UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

QUÉTILA SOUZA BARROS

INDICADORES DO MANEJO FLORESTAL EM ÁREAS SOB REGIME DE CONCESSÃO NA AMAZÔNIA DERIVADOS DA TECNOLOGIA LASER AEROTRANSPORTADO

JERÔNIMO MONTEIRO – ES
2021

QUÉTILA SOUZA BARROS

INDICADORES DO MANEJO FLORESTAL EM ÁREAS SOB REGIME DE CONCESSÃO NA AMAZÔNIA DERIVADOS DA TECNOLOGIA LASER AEROTRANSPORTADO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Orientador: Adriano Ribeiro de Mendonça.
Coorientador: Marcus Vinicio Neves d' Oliveira.

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2021

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

B
277i

Barros, Quétila Souza, 1989-
Indicadores do manejo florestal em áreas sob regime de concessão na Amazônia derivados da Tecnologia Laser Aerotransportado / Quétila Souza Barros. - 2021.
112 f. : il.

Orientador: Adriano Ribeiro de Mendonça.
Coorientador: Marcus Vinicio Neves d' Oliveira.
Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e Engenharias.

1. Manejo florestal sustentável. 2. Sensoriamento remoto. 3.Manejo florestal de precisão. I. de Mendonça, Adriano Ribeiro.
II. d' Oliveira, Marcus Vinicio Neves. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Agrárias e Engenharias.
IV. Título.

CDU: 630*38

INDICADORES DO MANEJO FLORESTAL EM ÁREAS SOB REGIME DE CONCESSÃO NA AMAZÔNIA DERIVADOS DA TECNOLOGIA LASER AEROTRANSPORTADO

QUÉTILA SOUZA BARROS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Aprovada em 15 de março de 2021.

Prof. Dr. Eric Bastos Gorgens (Examinador externo)
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

Dr. Fábio Guimarães Gonçalves (Examinador externo)
Canopy Remote Sensing Solutions

Prof. Dr. Gilson Fernandes da Silva (Examinador interno)
Universidade Federal do Espírito Santo

Dr. Marcus Vinicio Neves d'Oliveira (Coorientador)
Embrapa-Acre

Adriano Ribeiro de Mendonça

Prof. Dr. Adriano Ribeiro de Mendonça (Orientador)
Universidade Federal do Espírito Santo

DEDICO

A minha família,
meu alicerce,
maiores incentivadores,
melhores amigos
e o que tenho de mais valioso.

AGRADECIMENTOS

A Deus por mais essa caminhada.

À minha família por todo amor, amizade e apoio incondicional. Aos meus pais Antônio Hugo e Maria Eliana, por sempre terem sido meus maiores incentivadores e ter dado o melhor de si para que meus irmãos e eu pudéssemos realizar nossos sonhos, fossem estes pessoais ou profissionais. Aos meus irmãos Antonio e Carina, que assim como nossos pais sempre caminharam junto comigo dando força, fazendo sorrir e sendo não apenas os melhores irmãos que poderia ter, mas os melhores amigos. Ao meu avô Luiz, por todo carinho e apoio.

À Universidade Federal do Espírito Santo, ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, e a FAPES e a Capes pela concessão das bolsas de estudo. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Ao professor Dr. Adriano Ribeiro de Mendonça, por ter aceitado a orientação, pelas palavras de incentivo em um momento de adaptação que foi bem difícil para mim, pelos conhecimentos transmitidos, pelo auxílio na execução desse trabalho, e por ter permitido que trabalhasse com LiDAR e manejo florestal na Amazônia.

Ao meu coorientador Dr. Marcus Vinício Neves d' Oliveira e de igual forma a Dra. Anelena Carvalho, que me acompanham desde o mestrado: por terem me apresentado o mundo que é o manejo florestal na Amazônia, a ecologia e o LiDAR; pelo incentivo para que me tornasse uma pessoa mais segura, pensasse grande e ampliasse meus horizontes profissionais; agradeço por todo auxílio, contribuição, paciência e apoio que foram cruciais para o desenvolvimento desse trabalho; e pela segurança de saber que não estava sozinha, por todos os "boas sortes" e "estou aqui para o que você precisar".

Ao professor Dr. Eric Bastos Gorgens, que gentilmente aceitou receber em seu laboratório na UFVJM e durante dois meses dedicou parte do seu tempo para repassar todos os conhecimentos possíveis sobre a ferramenta LiDAR, que são a base de todos os produtos mostrados ao longo desse trabalho. Foi uma honra ter convivido e aprendido tanto com você, sem sua orientação esse trabalho não teria sido possível.

Ao amigo e Dr. Evandro Ferreira da Silva, por todo apoio e ajuda desde que ingressei no doutorado, bem como pelas conversas, conselhos e auxílio em todos momentos que precisei no decorrer deste trabalho; essa conquista é sua também.

Ao doutorando Cristiano Rodrigues Reis, por ter partilhado comigo todos os seus conhecimentos sobre LiDAR, mesmo sem nos conhecermos pessoalmente, e pelas inúmeras vezes que se disponibilizou a ajudar diretamente e todas as demais contribuições que foram essenciais no decorrer deste trabalho e da minha caminhada.

Ao amigo e doutorando Leilson Gomes, que compartilhou comigo tudo que sabe sobre LiDAR, por ter sido tão solícito e uma grande base de apoio tanto emocional quanto profissional.

À amiga Lourdes Maria, que foi um dos presentes que o doutorado me deu, meu braço direito durante esse período; além da amizade e apoio, agradeço por ter me colocado em contato com a AMATA para conseguir o banco de dados da UMF III.

À empresa AMATA, por todo o auxílio e contribuição na pesquisa: ao Luizinho de Souza, que disponibilizou o banco de dados da UMF III; ao Cristian Rubim, por

toda gentileza em passar seus conhecimentos sobre o manejo nas UPAs, por responder prontamente e auxiliar em tudo que precisei; e ao Cleudomar dos Santos, pelo auxílio com informações que ajudaram no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Projeto Paisagens Sustentáveis Brasil, da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), pela permissão em utilizar os dados LiDAR para elaboração deste trabalho.

Ao professor Dr. Gilson Fernandes da Silva, pelos incentivos e conhecimentos transmitidos, principalmente estatísticos, pela oportunidade de utilizar toda a infraestrutura do LamFlor, que foi extremamente importante para realização desse trabalho, e pela participação na banca de defesa.

À toda equipe do LamFlor, pelos bons momentos compartilhados; agradeço de modo especial a Leticia, Lucas, Nívea, Sandro e Quinny, que por muitas vezes foram meu apoio emocional.

Ao Dr. Fábio Guimarães Gonçalves, pelo auxílio durante a qualificação e pela participação na banca de defesa.

À Dra. Janice Nascimento, que junto com o Marcus me ensinou os passos iniciais sobre LiDAR.

Ao pesquisador e Msc. Luís Claudio de Oliveira, por toda gentileza em ajudar e transmitir seus conhecimentos sobre LiDAR e estatística.

À Embrapa-Acre, a quem devo grande parte do meu crescimento profissional, graças as pessoas que conheci e oportunidades que tive durante o mestrado.

À Dra. e amiga Erica Karolina Oliveira, por todo o companheirismo e cuidado a mim prestados, pela nossa parceria de trabalho, por ter tentado ajudar com seus conhecimentos sobre manejo florestal na Amazônia em qualquer horário que mandasse mensagem, pelos conselhos, incentivo e boas energias.

Aos colegas que convivi em Diamantina e me receberam tão bem na UFVJM: Tarcísio, Brenda, Gustavo e Raquel, que me ajudaram com os conhecimentos sobre LiDAR e Qgis.

À amiga Sueliane Andrade, por todo incentivo, ajuda e inúmeras vezes que se disponibilizou a me ouvir, e por ter me acolhido em sua casa em Diamantina, juntamente com o Diego e o Berlim.

À Ana Carla e Naruna que conheci graças ao doutorado, por sempre estarem ao meu lado e serem exemplos de mulheres fortes, a quem tanto admiro; com o apoio de vocês a caminhada se tornou mais leve. À Joyce e Glícia, que também foram gratas surpresas no doutorado, obrigada pela amizade e apoio.

Aos meus queridos amigos de sempre, que mesmo com a distância, sei que estavam torcendo por mim: Augusto, Bianca, Cleide, Eliane, Jaqueline, Jordana, Marciel, Olívia, Regiane, Sandra e Thauanna.

À Izonete Pereira, por ter me acolhido desde que cheguei em Jerônimo Monteiro, e junto com Denis, Rafael e Gustavo se tornaram uma segunda família.

Aos doutores Jeangelis Santos, Márcia Rodrigues Fernandes e ao doutorando Jeferson Martins, pelas contribuições no decorrer do doutorado.

Por fim, agradeço a população de Jerônimo Monteiro, a Comunidade Cristã Filhos da Luz, e aos terapeutas Pedro Bassini, Thiago Capucho, Renato Tedesco e Lilian Castro.

"Triste, louca ou má
Será qualificada ela
Quem recusar
Seguir receita tal

A receita cultural
Do marido, da família
Cuida, cuida da rotina

Só mesmo rejeita
Bem conhecida receita
Quem, não sem dores
Aceita que tudo deve mudar

Que um homem não te define
Sua casa não te define
Sua carne não te define
Você é seu próprio lar

Eu não me vejo na palavra
Fêmea: Alvo de caça
Conformada vítima

Prefiro queimar o mapa
Traçar de novo a estrada
Ver cores nas cinzas
E a vida reinventar."

(Francisco El Hombre, 2017)

"Só percebemos a importância da nossa voz quando Somos silenciadas."
(Malala Yousafzai, 2016)

RESUMO

BARROS, Quétila Souza. **Indicadores do manejo florestal em áreas sob regime de concessão na Amazônia derivados da tecnologia Laser aerotransportado**. 2021. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Prof. Dr. Adriano Ribeiro de Mendonça. Coorientador: Dr. Marcus Vinicio Neves d' Oliveira.

Este trabalho teve como objetivo geral propor e avaliar a aplicabilidade de indicadores do Manejo Florestal de Impacto Reduzido (IR), levantados com uso da Tecnologia Laser Aerotransportado (LiDAR) em áreas sob regime de concessão de exploração na Amazônia. Foram estudadas cinco Unidades de Produção Anual (UPAs) na Unidade de Manejo Florestal (UMF) III. Esses locais foram sobrevoados pelo LiDAR em 2014 e 2015 (UPA 5). Para cada UPA foram confeccionados Modelos Digitais de Terreno (MDT), de superfície (MDS) e de Altura do Dossel (MDAD). Os indicadores propostos foram: árvores dominantes e codominantes, detecção de clareiras, impactos no sub-bosque, Perfil Vertical do Dossel (PVD), Áreas de Preservação Permanente (APP) e Restritivas. As árvores dominantes e codominantes foram localizadas pela reclassificação do MDAD, com remoção de alturas inferiores a 30 m. A redução da área de copa causada pela exploração seletiva, foi observada pela subtração da proporção de árvores dominantes e codominantes antes e após a exploração. As clareiras no dossel foram delimitadas, com limiar de altura de cinco metros e dimensão de 10 m² e observadas as alterações antes e após exploração. O delineamento dos impactos no sub-bosque foi feito com base na confecção do Modelo de Densidade Relativa (MDR), com resolução de um metro. Foram confeccionadas zonas tampão para quantificar os impactos da extração seletiva pelas infraestruturas e clareiras de árvores. Os parâmetros γ e β do PVD para cada estrato foram obtidos da nuvem de pontos normalizada, com janela de 50 metros, pela função *Weibull* 2 parâmetros. As APPs foram calculadas em três abordagens: i) em campo pela empresa concessionária, por dados LiDAR: ii) vetorização manual e iii) segmentação automática. Foram feitos *buffers* de 30 metros em torno dos cursos d'água e 50 metros das nascentes. As áreas restritivas foram consideradas como locais com inclinação igual ou superior a 15%. Houve uma redução de 3,95% na ocorrência de copas mais altas no dossel após a exploração. Os valores de λ foram mais elevados na UPA 1 (2,34), com histórico de exploração mais antigo. Os maiores percentuais de área com clareiras (3,44%) e de coeficiente de Gini (0,42), foram encontrados na UPA 5 em 2015, logo após a exploração. As UPAS 4 em 2014 e 5 em 2015 apresentaram os maiores impactos no sub-bosque (15,73 e 17,10%). As médias dos parâmetros γ e β do sub-bosque e da copa, não foram correlacionadas a 5% com fatores da exploração seletiva (tempo, intensidade de corte, impactos, área amostrada, coeficiente de Gini e γ). Os indícios de impactos da exploração nas APPs (0,01 a 0,03%) e restritivas (0,05%) podem ser considerados baixos. A exploração seletiva não causou grandes alterações no dossel. Houve visível redução dos impactos no sub-bosque após dois anos da exploração. Não houve exploração em APPs e áreas restritivas. Os indicadores derivados do LiDAR propostos mostraram potencial para monitoramento de áreas manejadas na Amazônia.

