desmatamentos Através do Uso de Imagens Satelitárias de Alta Resolução**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de Informática (INF), Programa de Pós-Graduação em Ciência da Computação, Goiânia, 2019. - 2019.

TATEISHI, H.R.; BRAGAGNOLO, C.; & DE ALMEIDA, A.N. Floresta, agricultura e conversão de terras: Eficiência ambiental na floresta amazônica brasileira. *Forest Policy and Economics* , 133 , 102615. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102615>

TIEDE, D.; HOCHLEITNER, G.; BLASCHKE, T. A. full GIS-based workflow for tree identification and tree crown delineation using laser scanning. In: STILLA, U.; ROTTENSTEINER, F.; HINZ, S. (Eds.) ISPRS WORKSHOP CMRT05, 2005, Vienna. *Proceedings...* Vienna, 2005. p. 9-14.

TORABZADEH, H.; MORSDORF, F.; E SCHAEPMAN, M. E. Fusion of imaging spectroscopy and airborne laser scanning data for characterization of forest ecosystems - A review. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing.** 97: 25–35, 2014.

TRZCIANOWSKA, MARTA; LEBEL, LUC; BEAUDOIN, DANIEL. Performance analysis of log yards using data envelopment analysis. **International Journal of Forest Engineering**, 30.2: 144-154. 2019.

TSUI, O. W.; COOPS, N. C.; WULDER, M. A.; MARSHALL, P. L. Integrating airborne LiDAR and space-borne radar via multivariate kriging to estimate above-ground biomass. **Remote Sens, Environ.** 139, 340–352. 2013.

VALBUENA, R. et al. Gini coefficient predictions from airborne lidar remote sensing display the effect of management intensity on forest structure. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 574-585, 2016.

VALBUENA, R. et al. Key structural features of boreal forests may be detected directly using L-moments from airborne lidar data. **Remote Sensing of Environment**, v. 194, p. 437-446, 2017.

VALLE, D.; PHILLIPS, P.; VIDAL, E.; SCHULZE, M.; GROGAN, J.; SALES, M.; VAN GARDINGEN, P.. Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. **Forest Ecol. Manage.** 243, 197–198. 2007.

VIDAL, E.; WEST, T.A.P.; LENTINI, M.; SOUZA, S.E.X.F.; KLAUBERG, C.; WALDHOFF, P. Sustainable forest management (SFM) of tropical moist forests: the case of the Brazilian Amazon. *Achieving Sustain. Manage. Tropical Forests* 1–31. 2020.

W. SOMBROEK. Amazon landforms and soils in relation to biological diversity. **Acta Amazon.**, 30 , pp. 81-100, 2000. 10.1590/1809-43922000301100

WAGNER, W.; ULLRICH, A.; MELZER, T.; BRIESE, C.; KRAUS, K. From single-pulse to fullwaveform airborne laser scanners: potential and practical challenges. In: ISPRS CONGRESS INTERNATIONAL ARCHIVES OF PHOTOGRAMMETRY AND REMOTE SENSING, 20., 2004, Freiburg. **Annals...** Freiburg: ISPRS, 2004. p. 201-206.

WANG, Y.; CHEN, Q.; ZHU, Q.; LIU, L.; LI, C.; & ZHENG, D. A survey of mobile laser scanning applications and key techniques over urban areas. **Remote Sensing**, 11(13), 1540. 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11131540>.

WEHR, A.; LOHR, U. Airborne laser scanning-an introduction and overview. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 54, n. 2-3, p. 68-82, 1999.

WEISHAMPEL, J. F.; HIGHTOWER, J. N.; CHASE, A. F., & CHASE, D. Z. Use of airborne LiDAR to delineate canopy degradation and encroachment along the Guatemala–Belize border. **Tropical Conservation Science**, 5(1), 12–24, 2012. <https://doi.org/10.1177/194008291200500103>.

WEST, T.A.P.; VIDAL, E.; PUTZ, F.E. Forest Ecology and Management Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. **Forest Ecology and Management** 314, 59–63. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.022>.