Palavras-chave: Exploração de Impacto Reduzido; Floresta Amazônica; Sensoriamento remoto; LiDAR.

ABSTRACT

BARROS, Quétila Souza. **Indicators of the forest management in areas under concession regime in the Amazon with the use of Laser Aerotransportado technology**. 2021. Thesis (Doctorate in Forest Sciences) – Federal University of Espirito Santo, Jeronimo Monteiro, ES. Advisor: Adriano Ribeiro de Mendonça. Co-advisor: Dr. Marcus Vinicio Neves d' Oliveira.

The aim of this work was to propose and evaluate the applicability of indicators of Reduced Impact Forest Management (IR), raised using Airborne Laser Technology (LiDAR) in areas under concession regime of exploitation in Amazon. Five Annual Production Units (APUs) were studied in the Forest Management Unit (FMU) III. These locations were flown over by LiDAR in 2014 and 2015 (UPA 5). Digital Models of Terrain (DTMs), surface (DSM), and Canopy Height (CHM) were made for each UPA. The proposed indicators were: dominant and codominant trees, gaps detection, impacts in the understory, profile vertical canopy (PVC), permanent preservation areas (PPA) and restrictive areas. Dominant and codominant trees were located by CHM reclassification, with the remove of heights less than 30 m. Reduction in canopy area caused by selective logging was observed by subtracting the proportion of dominant and codominant trees before and after logging. Canopy gaps were delimited with a height threshold of five meters and a dimension of 10 m², and changes were observed before and after logging. The impacts design on the understory was based on the creation of the Relative Density Model (RDM), with a resolution of one meter. Buffer zones were made to quantify the impacts of logging by infrastructure and trees gaps. PVC parameters γ and β for were obtained from the normalized point cloud, with a 50 m window, using Weibull 2 function parameters. PPAs were calculated in three approaches: in the field by the concessionaire, using LiDAR data: manual vectoring and iii) automatic segmentation. Buffers of 30 meters were made around the watercourses and 50 meters from the springs. Restrictive areas were considered to be sites with a slope equal to or greater than 15%. There was a reduction of 3.95% in the occurrence of the higher crown in the canopy after logging. The values of λ were higher in APU 1 (2.34), with a long history of logging. The highest percentages of the area with (3.44%) and Gini coefficient (0.42), were visualized at APU 5 in 2015, right after the logging. APUs 4 in 2014 and 5 in 2015 had higher levels of impacts on the understory (15.73 and 17.10%). The means of parameters γ and β of the understory and canopy, was not correlated to 5% with factors of selective exploration (time, logging intensity, impacts, sampled area, Gini coefficient and γ). The impacts vestiges of logging in PPAs (0.01 to 0.03%) and restrictive were low (0.05%). The selective logging did not cause major changes in the canopy; there was a visible reduction in impacts on the understory after two years of exploration; there was no exploration in PPAs and restricted areas. The indicators derived from LiDAR showed a high potential for monitoring areas managed in the Amazon.

Keywords: Reduced impact logging; Amazon rainforest; Remote sensing; LiDAR.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 12
2 HIPÓTESE 15
3 OBJETIVOS 16
3.1 OBJETIVO GERAL 16
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 16
4 REVISÃO DE LITERATURA 17
4.1 MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL 17
4.1.1 Impactos ocasionados pela exploração seletiva 20
4.1.2 Efeitos do manejo na abertura de clareiras 25
4.2 ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE E RESTRITIVAS EM MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL 28
4.3 CRITÉRIOS E INDICADORES DA SUSTENTABILIDADE DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL 32
4.4 LIGHT DETECTION AND RANGING (LiDAR) 37
4.4.1 LiDAR aerotransportado 37
4.4.2 Aplicações de LiDAR na área florestal 41
5 METODOLOGIA 42
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 42
5.1.1 Sistema de manejo 44
5.2 ESCANEAMENTO LASER AEROTRANSPORTADO E ÁREAS SELECIONADAS 46
5.3 MODELAGEM DIGITAL DO TERRENO, DE SUPERFÍCIE E DE ALTURAS 48
5.3.1 Obtenção dos Modelos Digitais do Terreno (MDT) 48
5.3.2 Obtenção dos Modelos Digitais de Superfície (MDS) e de Altura do Dossel (MDAD) 49
5.4 INDICADORES DA SUSTENTABILIDADE DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL 49
5.4.1 Definição dos indicadores propostos com tecnologia LiDAR 49
5.4.2 Obtenção das árvores dominantes e codominantes 51
5.4.3 Detecção de clareiras no dossel da floresta 51
Interpretação 53
5.4.4 Impactos da extração seletiva no sub-bosque florestal 53
5.4.4.1 Modelos de Densidade Relativa (MDRs) 53

5.4.4.2 Área ocupada pelas infraestruturas 54
5.4.4.3 Impactos no sub-bosque florestal 55
5.4.5 Obtenção do perfil vertical do dossel florestal (PVD) 57
5.4.6 Delimitação das áreas de preservação permanente (APPs) e de áreas restritivas 58
5.4.6.1 Delimitação das áreas de preservação permanente (APPs).....58
5.4.6.2 Delimitação das áreas restritivas 60
5.5 IMPACTOS DA EXPLORAÇÃO SELETIVA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE E RESTRITIVAS.....61
6 RESULTADOS 62
6.1 PRINCÍPIO DA MANUTENÇÃO DA INTEGRIDADE DA ESTRUTURA DO ECOSSISTEMA 62
6.1.1 Critério: Monitoramento do impacto ambiental 62
6.1.1.1 Indicador: Árvores dominantes e codominantes 62
6.1.1.2 Indicador: Detecção das clareiras no dossel da floresta 64
6.1.1.3 Indicador: Impactos da extração seletiva no sub-bosque florestal ..67
6.1.1.4 Indicador: Perfil vertical do dossel florestal 68
6.1.2 Critério: Impacto Ambiental e Proteção Solo e Água 74
6.1.2.1 Indicador: Áreas de preservação permanente (APPs) 74
6.1.2.2 Indicador: Áreas restritivas.....78
6.1.2.3 Impactos da exploração seletiva em áreas de preservação permanente e restritivas 79
7 DISCUSSÃO 81
7.1 INDICADOR: ÁRVORES DOMINANTES E CODOMINANTES.....81
7.2 INDICADOR: DETECÇÃO DAS CLAREIRAS NO DOSSEL DA FLORESTA.83
7.3 INDICADOR: IMPACTOS DA EXTRAÇÃO SELETIVA NO SUB-BOSQUE FLORESTAL 86
7.4 INDICADOR: PERFIL VERTICAL DO DOSSEL FLORESTAL 90
7.5 INDICADORES: ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPs) E RESTRITIVAS.....92
8 CONCLUSÕES 95
REFERÊNCIAS.....96

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais estão no foco das discussões e estudos sobre conservação, já que as alterações antrópicas nesses ecossistemas têm acarretado a redução da biodiversidade a nível global (LOVEJOY; NOBRE, 2019; PIPONIOT et al., 2019). Na Amazônia, um sexto das florestas naturais remanescentes é destinado à extração de madeira por meio da exploração seletiva. Assim, conciliar a extração madeireira com a prestação de outros serviços ecossistêmicos, continua sendo um grande desafio para gestores florestais e formuladores de políticas públicas (PIPONIOT et al., 2019).

Diante isso, um manejo florestal mal executado acarreta diminuição do potencial de reestabelecimento do estoque comercial de madeira da floresta, além de provocar impactos ambientais, como por exemplo, distúrbios no solo, redução da qualidade da água, da biodiversidade e do estoque de carbono (KALIES; HAUBENSAK; FINKRAL, 2016; WATSON et al., 2018).

Com o intuito de promover o uso sustentável dos recursos florestais, foi criada a Lei n° 11.284/2006 de gestão de florestas públicas, apresentando o instrumento de Concessão Florestal, como modalidade de gestão dessas florestas, que permite que a União, estados e municípios concedam a uma pessoa jurídica, o direito de manejar de forma sustentável as florestas de domínio público para obtenção de bens e serviços. Essas áreas são administradas pelo Serviço Florestal Brasileiro (BRASIL, 2006).

Há alguns anos, para as áreas sob regime de Manejo Florestal Sustentável (MFS), começaram a ser definidos e levantados critérios indicadores da sustentabilidade, que podem ser utilizados para interpretar fenômenos naturais (POGGIANI et al., 1998) e permitem estabelecer relações de causa e efeito, além de fazer previsões sobre o comportamento a médio e longo prazo, quanto a sustentabilidade do ecossistema (FOREST STEWARDSHIP COUNCIL-FSC, 1998).

No Brasil, o levantamento desses indicadores em floretas nativas, está previsto no artigo 30 da Lei n° 11.284/2006 (BRASIL, 2006), que regulamenta as cláusulas primordiais nos contratos de concessão em florestas públicas, no artigo 73 da Lei n° 12.651/2012 do Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), bem como na Norma Técnica NBR n° 15.789/2013, que trata do Manejo Florestal – Princípios, Critérios e Indicadores para Florestas Nativas (ABNT, 2013).

Nas áreas sob regime de concessão para exploração, o Serviço Florestal Brasileiro (SFB, 2008) propõe como critérios ambientais: a redução de danos à floresta remanescente durante a exploração; a promoção da diversidade de espécies exploradas da Unidade de Manejo Florestal (UMF); implementação de programas de conservação da fauna; manutenção e manutenção de sistemas de gestão e desempenho da qualidade socioambiental e aproveitamento da biomassa explorada. Porém, o SFB não fez uma definição ou sugestão de que e como os indicadores devem ser levantados.

Embora atualmente exista regulamentação para o monitoramento da prática dos Planos de Manejo Florestal Sustentável (MFS), com uma série de critérios a nível local para avaliar sua efetividade, há pouca informação sobre o desempenho desses critérios ambientais, sociais e econômicos para avaliar o MFS no bioma Amazônia como um todo. Na Amazônia em especial, a coleta de informações de campo é limitada pela necessidade de cobrir grandes áreas, na maioria das vezes de difícil acesso e com fatores sazonais adversos. Essas condições resultam em altos custos de coleta de dados em campo, comprometendo as medições coletadas ou o número de locais amostrados (d’ OLIVEIRA et al., 2012; NANNI et al., 2019).

Tendo em vista minimizar essa questão, ferramentas e métodos de sensoriamento remoto tem sido uma alternativa para facilitar a coleta de informações espaciais para melhorar o manejo florestal. Muitas variáveis, como estrutura do dossel, sub-bosque, aberturas de dossel, infraestruturas do manejo, danos causados por fogo, entre outros, podem ser facilmente obtidos a partir de dados de sensoriamento remoto em grandes escalas (GORGENS et al., 2020a).

Nesse sentido, a tecnologia *Light Detection and Ranging* (LiDAR) tem sido utilizada com frequência em inúmeras áreas do conhecimento como agricultura, planejamento urbano, levantamento de risco de inundações, entre outras. No meio florestal, seu uso tem ganhado destaque porque os sistemas LiDAR, aerotransportados, permitem cobrir áreas de grande extensão de florestas e como resultado geram dados que permitem a confecção de modelos de alta resolução para diversas finalidades de estudos florestais (MARSELIS et al., 2020). Resultados positivos com os trabalhos desenvolvidos por Longo et al. (2016), Carvalho et al. (2017), Arias-Rodil et al. (2018), Maltamo et al. (2018), Almeida et al. (2019), Silva et al. (2019a), d’ Oliveira et al. (2020) e Papa et al. (2020), demostraram boa aplicabilidade de uso da ferramenta LiDAR.

Desse modo, a utilização de dados provenientes do LiDAR, em conjunto com pesquisas de campo, auxiliam na obtenção com acurácia da estrutura e mudanças florestais, antes e após extração seletiva (MEYER et al., 2018; PAPA et al., 2020). O monitoramento da exploração madeireira na Amazônia é primordial para garantir a sustentabilidade do setor florestal, principalmente em relação a produção madeireira e a recuperação dos ecossistemas (LOCKS; MATRICARDI, 2019; d' OLIVEIRA et al., 2020).

Sendo assim, o desenvolvimento de pesquisas voltadas para avaliar a sustentabilidade do manejo florestal praticado na Amazônia, por meio da utilização da tecnologia LiDAR pode embasar o planejamento e o monitoramento da atividade madeireira na região (LOCKS; MATRICARDI, 2019; COSTA et al., 2020), de modo a contribuir para o desenvolvimento de indicadores do manejo florestal madeireiro praticado na Amazônia.

2 HIPÓTESE

Com os indicadores do manejo florestal propostos por meio da Tecnologia Laser Aerotransportado (LiDAR), é possível analisar de forma contínua os efeitos das práticas de exploração seletiva na floresta remanescente na Amazônia.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Propor e avaliar a aplicabilidade de indicadores do Manejo Florestal de Impacto Reduzido (IR), levantados com uso da Tecnologia Laser Aerotransportado (LiDAR) em áreas sob regime de concessão de exploração na Amazônia.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar os efeitos da exploração seletiva nas árvores dominantes, codominantes e altura média do dossel;
- Analisar a relação entre a dinâmica e frequência de distribuição das clareiras no dossel florestal, com as práticas de exploração seletiva empregadas;
- Quantificar a área impactada no sub-bosque e sua relação com os efeitos das práticas de exploração seletiva utilizadas;
- Caracterizar o perfil vertical do dossel florestal e verificar a relação entre seus parâmetros e a atividade de exploração seletiva;
- Comparar diferentes métodos de delimitação de áreas de Preservação Permanente e verificar indícios de exploração seletiva nesses locais e em áreas de Uso Restrito.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL

O manejo florestal nos países tropicais começou a ser praticado na segunda metade do século XIX, quando tiveram início as primeiras experiências silviculturais, em países como Índia e Birmânia. No Brasil, o conceito de manejo florestal em regime de rendimento sustentado foi introduzido inicialmente com a realização dos primeiros inventários florestais, executados por peritos da FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura), no fim da década de 50. O primeiro plano de manejo registrado foi realizado na Floresta Nacional de Tapajós, em 1978, para uma área de 130.000 ha (HIGUCHI, 1994).

O manejo florestal é conceituado como uma série de técnicas, princípios e normas, que tem por intuito a organização das atividades necessárias para compor os mecanismos de produção e controlar a produtividade, para chegar aos objetivos preconizados (HIGUCHI, 1994). O manejo florestal trata da utilização de modo racional dos recursos florestais, de modo a manter sua continuidade às gerações futuras. O termo pode ser empregado como a atividade cujo principal objetivo é potencializar a qualidade do produto final, atentando-se a sua exequibilidade do ponto de vista econômico e ambiental (SCOLFORO, 1998).

O Manejo florestal sustentável (MFS), tem sido tem sido amplamente promovido pela comunidade internacional como um mecanismo-chave para combater o desmatamento em florestas tropicais. O MFS está integrado à maioria dos instrumentos das Nações Unidas (ONU) nos quais o desenvolvimento sustentável ou a conservação da biodiversidade são abordados (ZIMMERMAN; KORMOS, 2012). O manejo florestal para a produção de madeira melhorou em florestas tropicais com a adoção de um sistema silvicultural policíclico, onde a colheita é realizada por meio da exploração madeireira de impacto reduzido (EIR) (SCHWARTZ; FALKOWSKI; PEÑA-CLAROS, 2017).

A EIR é um conjunto de técnicas aplicadas sob um sistema silvicultural policíclico, que visam minimizar os impactos sobre as árvores remanescentes que serão extraídas nos próximos ciclos de corte (SCHWARTZ; FALKOWSKI; PEÑA-CLAROS, 2017). A EIR tem por objetivo reduzir os danos da exploração madeireira à floresta remanescente e garantir a recuperação da floresta para novos ciclos de corte, compatibilizando o desenvolvimento econômico e ambiental (HENDRINSON, 1989).

Mesmo considerando técnicas de EIR, a exploração florestal implica em um conjunto de operações, compreendendo a derrubada de árvores, o arraste, a construção de estradas, trilhas de arraste e pátio, que reduzem, em primeira instância, a área da cobertura florestal. A dimensão da área aberta por essas atividades dependerá, sobretudo, da intensidade de exploração, do seu planejamento e organização (HENDRINSON, 1989).

Entre as práticas que compõem o EIR, estão a extração de árvores com direção de queda, o mapeamento das árvores extraídas, dos cursos d'água e da topografia (ZARIN et al., 2007). Esse tipo de exploração tem sido amplamente aceita tanto por manejadores quando certificadores, como a forma mais adequada de exploração madeireira em florestas tropicais primárias (PUTZ et al., 2008).

O sistema brasileiro de manejo foi melhor consolidado a partir da Instrução Normativa nº 5 de 11/12/2006 (BRASIL, 2006), que dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de PMFS nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal. Entre as normas estabelecidas pela Instrução Normativa Federal para os PMFS plenos (que utilizam máquinas de arraste), destacam-se:

I. Ciclo de corte: pode variar de 25 a 35 anos, dependendo do volume a ser extraído;

II. Intensidade de corte: 30 m^3 ha^{-1}, com ciclo de corte inicial de 35 anos. O volume deve ser estimado por meio de equações volumétricas previstas no PMFS e com base nos dados do inventário florestal a 100%;

III. Permite corte de cipós com atividade pré-exploratória; IV. DCM: 50 cm, enquanto não houver estudos técnicos determinando DMC específico por espécie;

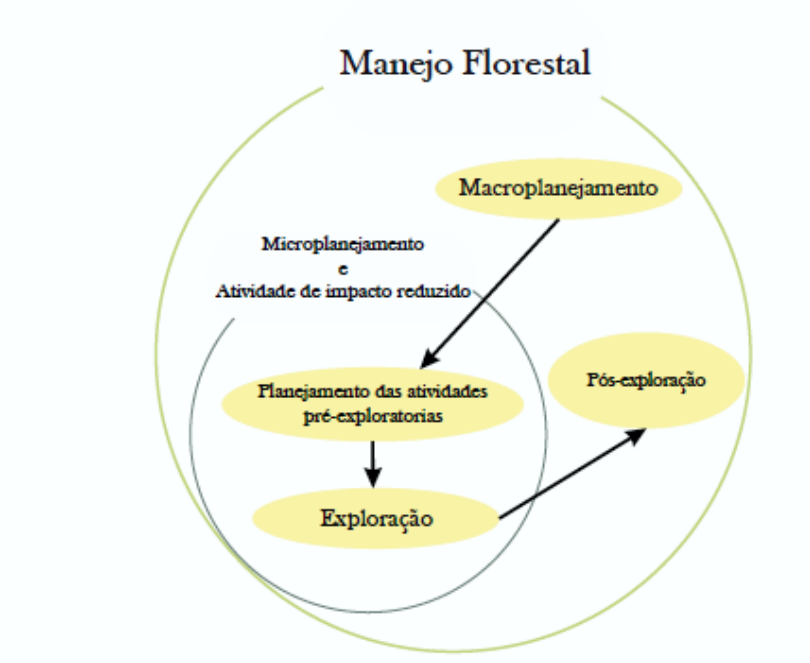
V. Árvores matrizes: deve-se manter pelo menos 10% do número de árvores de porte comercial por espécie na área de efetiva exploração da unidade de produção anual (UPA);

VI. Árvores remanescentes: manutenção de todas as árvores das espécies cuja abundância de indivíduos com DAP superior ao DMC seja igual ou inferior a 3 árvores em 100 ha de área de efetiva exploração da UPA, em cada unidade de trabalho (UT);

VII. Macrozoneamento da propriedade: é exigido o macrozoneamento, delimitando as áreas de preservação permanente (APP), reserva legal (RL) e localização das UPAs.

O MFS com a utilização das técnicas de EIR é dividido em quatro fases: macroplanejamento da exploração florestal, planejamento das atividades pré-exploratórias, exploração de matéria-prima e atividades pós exploratórias, conforme consta na Figura 1.

Figura 1 – Etapas do Manejo Florestal.



Fonte: BALIEIRO et al. (2010).

Na Amazônia brasileira, o manejo florestal é realizado em regime policíclico, onde práticas silviculturais são executadas continuamente e são retiradas somente as árvores acima do limite de maturidade (SEYDACK, 2012). A aplicação dos sistemas policíclicos de manejo sustentável auxilia na preservação das múltiplas funções ecológicas do ecossistema florestal, apoiando, ao mesmo tempo, às comunidades locais e as empresas manejadoras (SCHÖNGART, 2011).

Para atender aos pressupostos técnicos do MFS, o manejador deve atender as diretrizes técnicas. A seguir são apresentadas as atividades relacionadas ao manejo florestal na Amazônia (Quadro 1), propostas por Sabogal et al. (2009)

Quadro 1 – Resumo cronológico das atividades florestais.

ATIVIDADES PRÉ EXPLORATÓRIAS
Delimitação das áreas de corte anual e unidades de trabalho
Delimitação das áreas de corte anual
Delimitação das unidades de trabalho
Inventário 100%
Definição das espécies e diâmetros utilizados
Localização, identificação e medição das árvores
Identificação e observância das áreas de preservação permanente
Corte de cipós
Planejamento das atividades de exploração
Seleção e marcação das árvores a serem cortadas
Definição e planejamento do sistema de exploração
Planejamento das trilhas de arraste
Programação de corte e estimativa de volume anual
Construção das estradas primárias e secundárias
Sistema de monitoramento
Elaboração de sistema de controle de produção e custos
Parcelas de inventário contínuo
ATIVIDADES DE EXPLORAÇÃO FLORESTAL
Corte direcionado das árvores
Arraste das toras
Movimentação das toras nos pátios de estocagem
Transporte das toras
Manutenção das estradas
ATIVIDADES PÓS EXPLORATÓRIAS
Manutenção das trilhas de arraste e pátios de estocagem
Avaliação das atividades de exploração
Medidas de proteção à floresta

4.1.1 Impactos ocasionados pela exploração seletiva

A organização da infraestrutura de áreas de manejo é uma tarefa complexa e está relacionada com a colheita florestal e os impactos ambientais gerados (CONTRERAS; CHUNG, 2007; SØVDE; LØKKETANGEN; TALBOT, 2013). Nas florestas tropicais, essa complexidade é mais evidenciada por conta da alta diversidade de espécies, porte das árvores, diferentes tipologias florestais, entre outras causas. Dessa forma, a infraestrutura é parte do planejamento da colheita, representando um dos mais elevados custos das atividades florestais (MURRAY; SNYDER, 2000; SHAHI; PULKKI, 2013).

De acordo com a instrução normativa n° 4 (BRASIL, 2002), as infraestruturas presentes numa área de manejo são: trilhas de arraste, estradas primárias e secundárias, pátios de estocagem, e cruzamentos de cursos d'água. As trilhas de arraste são percursos utilizados pelas máquinas para o arraste das toras do local de extração até os pontos de carregamento, nas estradas secundárias. Tem como caraterísticas uma largura média de 3,5 a 4,0 m e inclinação máxima em torno de 25% (BRAZ; d' OLIVEIRA, 1997).

A abertura de trilhas de arraste configura umas das atividades de mais difícil execução. O intuito da atividade é definir a rota a ser percorrida pelo skidder, auxiliando a orientação do operador da máquina durante a atividade de arraste de toras. O planejamento das trilhas de arraste deve levar em consideração os seguintes fatores: características físicas e volume de madeira presente no local, distribuição espacial das árvores, quantidade de viagens das máquinas nas trilhas, e não devem ser abertas em locais com inclinação superior a 45% em relação a árvore a ser extraída (SABOGAL et al., 2000).

As estradas principais ou primárias devem ter largura de 8-10 m e inclinação máxima de 8 a 10%, com raio mínimo de 30 m (BRAZ; d' OLIVEIRA, 1997). Estas estradas configuram a coluna vertebral da rede de estradas secundárias, as quais iniciam por elas, o que possibilita o tráfego na área florestal. As estradas secundárias fazem a ligação entre os pátios de estocagem e as estradas principais (SABOGAL et al., 2000) e têm como características largura média de 6 a 8 m, inclinação máxima de 10 a 12 %, raio de no mínimo 20 m, e são utilizadas por um período curto de tempo (BRAZ; d' OLIVEIRA, 1997). Os principais impactos provocados pela abertura de estradas em áreas de manejo estão relacionados a abertura do dossel e danos ao solo (CARIELLO, 2008).

Os pátios de estocagem são áreas abertas utilizadas para armazenar toras que foram retiradas da floresta. É indicado que estejam localizados próximos às estradas secundárias ou primárias por questões de logística e devem ter as menores dimensões possíveis (SABOGAL et al., 2000). Em termos de entrada de luz após a exploração madeireira, pesquisas de campo sobre os níveis de danos denotam que as áreas de abertura são maiores nos pátios e mais baixas na proximidade das árvores abatidas (FELDPAUSCH et al., 2005).

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

2018). O tamanho dos pátios é determinado em função do sistema de transporte das toras, tipo do veículo utilizado no momento da exploração florestal, volume de madeira a ser explorado na área de entorno de cada pátio, e sua distribuição pode ser realiza de modo sistemático, de acordo com a tipologia de solo e topografia da floresta (AMARAL et al., 1998). Utilizando técnicas de manejo florestal de precisão a distribuição dos pátios e estradas é realizada em função do volume e número de árvores extraídas (FIGUEIREDO; BRAZ; d' OLIVEIRA, 2007).

Os pátios por ocuparem menor área, em relação a área total de manejo, normalmente acarretam menor intensidade de efeitos. Em contrapartida, a extração de árvores, resulta num maior nível de danos ao dossel (ASNER et al., 2006). Os danos ou impactos causados pela abertura das infraestruturas de exploração (estradas primárias e secundárias, pátios de estocagem e trilhas de arraste) e o efeito no ambiente causado pela derrubada das árvores, são conceituados pelo Serviço Florestal Brasileiro nos contratos de concessão, como a proporção de área 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).