WEVER, C., LINDEMBERGER, J. Experience of 10 years of LASER Scanning - **Schriftenreihe des Institute für Photogrammetrie der Universität Stuttgart**, pp. 125-132, 1999.

WHITE, J. C.; WULDER, M. A.; VARHOLA, A.; VASTARANTA, M.; COOPS, N. C.; COOK, B. D.; PITT, D, WOODS, M. A best practices guide for generating forest inventory attributes from airborne laser scanning data using the area-based approach. Information Report FI-X-10. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Canadian Wood Fibre Centre, **Pacific Forestry Centre**, Victoria, BC. 50 p. 2013.

WHITE, R.A. DIETTERICK; B.C., MASTIN, R.T. Strohman Forest roads mapped using LiDAR in steep forested terrain. **Remote Sens.** 2, 1120-1141, 2010. <https://doi.org/10.3390/rs2041120>.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1989.

YAVITT, J. B. et al. The canopy gap regime in a secondary neotropical forest in panama. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 3, p. 391-402, 1995.

YILMAZ, E.; OZDEMIR, E; & MAKINECI, E. Bark thickness models for oak forests being converted from coppice to high forests in Northwestern Turkey. **Environ Monit Assess** 193, 728. 2021. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09524-x>

YILMAZ, E.; OZDEMIR, E.; & MAKINECI, E. Bark thickness models for oak forests being converted from coppice to high forests in Northwestern Turkey. **Environ Monit Assess** 193, 728, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09524-x>

YIN, D.; WANG, L. Individual mangrove tree measurement using UAV-based LiDAR data: Possibilities and challenges. **Remote Sens. Environ.** 223, 34–49. 2019.

YIN, T.; QI, J.; COOK, B.D.; MORTON, D.C.; WEI, S.; GASTELLU-ETCHEGORRY, J.-P. Modeling Small-Footprint Airborne Lidar-Derived Estimates of Gap Probability and Leaf Area Index. **Remote Sens.** 12, 4. 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12010004>.

YOSHIDA ET AL., 2019 M. Yoshida, R. Sakurai, H. Sakai Zupic e Čater, 2015 I. Zupic Métodos bibliométricos em gestão e organização Órgão. **Res. Métodos**, 18 (2015), pp. 429-472, 10.1177/1094428114562629.

ZANDONÁ, D. F.; LINGNAU, C.; NAKAJIMA, N. Y. Varredura a laser aerotransportado para estimativa de variáveis dendrométricas. *Scientia Forestalis*, **Piracicaba**, v. 36, n. 80, p. 295-306, dez. 2008.

Zellweger, F; Braunisch, V; Baltensweiler, A; Bollmann, K. A complexidade estrutural da floresta de sensoriamento remoto prevê a ocorrência de várias espécies na escala da paisagem. **Para. Eco Gerenciar.**, 307, p. 303 – 312, 2013.

ZHANG, K. Identification of gaps in mangrove forests with airborne LIDAR. **Remote Sens. Environ.** 112, 2309–2325. 2008. doi:10.1016/j.rse.2007.10.003

ZHAO, K.; SUAREZ, J.K.; GARCIA, M.; HU, T.; WANGE, C.; LONDO, A. Utility of multitemporal LiDAR for forest and carbon monitoring: Tree growth, biomass dynamics, and carbon flux. **Remote Sen. Environ.** 204, 883–897. 2018.

ZHURAVLEVA, I.; TURUBANOVA, S.; POTAPOV, P.; HANSEN, M.; TYUKAVINA, A.; MINNEMEYER, S.; LAPORTE, N.; GOETZ, S.; VERBELEN, F.; THIES, C. Satellite-based primary forest degradation assessment in the Democratic Republic of the Congo, 2000–2010. **Environmental Research Letters**, v.8, 2013.

ZOLKOS S. G.; GOETZ S. J.; DUBAYAH, R. Ameta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using LiDAR remote sensing. **Remote Sens. Environ.** v.128, p.289–98,

2013.

ZONETE, M. F. **Análise do uso da tecnologia laser aerotransportado para inventários florestais em plantios clonais de Eucalyptus sp no sul da Bahia.** 2009. 95 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2009.