Muitos estudos têm sido voltados para a quantificação dos impactos causados pela exploração florestal, entre eles os desenvolvidos por Asner, Keller e Silva (2004); Reis (2018) e Pinagé et al. (2019), na Amazônia Oriental; d' Oliveira et al. (2012), Andersen et al. (2014), 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, Keller e Silva (2004), analisaram os impactos causados pela 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 de impacto reduzido, e para ambas as situações observaram que as trilhas de arraste foram as maiores causadoras de danos no sub-boque (7-12% nos locais explorados convencionalmente e 3-6,5% nas áreas exploradas seletivamente).

Reis (2018), utilizando a tecnologia LiDAR por meio da confecção do Modelo de Densidade Relativa (MDR), para uma área de 1.214 hectares na Fazenda Cauaxi-Pará, observaram 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 ocupada pelas estradas (23,42 m ha^{-1}). A área total impactada por operações florestais representou 2,54% da área total, desses mais de 50% foram ocasionados pela abertura de estradas e trilhas de arraste. Nesse mesmo local, Pinagé et al. (2019), com emprego do Modelo de Densidade Relativa (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 danos detectados foram abundantes em todos os locais que haviam passado por exploração mais recente, e gradualmente tornavam-se menos visíveis de quatro a oito anos após as atividades do manejo florestal. A recuperação em nível de sub-bosque pós exploração nesses locais ocorreu de seis a sete anos depois da extração seletiva.

A metodologia que utiliza um MDR confeccionado a partir de dados LiDAR como base para 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. Esses autores utilizaram um MDR de alta resolução, em ambiente SIG para identificar e delinear infraestruturas do manejo florestal, com uso de buffers distantes quatro metros para as trilhas de arraste, seis metros para estradas, 20 metros para os pátios de estocagem e 25 metros para árvores colhidas, sendo que as áreas envoltas nos buffers correspondem ao impacto ocasionado pelas atividades do manejo. Esses autores observaram que a área diretamente afetada pela exploração madeireira correspondia a um pouco mais de 15% da Unidade de Produção Anual estudada. Enquanto, Andersen et al. (2014), utilizando informações de sobrevoos multitemporais no mesmo local estudado por d' Oliveira et al. (2012) e empregando metodologia semelhante, denotaram que mais de 20% da área total havia sofrido alteração pela atividade madeireira.

Carvalho et al. (2017), também na FEA do Antimary, ao realizarem a distinção entre o percentual de impacto ocasionado pela abertura das infraestruturas de exploração e colheita de árvores, com intensidade de exploração variando de 10,5-13,3 m^3 ha^{-1}, observaram que os percentuais de área diretamente impactados variam de 7,0-8,6%, com maior percentual de impactos proporcionados pela retirada das árvores, seguida da abertura de trilhas de arraste. Já Locks e Matricardi (2019), em Florestas Nacionais localizadas em Rondônia e no Pará, levantaram que cerca de 69% da área alterada no sub-bosque foi ocasionada pela implementação de trilhas de arraste.

Lima et al. (2019), ao mapearem os impactos da exploração de Impacto Reduzido (EIR) em sete áreas sob regime de exploração madeireira no Amazonas, conseguiram levantar um percentual de acurácia entre as informações coletadas com Landsat e as de campo de pouco mais de 40%. Os percentuais de área impactada utilizando a metodologia de contagem de pixels variou de 4,87-5,73%, mas sem o detalhamento do tipo de distúrbio causado.

Lima et al. (2020), nesses mesmos locais, desenvolveram um método para detecção dos danos ocasionados pela exploração utilizando métricas de paisagem derivadas de imagens de satélite, com essa nova 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 do manejo. No entanto, só foram visíveis os distúrbios ocasionados pela abertura de estradas e clareiras provocadas pela queda das árvores. As imagens de satélite em conjunto com as vistorias de campo não têm sido suficientes para mapear os danos abaixo do nível do dossel e para criar uma relação direta entre área impactada e volume explorados (LOCKS; MATRICARDI, 2019).

Ellis et al. (2016), em Kalimantan-Indonésia, utilizaram o LiDAR para mapear os impactos da extração seletiva, e com base no delineamento das infraestruturas utilizando o MDR após mais de dois anos da exploração, observaram que os impactos calculados via LiDAR foram compatíveis com os detectados nas medições em campo, com um erro entre as medições de apenas 3%, onde 69% das áreas apresentaram sinais de intervenção com a exploração, sendo a maior proporção de distúrbios ocasionada pela abertura de trilhas de arraste.

Melendy et al. (2018), nesse mesmo local de estudo, elaboram um método baseado em um conjunto de algoritmos automatizados para medir a extensão dos danos da extração seletiva com LiDAR, e a precisão dos dados entre o levantamento da extensão das trilhas de arraste em campo e a medição com LiDAR em todos os locais foi superior a 90%, sendo que para as estradas foi de 80%. Os danos calculados como a soma das áreas ocupadas por estradas, pátios de estocagem e trilhas de arraste variaram de 14-25%. Pearson et al. (2018), utilizando essa mesma abordagem para estimar a relação da abertura de infraestruturas com a perda de volume florestal em 36 ha de áreas sob regime de exploração madeireira, detectaram 7,8% de áreas impactadas e desse índice o maior percentual de danos foram provocados pela

abertura de trilhas de arraste, acima de 3%, seguido por clareiras de árvores abatidas, não sendo identificadas estradas por esse método.

4.1.2 Efeitos do manejo na abertura de clareiras

Entre as principais definições para o termo clareira, destacam-se de Runkle (1981) que a definiu como uma área de solo, sob abertura do dossel, delimitada pelas bases das árvores que circundam a abertura do mesmo. Enquanto 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. Entretanto, essa definição pode não se encaixar 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).

A abertura de clareiras no dossel causadas pela morte natural de árvores são fenômenos comuns de pequena escala e desempenham função importante na dinâmica da floresta (WHITMORE, 1989). Entretanto, clareiras artificiais causadas pela extração de espécies arbóreas em florestas tropicais têm impactos mais significativos do que aqueles naturais. Em florestas sob regime de exploração de impacto reduzido, a derrubada das árvores é a maior responsável pela abertura de clareiras (ASNER; KELLER; SILVA, 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).

As clareiras no dossel florestal variam em termos de tamanho e forma, por conta do modo de extração da madeira empregado e dos atributos estruturais da floresta preexistente, 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 exploração do manejo e no decorrer dos anos subsequentes (ASNER; KELLER; SILVA, 2004).

Alguns estudos em florestas tropicais tem sido voltados para a dinâmica de abertura de clareiras em áreas manejadas e sem histórico de exploração, como os trabalhos desenvolvidos por Brokaw (1985); Asner, Keller e Silva (2004); Zhang

(2008); Kellner e Asner (2009); Asner et al. (2013); Chambers et al. (2013); Lobo e Dalling (2014); Hunter et al. (2015); Carvalho et al. (2017); e Silva et al. (2019a).

Brokaw (1985), em florestas da América Central em áreas sem histórico de exploração para finalidades de estudo, dividiram as clareiras em duas classes: maior ou igual a 150 m² classificaram como grandes, e menores que 150 m² como pequenas. Os autores levantaram clareiras de 20-705 m² e observaram que na maioria das clareiras identificadas a densidade de espécie aumentou rapidamente, com declínio do crescimento dessas espécies em torno de três a seis anos da formação das clareiras. Isso significa que as clareiras constituem uma característica relevante na paisagem da floresta tropical, como chave para a dinâmica e distribuição de espécies nos ambientes.

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

Zhang (2008), em áreas de manguezal utilizando a tecnologia LiDAR, desenvolveram um método morfológico para detecção de clareiras definindo como limiares de altura e dimensão cinco e 10 m², respectivamente. Esses autores utilizaram o expoente Lambda (λ) para verificar a frequência de distribuição das clareiras, e observaram que a quantidade e as áreas de clareiras identificadas aumentaram significativamente à medida que o λ se tornava menor, bem como denotaram que uma redução no valor do limiar aumentava a chance de cometer erros de omissão na área com árvores mais altas. A dimensão média das clareiras identificadas foi de 58 m², sendo levantadas 290 clareiras que representaram 2,5% da área de estudo.

Kellner e Asner (2009), em áreas com histórico de perturbação natural em cinco locais na Costa Rica e no Havaí, observaram uma distribuição de frequência de tamanho das clareiras maiores, com dimensão maior ou igual a 500 m² na floresta. Esses autores constataram que os percentuais mais comuns da área de clareiras em florestas tropicais variam de 1 a 10% (KELLNER; ASNER, 2009), mas valores acima de 10% também são algumas vezes relatados (DE LIMA et al., 2008). A distribuição de frequência de tamanho das clareiras, frequentemente segue uma distribuição de

lei de potência (SATAKE et al., 2004), mas desvios desse padrão também são possíveis (SCHLICHT; IWASA, 2006).

Asner et al. (2013), na Região Amazônica Peruana, observaram uma baixa variação na distribuição de frequência do tamanho das clareiras, representada pelo coeficiente de escala em áreas com condições ambientais e florísticas diferentes. Esses mesmos autores relatam que os dosséis da Amazônia de planície apresentam mecanismos e dinâmicas de regimes de perturbação semelhantes.

Chambers et al. (2013), na Amazônia Central, usaram o Landsat para caracterizar a distribuição do tamanho das clareiras. Suas imagens só detectaram clareiras resultantes de aglomerados formados pela queda de mais de oito árvores (900 m²). No estudo de Lobo e Dalling (2014), sobre implicações da abertura de clareiras na recuperação da floresta pós distúrbios naturais, denotaram que a influência da variação na distribuição do tamanho das clareiras nos processos ecológicos era menos clara, e que o sucesso do recrutamento das espécies é influenciada pela presença e dimensão das clareiras, sendo que a alteração na frequência de distribuição das clareiras podem resultar em modificações composicionais a nível de comunidade e causar impactos na biomassa florestal.

Hunter et al. (2015), ao estudarem áreas sem histórico de intervenção madeireira da Flona do Tapajós na Amazônia Oriental, verificaram 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, observando que essas clareiras eram responsáveis pelo maior nível de turnover florestal nos locais estudados.

Carvalho et al. (2017), usando LiDAR na Amazônia Ocidental em locais com histórico de exploração e com áreas superiores a 1.000 ha, observaram que as clareiras de árvores abatidas representavam 3,0-3,7% da área de efetiva exploração e que era mais frequente no dossel a ocorrência de pequenas clareiras (< 150 m²).

Silva et al. (2019a), desenvolveram um método para levantamento da frequência e distribuição de clareiras em regiões distintas geograficamente, na Amazônia Brasileira, Austrália, Costa Rica e Malásia, e comparam locais com e sem histórico de exploração madeireira, considerando que o limiar acima de dois representava áreas com maior frequência de pequenas clareiras e eventos de perturbação menos intensos. Os autores observaram que os valores de λ variaram de 1,51 a 1,65, e nas florestas exploradas houve um aumento no percentual de clareiras em torno de 65%, decorrente da exploração madeireira.

4.2 ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE E RESTRITIVAS EM MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL

Área de Preservação Permanente (APP) é caracterizada como uma área protegida constituída ou não por vegetação nativa, com o papel ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, permitir o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo, e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012). São consideradas como APPs, em zonas rurais ou urbanas, as seguintes áreas:

I. as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:
   a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;
   b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
   c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
   d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
   e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

II. as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:
   a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;
   b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas;

III. as áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento;

IV. as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros;

V. as encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% (cem por cento) na linha de maior declive;

VI. as restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;

VII. os manguezais, em toda a sua extensão;

VIII. as bordas dos tabuleiros ou chapadas, até a linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (cem) metros em projeções horizontais;

IX. no topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo essa definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação;

X. as áreas em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação;

XI. em veredas, na faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 (cinquenta) metros, a partir do espaço permanentemente brejoso e encharcado.

Em áreas sob regime de exploração madeireira na Amazônia, a Instrução Normativa n° 5 (BRASIL, 2006), que trata dos procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFSs) nas florestas primitivas e suas formas de sucessão, regulamentou como obrigatório o zoneamento de Áreas de Preservação Permanente (APPs) nas propriedades. Assim, estudos sobre delimitação das APPs em áreas manejadas vem se restringindo a essa obrigatoriedade legal nos planos de manejo. De modo geral, poucos trabalhos científicos têm sido voltados para delimitação de áreas de APP em locais sob regime de exploração madeireira. Figueiredo, Braz e d' Oliveira (2007) e d' Oliveira, Figueiredo e Papa (2014), assim como para Áreas de Uso Restrito, também desenvolveram metodologias pioneiras com emprego de técnicas e equipamentos de precisão para microzoneamento da hidrografia e APPs, com todo o processamento realizado em ambiente *SIG*.

Figueiredo, Braz e d' Oliveira (2007), utilizaram o Modeflora para o microzoneamento da hidrografia e realizaram o mapeamento dos cursos d'água e nascentes, com técnicas e equipamentos de precisão, o que incluiu a utilização de receptores GNSS. 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, Figueiredo e Papa (2014), adaptaram a metodologia Modeflora aos dados LiDAR, tendo como base para delimitação da hidrografia e APPs o Modelo Digital do Terreno (MDT) em áreas de extração seletiva na Amazônia Ocidental. No entanto, essas metodologias têm sido pouco empregadas em estudos científicos. O trabalho desenvolvido por Reis (2018), até então é o único disponível na literatura utilizando esse conjunto de técnicas para levantamento de APPs em áreas sob regime de exploração. Os autores conseguiram delimitar com LiDAR cerca de 137,7 ha de APPs e observaram que, em locais com presença de estradas, é preciso realizar ajustes manuais para que as áreas de APPs não sejam superestimadas pelo algoritmo do LiDAR e que esse tipo de infraestrutura não seja interceptado como local correspondente de APP.

Em relação às Áreas Restritivas ou de Uso Restrito, estas são conceituadas como locais que podem ser manejados sob algumas restrições, mas não são consideradas áreas de preservação permanente. Esses locais são considerados áreas sensíveis, nos quais a exploração deve ser realizada mediante emprego de técnicas de baixo impacto ambiental (BRASIL, 2012), e é necessário evitar a alocação de infraestruturas do manejo (estradas, pátios de estocagem e trilhas de arraste) nessas áreas (FIGUEIREDO; BRAZ; d' OLIVEIRA, 2007; d' OLIVEIRA; FIGUEIREDO; PAPA, 2014). Diferentes parâmetros foram definidos para estabelecer as Áreas de Uso Restrito, e o Código Florestal apresenta as seguintes categorias de áreas de uso restrito: pantanais e planícies pantaneiras, e áreas com inclinação entre 25° e 45° (BRASIL, 2012).

Lima (1998), ao delimitar zonas restritivas para o tráfego de Skidders nas trilhas de arraste e caminhões nas estradas, observaram que para o Skidder trafegar com segurança operacional e ergonômica, as rampas de inclinação do terreno não devem ser superiores a 33,2% de inclinação, o que corresponde a 18,37°. Já os caminhões são menos tolerantes, os quais carregados suportam declividade de até 9% (5,14°), necessitando que o leito da estrada seja bem estruturado. Já a declividade ideal para os pátios de estocagem não foi abordada nesse estudo.

Figueiredo, Braz e d' Oliveira (2007), desenvolveram uma técnica para delimitação dos locais de Uso Restrito para atividades do manejo florestal com o MODEFLORA, o qual realiza georreferenciamento e geomonitoramento da elaboração até a execução da exploração madeireira. Neste método, são integrados

o Sistema de Posicionamento Global (GPS), o Sistema de Informações Geográficas (SIG) e o Sensoriamento Remoto (SR), nas atividades de planejamento, execução e monitoramento com alta precisão. Essas ferramentas permitem representar os aspectos espaciais da realidade florestal, como: localização das árvores, APPs, nascentes, igarapés, curvas de nível, compondo dessa forma, o banco de dados do plano de manejo. Na metodologia desenvolvida pelos autores, são elaboradas curvas de nível com cotas seguindo critérios de restrições da declividade do terreno, que variam de 8-25% de declive, as quais são delimitadas áreas restritivas (Quadro 2).

Quadro 2 – Valores métricos de distância entre curvas de nível modeladas e dimensões de área de buffer para geração do arquivo de zonas restritivas, conforme critério de declividade restritiva.

Diferença entre cotas no processo de modelagem (DCM) do terreno para a construção das curvas de nível	**3 (m)**	**4 (m)**	**5 (m)**	**3 (m)**	**4 (m)**	**5 (m)**
Declividade do terreno a ser considerada restritiva (%)	**Distância horizontal (D.H.) entre curvas (m) para ser considerada restritiva**			**Dimensão do buffer do buffer do shapefile das curvas (m) para localizar as zonas restritas**		
8	37,50	50,00	62,50	18,75	25,00	31,25
9	33,33	44,44	55,56	16,67	22,22	27,78
10	30,00	40,00	50,00	15,00	20,00	25,00
11	27,27	36,36	45,45	13,64	18,18	22,73
12	25,00	33,33	41,67	12,50	16,67	20,83
13	23,08	30,77	38,46	11,54	15,38	19,23
14	21,43	28,57	35,71	10,71	14,29	17,86
15	20,00	26,67	33,33	10,00	13,33	16,67
16	18,75	25,00	31,25	9,38	12,50	15,63
17	17,65	23,53	29,41	8,82	11,76	14,71
18	16,67	22,22	27,78	8,33	11,11	13,89
19	15,79	21,05	26,32	7,89	10,53	13,16
20	15,00	20,00	25,00	7,50	10,00	12,50
21	14,29	19,05	23,81	7,14	9,52	11,90
22	13,64	18,18	22,73	6,82	9,09	11,36
23	13,04	17,39	21,74	6,52	8,70	10,87
24	12,50	16,67	20,83	6,25	8,33	10,42
25	12,00	16,00	20,00	6,00	8,00	10,00

Fonte: FIGUEIREDO; BRAZ; d' OLIVEIRA (2007).

d' Oliveira, Figueiredo e Papa (2014), elaboraram uma metodologia para delimitação de áreas Restritivas a partir de dados LiDAR, utilizando como valor de referência declividade igual ou superior a 15% para ser considerado local inapto a

instalação de infraestruturas do manejo (estradas, pátios de estocagem e trilhas de arraste). No método desenvolvido por eles, assim como de Figueiredo, Braz e d' Oliveira (2007), todo o processamento é realizado com ferramentas do *ArcGIS*.

Reis (2018), levantou áreas com restrições operacionais pela declividade utilizando dados LiDAR em áreas de extração seletiva em Cauxi, Amazônia Oriental, de acordo com os parâmetros de Lima (1998). Os resultados indicaram que os únicos locais em que o Skidder não poderia se deslocar eram aquelas próximas aos cursos d'água com declividade superior a 20, representando um total de área restritiva de cerca de 1 km²; já os locais restritivos ao tráfego de caminhão foram de 1,9 km².

4.3 CRITÉRIOS E INDICADORES DA SUSTENTABILIDADE DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL

A utilização de critérios e indicadores eficientes para avaliar a sustentabilidade do manejo florestal tem se tornado cada vez mais importante. Os critérios e indicadores, são conceitos chaves no desenvolvimento de sistemas efetivos de informação e comunicação, que se apresentam como marco referencial para definir, monitorar e avaliar o manejo florestal sustentável (POKORNY; ADAMS, 2003).

O princípio é definido como uma verdade ou lei fundamental como base do raciocínio ou ação. Já os critérios estabelecem como os pontos intermediários aos quais as informações fornecidas pelos indicadores podem ser integradas a uma possível avaliação. O indicador deve ser estruturado como um atributo descritivo, quantitativo ou qualitativo que quando medido ou monitorado periodicamente, possa indicar o nível de sustentabilidade do manejo na floresta, também pode ser definido como qualquer variável ou componente do ecossistema florestal ou sistema de manejo usado para inferir o status de um critério específico. O verificador é o conjunto de dados ou informações que destacam o nível de especificidade ou avaliação de um indicador, em outras palavras, os verificadores proporcionam um nível de detalhamento que podem indicar ou refletir uma condição desejada a um indicador (CIFOR, 1999).

De acordo com Braatz (2002), aproximadamente nove processos de critérios e indicadores de manejo florestal (nativas e/ou plantadas) são aplicados em cerca de 150 países, organizados por importantes 31 iniciativas internacionais: ITTO (1992), African Timber Organization (1993), Pan-European Forest Process (1993), Dry Zone Africa (1995), Montreal Process (1995), Proposta de Tarapoto (1995), Near East

Process (1996), Lepaterique Process (America Central -1997), Dry Forest Africa (1999). Mais recentemente, a Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), em sua publicação “En busca de casos ejemplares de manejo forestal sostenible en América Latina y el Caribe” (FAO, 2010), também desenvolveu critérios e indicadores para manejo florestal na América Latina e Caribe (BOMFIN, 2016).

O Centro Internacional de Investigações Florestais (CIFOR), em 1996, apresentou um relatório detalhado, no intuito de elaborar e testar critérios e indicadores, ambientais, sociais e econômicos, para o manejo sustentável das florestas, tanto em nível de Unidade de Manejo Florestal (UMF), como a nível regional e nacional, sendo um de seus objetivos promover um sistema de certificação internacional para produtos de origem florestal (CIFOR, 1996).

O CIFOR (1999), definiu quatro eixos principais que devem ser abordados em critérios da sustentabilidade do manejo florestal: político, ecológico, social e produção de bens e serviços. O eixo político considera que tanto a política quanto o quadro institucional devem estar alinhados para gestão da UMF. O ecológico se concentra em processos que mantêm níveis adequados de biodiversidade em paisagens sob regime de manejo florestal. Os critérios e indicadores ecológicos foram organizados numa estrutura hierárquica, passando da escala paisagística a genética. Cabe ressaltar que esses critérios e indicadores relacionados a ecologia não foram formulados como um conjunto obrigatório que devem ser aplicados na íntegra, os verificadores deverão serão desenvolvidos localmente.

O critério social, abrange três princípios que dizem respeito ao acesso intergeracional para recursos, direitos e meios para cogerenciar a floresta de forma equitativa. O critério de produção de bens e serviços, foram desenvolvidos para facilitar a concretização do princípio de que o rendimento e qualidade dos bens e serviços florestais devem ser sustentáveis (CIFOR, 1999).

No Quadro 3 estão sintetizados os Princípios, Critérios e Indicadores do grupo ecológico.

Quadro 3 – Princípio, critérios e indicadores do grupo ecológico descritos pelo CIFOR (Centro Internacional de Investigações Florestais).

Princípios	**Critérios**	**Exemplos de indicadores**
Manutenção da integridade do ecossistema	1) Os processos que mantêm a biodiversidade em florestas manejadas são conservados.	1.1) Padrão paisagístico é mantido; Mudança na diversidade de habitat como resultado de intervenções humanas são mantidas dentro críticas limites definidos por variação natural e/ou objetivos de conservação regional; 1.2) As estruturas de guildas comunitárias não mostram mudanças significativas na representação de guildas especialmente sensíveis, polinizadores e dispersoras; 1.3) Tamanhos populacionais e estruturas demográficas de espécies selecionadas não mostram significativas mudança, e demograficamente e ecologicamente críticos estágios ciclo de vida continuam a ser representado; 1.4) O estado de decomposição e do ciclismo de nutrientes não mostra nenhuma mudança significativa; 1.5) Não há mudança significativa na qualidade e quantidade de água da captação.
	2) A função do ecossistema é mantida.	2.1) Sem contaminação química para cadeias alimentares e ecossistema; 2.2) Áreas ecologicamente sensíveis, especialmente zonas tampão ao longo dos cursos d'água, são protegidas; 2.3) Áreas representativas, especialmente locais de importância ecológica, são protegidas e adequadamente gerenciadas; 2.4) Espécies raras ou ameaçadas são protegidas; 2.5) Erosão e outras formas de degradação do solo são minimizadas.
	3) Conservação dos processos que mantêm a variação genética.	3.1) Os níveis de diversidade genética são mantidos dentro dos limites críticos; 3.2) Não há mudança direcional nas frequências genotípicas; 3.3) Não há mudanças no fluxo/migração genética; 3.4) Não há mudanças no sistema de acasalamento.

Fonte: CIFOR (2016).

De acordo com *International Tropical Timber Organization* (ITTO, 2011), os critérios e indicadores para o manejo florestal sustentável, são, sem dúvida, um dos instrumentos políticos mais importantes e inovadores para operacionalizar o MFS. Os critérios caracterizam os componentes essenciais do MFS e os indicadores são as formas de analisar esses componentes. Desde 1990, esquemas de critérios e indicadores do manejo florestal que cobrem cerca de 150 países, foram estabelecidos, abrangendo todos os tipos de ecossistemas e zonas climáticas. O ITTO (2016), especifica sete critérios como elementos essenciais do MFS, são eles:

Condições para o manejo florestal sustentável; Extensão e condição das florestas; Saúde e resiliência do ecossistema florestal; Produção florestal; Diversidade biológica florestal; Proteção ao solo e água; Aspectos econômicos, sociais e culturais.

O detalhamento dos objetivos, critérios e princípios indicadores do Manejo de Florestas tropicais, está detalhado no Quadro 4.

Quadro 4 – Objetivos, critérios e princípios indicadores do manejo de florestas tropicais descritos pelo ITTO (*International Tropical Timber Organization*).

Objetivo MFS	**Critérios**	**Princípio**
1) Fornecer condições para o MFS.	Condições para o MFS e extensão e condição da floresta.	1) Floresta governança e segurança; 2) Planejamento permanente do uso da terra, gestão e planejamento florestal.
2) Garantir a saúde e vitalidade da floresta e do ecossistema.	Saúde e resiliência do ecossistema florestal.	3) Saúde e resiliência ecológica do ecossistema e adaptação a mudanças climáticas.
3) Manutenção das múltiplas funções da floresta.	Produção florestal; Biodiversidade Florestal; Proteção solo e água.	4) Múltiplo uso da floresta; 5) Gestão silvicultural.
4) Integração social, cultural e econômica dos aspectos para implementar o MFS.	Aspectos econômicos, sociais e culturais.	6) Valores sociais, envolvimento da comunidade, segurança e saúde do trabalhador florestal; 7) Investimento em instrumentos de gestão florestal.

Fonte: ITTO (2016).

Uma outra abordagem de critérios e indicadores do MFS, atrelada a certificação florestal foi elaborada pelo *Forest Stewardship Council* (FSC, 1998), guiado em grande parte, por compromissos políticos nacionais e internacionais firmados, como as convenções já citadas, o "Processo de Helsinki", o "Processo de Montreal", e a "Proposta de Tarapoto" (NARDELLI; GRIFFTH, 2003).

Para obter uma certificação FSC, é necessário obedecer a padrões, que são estruturados em Princípios, Critérios e Indicadores. Esses indicadores mensuram a

performance de campo do manejo florestal aplicado à produção de produtos provenientes da floresta (SILVA; PAPP, 2014). Indicadores descrevem uma característica objetiva, não ambígua, verificável do ecossistema ou sistema social relacionado. Por isso, geralmente vários indicadores são elaborados para cada critério (FSC, 1998).

O FSC apresenta dez Princípios que devem ser seguidos pelas empresas manejadoras: Conformidade com as Leis e Princípios do FSC; Posse e Direitos de Responsabilidades de Uso; Direitos dos Povos Indígenas; Relações Comunitárias e Direitos dos Trabalhadores; Benefícios da Floresta; Impacto Ambiental; Plano de Manejo; Monitoramento e Avaliação; Manutenção de Florestas de Alto Valor de Conservação; Plantações.

No Brasil foi criado o CERFLOR (Sistema Nacional de Certificação de Origem Florestal), com atualização mais recente na NBR n° 15.789/2013, que trata do Manejo Florestal – Princípios, Critérios e Indicadores para Florestas Nativas (ABNT, 2013). A apresentação do CERFLOR aconteceu na reunião do Fórum de Competitividade da Cadeia Produtiva de Madeira e Móveis, em 22 de agosto de 2002. Ele foi criado no âmbito do Sistema Nacional de Metrologia, Normalização sendo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) responsável pela elaboração das normas que regulamentam o CERFLOR e o Instituto Nacional de Metrologia Normalização e Qualidade Industrial (INMETRO) é o seu organismo credenciador. Essa norma foi criada com base no manual de aplicação dos Critérios e Indicadores para o MFS de florestas tropicais do ITTO (FERREIRA, 2012).

O CERFLOR visa a certificação do manejo florestal da cadeia de custódia, já que FSC apenas credita as certificadoras, sua aplicação consiste em vistorias das atividades das empresas madeireiras para verificar se as áreas estão sendo exploradas em conformidade com os princípios e critérios da norma. A instituição e capacidade física dos órgãos ambientais deve ser suficiente para executar levantamento da situação do MFS e analisar os verificadores de sustentabilidade para concluir se a atividade foi orientada pelos princípios de sustentabilidade ambiental (AZEVEDO, 2006). O CERFLOR, com base no processo de Tarapoto e ITTO, estabeleceu cinco princípios a saber:

Cumprimento da legislação (o empreendimento florestal deve ser gerido por meio de atitudes e ações que assegurem o cumprimento das Legislações Federal, Estadual e Municipal); Racionalidade no uso dos recursos florestais a curto, médio e longo prazo, em busca da sua sustentabilidade; Proteção da diversidade biológica (a

empresa deve manejar a floresta de modo a minimizar os impactos negativos de sua atividade silvicultural sobre a flora e fauna nativas); Respeito às águas, ao solo e ao ar; Desenvolvimento ambiental, econômico e social das regiões em que se insere a atividade florestal (instituem a necessidade de uma política de relacionamento com os empregados e as comunidades que habitam as regiões próximas das unidades do manejo florestal) (ABNT, 2013).

4.4 LIGHT DETECTION AND RANGING (LiDAR)

O LiDAR é uma técnica considerada de sensoriamento remoto ativo. O termo foi criado por Ring (1963), juntando as palavras “luz” e “radar”. A maior parte dos autores interpretam como *Light Detection And Ranging* (semelhante ao desenvolvimento original do termo radar de *Radio Detection And Ranging*) (DONG; CHEN, 2017).

O LiDAR é um sensor remoto ativo, o qual efetua a coleta de dados pela emissão de sua própria luz independente da presença de uma fonte de luz externa. Seu princípio de funcionamento consiste na emissão de um pulso de laser na direção de uma superfície ou objeto. Ao atingir o alvo, a luz é refletida na direção contrária e retorna ao sistema laser. Seguindo os princípios de triangulação ou de medição do tempo de retorno do pulso refletido (*Time-of-Flight*), o sistema LiDAR calcula a distância entre o sensor e o objeto (WAGNER et al., 2004).

O LiDAR pode realizar uma varredura a partir de uma plataforma terrestre fixa ou móvel (veículo automotor), aeronave ou um sistema orbital (satélite ou estação espacial) (WAGNER et al., 2004; NASA, 2014). A forma de utilização mais comum de dados LiDAR utiliza um scanner a laser acoplado a uma aeronave (ou possivelmente um satélite) (DONG; CHEN, 2017).

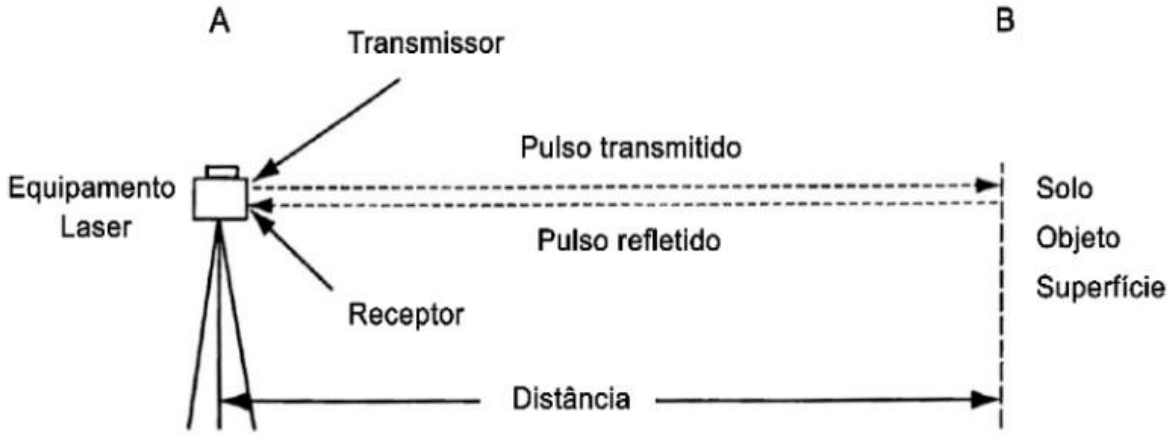
4.4.1 LiDAR aerotransportado

Durante a década de 70, a aplicação da tecnologia laser pelos americanos era destinada para as atividades submarinas. No Canadá, as medições de topo de dossel florestal eram realizadas por meio de estereofotos e radares. Enquanto isso, os soviéticos iniciavam medições de árvores com o uso do distanciômetro a laser (GORGENS; SILVA; RODRIGUEZ, 2014). Para aplicações florestais o LiDAR foi inicialmente utilizado nos anos 80 (LIM et al., 2003).

Com o passar dos anos, os avanços tecnológicos e científicos dos emissores e sensores lasers possibilitaram novas aplicações para o setor florestal. Assim, a tecnologia laser aerotransportada tornou-se uma ferramenta promissora para os avanços na área de mensuração florestal. Em outras áreas seu uso é algo corriqueiro, como por exemplo, no levantamento altimétrico de grandes áreas, na expansão e manutenção de redes viárias e de transmissão elétrica. Além de ser utilizada também como subsídio de construção de hidrelétricas (RODRIGUEZ et al., 2010).

Para o laser aerotransportado ou *Airborne Laser Scanner* (ALS), o conjunto do sistema laser é mais complexo em decorrência da movimentação da aeronave em três eixos distintos provocados pela turbulência atmosférica (BEHAN, 2000; LIMA; FREITAS; KRUEGER, 2002). O conjunto é constituído por um Sistema Inercial de Navegação (INS) e um par de receptores GNSS L1/L2 (Figura 2), sendo um instalado no sistema laser na aeronave e outro no solo (GIONGO et al., 2010). Os sistemas baseados na tecnologia LiDAR são capazes de fornecer modelagem com acurácia das copas e da altura das árvores. Isso ocorre em função da pequena divergência dos pulsos da vegetação densa (POPESCU, 2002).

Figura 2 – Esquema operacional do sistema LiDAR aerotransportado.



Fonte: SHAN; TOTH (2018).

Lasers com comprimento de onda de 1000-1600 nm são normalmente usados em sistemas LiDAR. Um típico sistema LiDAR aerotransportado é composto por um scanner a laser, uma unidade de abrangência, unidades de controle, monitoramento e registro, um sistema de posicionamento global (GPS), e uma unidade de medição inercial (IMU) com padrões de escaneamento a laser, podendo ser em ziguezague,

paralela ou elíptica. Baseado em intervalos e ângulos de varredura, dados de calibração e parâmetros de montagem, os pontos de laser coletados podem ser processados e atribuídos a coordenadas (x, y, z) no sistema de coordenadas geográficas com dados do Sistema Geodésico Mundial de 1984 (WGS 84) (WEHR; LOHR, 1999).

A precisão do LiDAR é normalmente determinada pela comparação estatística entre os pontos levantados e os pontos de laser medidos, e é comumente mensurada com o desvio padrão e o erro quadrático médio (EVANS et al., 2009). As principais fontes de erros de medição LiDAR incluem: problemas com a IMU para estimar posições entre GPS (HODGSON; BRESNAHAN, 2004).

No início da coleta de dados LiDAR, inúmeras empresas utilizavam sistema de código padrão (ASCII). Este sistema tem algumas desvantagens, entre elas podem ser citadas a perda de muitas informações úteis, o formato não é o padrão e, mesmo para pequenas quantidades de dados, a leitura e interpretação pode ser muito lenta (DONG; CHEN, 2017).

O LiDAR é muito útil para fornecer informação tridimensional de estruturas verticais e horizontais de floresta de alta resolução e a topografia subjacente. Destas medições, são gerados modelos tridimensionais, modelos digitais de terreno (MDT), e modelos digitais de Superfície (MDS). A diferença entre elevações DSM e MDT resulta em um modelo de superfície normalizado, também conhecido como o modelo de altura do dossel (MDAD) (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 (rede irregular de triângulos – 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; SILVA; RODRIGUEZ, 2014).

Enquanto o formato irregular é designado rede de triângulos ou TIN (*Triangulated Irregular Networks*). 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 vai ser 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; SILVA; RODRIGUEZ, 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; SILVA; RODRIGUEZ, 2014).

O MDAD é semelhante ao MDS. Entretanto, representa os valores em coordenada Z para a altura dos objetos presentes em uma nuvem de pontos LiDAR em vez da elevação. Esse modelo é conhecido também por modelos digitais de superfície normalizados (*Normalized Digital Surface Models* – nDSM) (SILVA, 2013). Tanto o MDS quanto o MDAD são elaborados no *Fusion* por meio do comando *CanopyModel,* no caso do MDAD 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; SILVA; RODRIGUEZ, 2014).

Para elaboração dos três modelos mencionados (MDT, MDS e MDAD), 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; NILSSON; ÅGREN, 2020). Os modelos gerados pelos MDT, MDS e MDAD, 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).

4.4.2 Aplicações de LiDAR na área florestal

No Brasil, a tecnologia LiDAR vem sendo inserida aos poucos na área florestal. As mudanças nos preços de alguns equipamentos, a acessibilidade maior nas rotinas de processamento de dados específicos para as condições e necessidades da nossa região (RODRIGUEZ et al., 2010). O Quadro 5 apresenta os principais parâmetros que a tecnologia LiDAR tem sido empregada para estudos florestais.

Quadro 5 – Contribuições potenciais da tecnologia LiDAR em aplicações florestais.

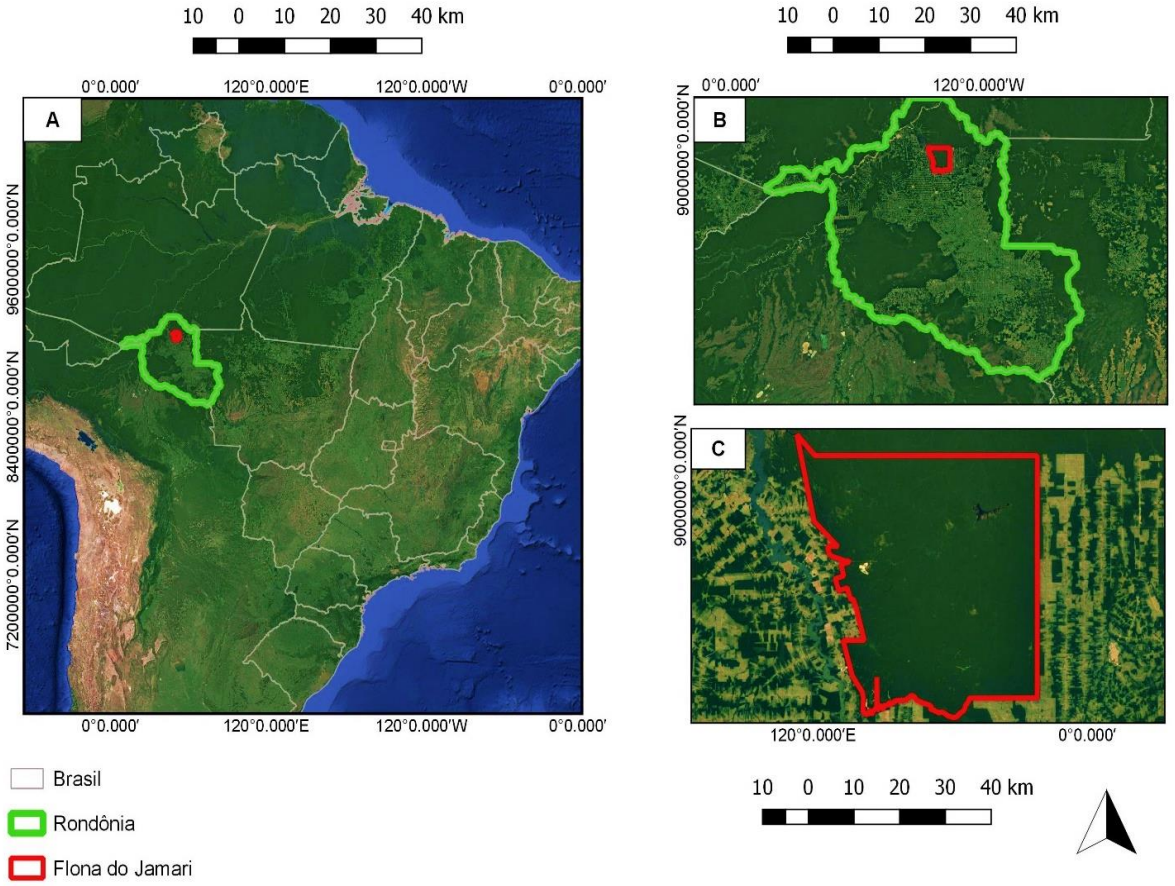
Parâmetro Florestal	**Forma de obtenção de dados ALS**	**Exemplo de aplicação na literatura**
Altura do dossel e/ou árvores individuais	Medida direta	Gorgens et al. (2015); Fayad et al. (2016); Barros, d' Oliveira e Oliveira (2019); Vaglio Laurin et al. (2019); Zhou et al. (2020).
Área basal	Modelagem	Goldbergs et al. (2018); Stanton et al. (2020).
Biomassa	Modelagem	d' Oliveira et al. (2012); Andersen et al. (2014); Figueiredo et al. (2016); Cao et al. (2019); d' Oliveira et al. (2020); Rex et al. (2020).
Carbono	Modelagem	Silva et al. (2017); Csillik e Asner (2020).
Cobertura de copa	Fusão com outros sensores	Reis et al. (2017); Santopuoli et al. (2020).
Diâmetro à altura do peito (DAP)	Modelagem	Zhang et al. (2019); Fu et al. (2020); Yang et al. (2020); Hao et al. (2021).
Dinâmica de clareiras	Medida direta	Figueiredo et al. (2018); Silva et al. (2019); Goodbody et al. (2020); Dalagnol et al. (2021).
Identificação de espécies	Fusão com outros sensores	Shen e Cao (2017); Zhou et al. (2020); Camarretta et al. (2020).
Impactos produzidos por corte seletivo	Medida direta	d' Oliveira et al. (2012); Andersen et al. (2014); Carvalho et al. (2017); Costa et al. 2020.
Material combustível aéreo	Modelagem	Sato et al. (2016); Gelabert et al. (2020).
Número de indivíduos	Modelagem	Strunk et al. (2017); Fu et al. (2018); Stanton et al. (2020).
Perfil vertical do dossel	Modelagem	Conto et al. (2015); Gorgens et al. (2016);Hamraz, Contreras e Zhang (2017); Melo et al. (2021).
Volume	Modelagem	Sheridan et al. (2014); Da Silva et al. (2020).
Volume de copa	Medida direta	Korhonen et al. (2013); Colaço et al. (2017).

5 METODOLOGIA

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Floresta Nacional (Flona) do Jamari (Figura 3) está localizada no estado de Rondônia, com aproximadamente 223 mil hectares, englobando os municípios de Itapuã do Oeste, Candeias do Jamari e Cujubim. Essa Flona pertence a categoria de Unidades de Conservação de Uso Sustentável e foi criada pelo Decreto Federal n° 90.224, de 25 de setembro de 1984, publicado no DOU de 26 de setembro de 1984 (BRASIL, 1984).

Figura 3 – Localização da área de estudo. (A) Localização do estado de Rondônia e da Flona do Jamari no Brasil. (B) Localização da Flona do Jamari (polígono vermelho) no estado de Rondônia (polígono verde). (C) Delimitação da Flona do Jamari (Polígono vermelho).



Fonte: A autora.

Em 2008, o Serviço Florestal Brasileiro (SFB) concedeu 96 mil hectares da Flona do Jamari para exploração florestal por meio de concessão, divididos em três Unidades de Manejo Florestal (UMFs). Em setembro de 2010, iniciou-se a exploração das primeiras Unidades de Produção Anual (UPAs) (REX et al., 2018).

O estudo foi desenvolvido na Unidade de Manejo Florestal III (UMF III), sob regime de concessão florestal para fins de manejo florestal madeireiro da empresa AMATA S.A. Esta UMF está localizada na parte Sudoeste da Flona do Jamari e possui uma área de 46.184,253 ha, em que sua maior parte (90,05%) é inserida no município de Itapuã do Oeste e 9,95% pertence ao município de Cujubim. Para organização da área a ser explorada anualmente, a UMF III foi dividida em 25 Unidades de Produção Anual (UPAs), considerando um ciclo de corte de 25 anos (AMATA, 2007). Cada UPA foi subdividida em Unidades de Trabalho (UTs) de 100 hectares cada.

A caracterização ambiental da área foi realizada com base em informações disponibilizadas por SFB (2019). A classificação fisionômica-ecológica da Unidade de Conservação indica a predominância da Floresta Tropical Ombrófila Densa, com áreas de Floresta Ombrófila Aberta e presença de palmeiras ou cipós. Este tipo de floresta é caracterizado pela riqueza de indivíduos arbóreos espaçados, com presença ou não de grupos de palmeiras ou de lianas lenhosas e epífitas. No sub-bosque, existem plântulas e árvores jovens de espécies presentes nos estratos superiores. De acordo com a classificação de Koppen, a área da Flona apresenta clima tropical chuvoso (Aw). De outubro a abril ocorre a estação chuvosa, e o período seco ocorre entre os meses de junho a agosto (SFB, 2019).

No entorno e na área da Flona, há predomínio de Unidades Denudacionais de relevo, do tipo Superfície de Aplainamento Nível II. Esta superfície forma uma unidade com grande distribuição na área, ocorrendo sobre rochas do embasamento cristalino. Quanto a geomorfologia, são identificadas cinco feições principais: superfícies Tabulares (SI), Agrupamentos de Morros e Colinas (D3), Superfície de Aplainamento (D2), Planícies Inundáveis e Vales (A3), Depressões, Lagos, Deltas / Cones (Ai). De acordo com os Sistema Brasileiro de Classificação de Solos da Embrapa, os solos encontrados na Flona pertencem a seis tipologias diferentes, são elas: cambissolos distróficos, regessolos distróficos, gleissolos distróficos, solos croncrecionários, latossolos vermelho distrófico e amarelo (SFB, 2019).

A rede hidrográfica da Flona do Jamari é formada pelas bacias dos rios Jacundá, Jamari e Preto do Crespo. A bacia principal é a do Rio Jacundá e abrange aproximadamente 79,27% da área. A bacia do Rio Jamari cobre aproximadamente

16,86% da Flona. O Rio Jamari é afluente do Rio Madeira e teve sua hidrografia modificada pela construção da barragem da Usina Hidrelétrica de Samuel. O Rio Preto do Crespo, também faz parte da bacia do Rio Jamari, situada na porção extremo sul e se estende por aproximadamente 3,4% da área (SFB, 2019).

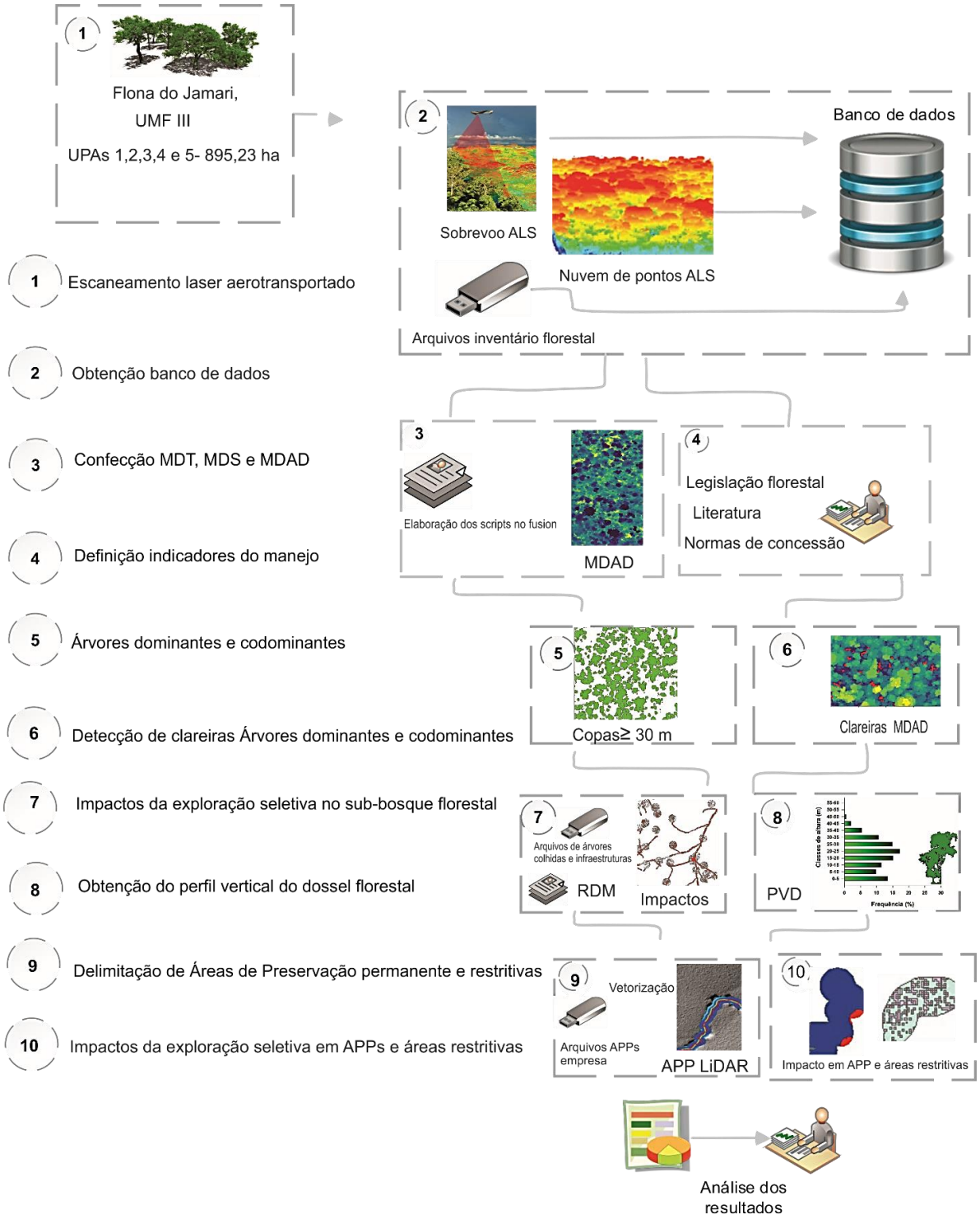
5.1.1 Sistema de manejo

O sistema silvicultural adotado é o policíclico com ciclo de corte de 25 anos, intensidade de corte máximo de 25 $m^3.ha.ano^{-1}$ e Diâmetro Mínimo de Corte (DMC) igual ou superior a 50 cm, conforme determinado pela lei n.11.284/2006 (BRASIL,2006). As espécies castanheira ou castanha do Brasil (*Bertholetia excelsa*) e seringueira (*Hevea* spp.), encontradas na região da Unidade de Manejo Florestal, não são exploradas para fins madeireiros, bem como:

- Árvores ninhos: durante o inventário florestal a 100% (censo) as árvores que possuírem ninhos de pássaros, são marcadas como matrizes. Na ocasião da exploração, em caso de árvores que estiverem destinadas ao corte e forem verificados ninhos nas mesmas, estas serão descartadas, podendo ser substituídas por outra árvore da mesma espécie, com diâmetro equivalente;
- Árvores localizadas nas áreas de preservação permanente;
- Árvores localizadas em áreas inacessíveis;
- Árvores potenciais para futuras colheitas;
- Árvores matrizes, representando 10% dos indivíduos que atendam aos critérios de seleção para corte, respeitando o limite mínimo de manutenção de 3 árvores por espécie por 100 ha;
- Espécies cuja abundância de indivíduos com DAP superior ao DMC seja igual ou inferior a 3 árvores por 100 ha de área de efetiva exploração na UPA.

O fluxograma metodológico que resume os principais procedimentos que foram realizados é apresentado na Figura 4.

Figura 4 – Fluxograma metodológico dos principais procedimentos realizados neste estudo.



Fonte: A autora.

5.2 ESCANEAMENTO LASER AEROTRANSPORTADO E ÁREAS SELECIONADAS

Em outubro de 2014, ocorreu o sobrevoo LiDAR na UMF III pela empresa TOPOCART – Topografia Engenharia e Aerolevantamentos S/S LTDA, como parte do Projeto Paisagens Sustentáveis (EMPRESA BRASILEIRA PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2014). Três sobrevoos foram realizados a 500 metros de altitude, utilizando um sensor LiDAR Harrier 68i da Trimble com uma frequência de escaneamento de 400 kHzv, ângulo de visada de 15° e sobreposição de faixa de 65%. Das áreas amostradas em 2014 na UMF III, apenas uma foi sobrevoada novamente em outubro de 2015 pela empresa SAI – Serviços Aéreos Industriais Especializados. A altitude dos sobrevoos foi de 750 m, com sensor OPTECH/ ALTM 3100/ 05SEN171, frequência de escaneamento de 40kHzv, ângulo de visada de 15° e sobreposição de faixa de 70%.

A descrição dos demais parâmetros do levantamento de dados LiDAR estão na Tabela 1.

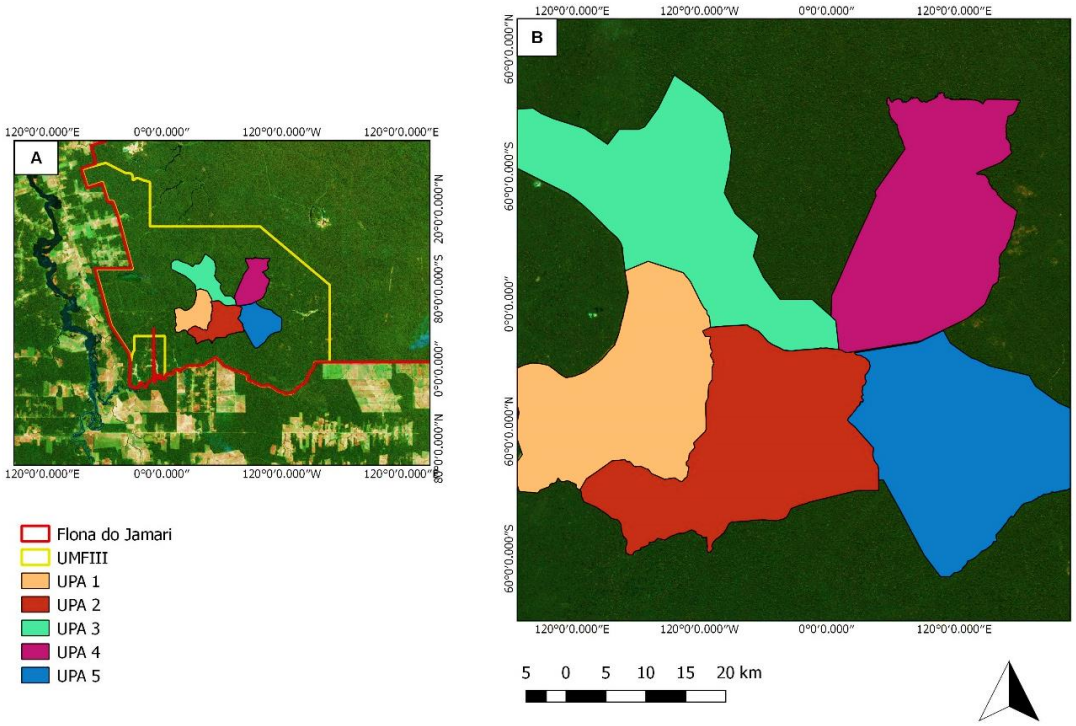
Tabela 1 – Descrição da aquisição de dados LiDAR na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.

Especificações	**2014**			**2015**
	Sobrevoo 1	**Sobrevoo 2**	**Sobrevoo 3**	**Sobrevoo 1**
Área sobrevoada (ha)	313,36	205,93	375,93	186,99
Densidade média de retornos (pts.m²)	52,02	49,5	50,13	66, 36
Densidade média de primeiro retorno (pts.m²)	28,05	27,13	26,93	42,12

Foram sobrevoadas as UPAs 1, 2, 3, 4 e 5 (Figura 5), cuja exploração ocorreu nos anos de 2011 (UPA1), 2012 (UPA 2), 2013 (UPA 3), 2014 (UPA 4) e 2015 (UPA 5). O planejamento da exploração nas UPAS 1, 2, 3 e 4 seguiu o método convencional, e na UPA 5 foi implementado o Modelo Digital de Exploração (MODEFLORA).

A descrição da amostra LiDAR sobrevoada em cada UPA e da produção do manejo florestal madeireiro estão apresentadas nas Tabelas 2 e 3, respectivamente.

Figura 5 – Localização das UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari.



Fonte: A autora.

Tabela 2 – Descrição das áreas sobrevoadas pelo LiDAR na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.

UPA	Área total UPA (ha)	Cobertura LiDAR (ha)	Data final da exploração	Data do sobrevoo LiDAR	Tempo decorrido exploração x sobrevoo (meses)
1	1.587	207,76	out/2011	out/2014	36
2	1.946	205,93	dez/2012	out/2014	28
3	1.944	105,60	out/2013	out/2014	12
4	1.781	188,94	set/2014	out/2014	1
5	1.927	186,99	set/2015	out/2014	0
				out/2015	1

Tabela 3 – Resultados de produção do manejo florestal das UPAs exploradas seletivamente na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.

ÁREAS	UNIDADES	UPA 01	UPA 02	UPA 03	UPA 04	UPA 05
Área total da upa	ha	1.587	1.946	1.944	1.781	1.927
Área de efetiva exploração	ha	1.360	1.743	1.633	1.489	1.597
Volume colhido	m³	19.544	27.820	16.700	19.015	23.897
Densidade de colheita	$m^3\ ha^{-1}$	14	16	10	13	15
Número de árvores colhidas	unid.	7.090	5.994	4.167	4.507	3.043
Intensidade da colheita	$num\ arv\ ha^{-1}$	2	2	1	2	2
Número de espécies colhidas	unid.	40	40	24	28	
Volume em relação ao aprovado	%	67%	75%	49%	61%	71%

Fonte: AMATA (2018).

5.3 MODELAGEM DIGITAL DO TERRENO, DE SUPERFÍCIE E DE ALTURAS

5.3.1 Obtenção dos Modelos Digitais do Terreno (MDT)

Os dados brutos da nuvem de pontos LiDAR foram processados utilizando o software *Fusion* versão 3.8 (MCGAUGHEY, 2018). No primeiro momento, filtrou-se os outliers das nuvens de pontos, considerando três desvios-padrão e uma janela de varredura de 50 metros. É importante filtrar os *outliers* porque a nuvem de pontos bruta normalmente contém discrepâncias em relação aos valores reais (HAN et al., 2017).

Após essa etapa, foram aplicados os procedimentos para filtrar os pontos do terreno. Essa filtragem consiste em classificar os retornos brutos da ALS em provenientes do solo ou não, uma vez que os retornos do terreno são interpolados para construir o Modelo Digital do Terreno (MDT) (COSENZA et al., 2020). Foi utilizado o algoritmo para filtragem dos retornos do solo de interpolação linear de mínimos quadrados ponderados (WLS), elaborado por Kraus e Pfeifer (2001) e adaptado ao software *Fusion*. Esse algoritmo faz parte do grupo de filtros para interpolação e é fundamentado no comparativo dos pontos LiDAR com uma superfície de referência. Na primeira etapa de filtragem, foi elaborada uma superfície de referência com número médio de pontos dentro de uma janela de filtro de oito metros, como desenvolvido Silva et al. (2012) em florestas nativas, para evitar que hajam artefatos no MDT. Na sequência, em 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, conforme descrito por Kraus e Pfeifer (2001).

Desse modo, retornos em que os desvios (v_i) foram maiores que o valor de tolerância (g+w) foram excluídos, os que estavam entre o limiar (g) e o valor de tolerância (g+w) receberam um peso que variou de 0 a 1, e os que foram apresentados abaixo do valor do limiar (g) receberam peso máximo e foram o suporte para a nova superfície de referência (Equação 1).

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

Em que: p_i = {1 $v_i \leq g$11+(a * (v_i−g^b)) $g < v_i \leq g+w$ 0 $g + w < v_i$ (1)

Os componentes da função de ponderação dos pesos utilizados foram: g = -2, w = 2,5, a = 1 e b = 4 (MCGAUGHEY, 2016; COSENZA et al., 2020). Esse procedimento foi realizado continuamente até que os pontos fossem considerados como solo ou atingisse o número máximo de repetições. Logo após a utilização do filtro, os pontos de solo foram interpolados considerando o inverso da distância, para confecção do MDT com resolução espacial de um metro.

5.3.2 Obtenção dos Modelos Digitais de Superfície (MDS) e de Altura do Dossel (MDAD)

Os modelos digitais de Superfície (MDS) e de altura do dossel (MDAD) foram gerados conforme metodologia desenvolvida por d' Oliveira, Figueiredo e Papa (2014) e Gorgens, Silva e Rodriguez (2014). Em ambos os modelos determinou-se o tamanho de janela de oito metros e a resolução espacial de um metro.

O MDAD foi confeccionado a partir da nuvem de pontos normalizada. Não levar em consideração essa normalização faz com que o algoritmo produza uma superfície com base na elevação e não na altura do dossel, que padroniza as elevações da superfície para o terreno se tornar plano.

Os modelos gerados foram exportados para ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) e serviram de base para obtenção dos produtos LiDAR apresentados ao longo deste trabalho.

5.4 INDICADORES DA SUSTENTABILIDADE DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL

5.4.1 Definição dos indicadores propostos com tecnologia LiDAR

Tendo em vista o critério estabelecido pelo SFB nos contratos de concessão de mensuração do impacto ambiental (SFB, 2008), do monitoramento desses impactos pela lei de gestão de florestas públicas (BRASIL, 2006) e de proteção do solo e da água (ITTO, 2016), considerando o impacto ambiental a nível de dossel e sub-bosque, foram definidos os seguintes indicadores: árvores dominantes e codominantes, detecção de clareiras no dossel da floresta, impactos de exploração seletiva no sub-bosque, perfil vertical do dossel (PVD) e áreas de preservação

permanente e restritivas (Quadro 6), conforme os métodos descritos dos itens 5.4.2 a 5.4.6 desta seção.

Os índices de sustentabilidade da EIR foram criados com base na legislação florestal (BRASIL, 2012), que proíbe atividades de exploração em áreas de APPs e restritivas, nas normas de concessão florestal (SFB, 2008), quando não houve normas regulamentadoras buscou-se parâmetros na literatura relacionadas a cada temática, com ênfase em trabalhos realizados na Amazônia brasileira.

Na inexistência de literatura pertinente, para o PVD, foi considerado como parâmetro a significância das correlações entre seus fatores e os relacionados a exploração seletiva (tempo decorrido entre a exploração e o sobrevoo (anos); intensidade de corte (m^3.ha) e área amostrada) a nível de sub-bosque e copa e para as áreas de APPs e restritivas foram arbitrados parâmetros, considerando as limitações das medições com GPS em campo, com erro de ± 20 m na área de estudo e em torno de ± 5 m em média para outras regiões da Amazônia e o fato de que cada método de medição possui um erro associado, até mesmo os métodos de alta precisão como o LiDAR, delimitou-se um índice de 2% para a presença de vestígios de exploração nesses ambientes.

Quadro 6 – Indicadores para o manejo florestal sustentável propostos com a utilização de dados LiDAR para a UMFIII, da Floresta Nacional do Jamari.

Princípio	Critério	Indicador	Verificador
Manutenção da Integridade da Estrutura do Ecossistema (CIFOR, 1999).	Monitoramento do impacto ambiental (BRASIL, 2006; SFB, 2008).	Árvores dominantes e codominantes	Redução de 12% no dossel mais alto (LOCKS; MATRICARDI, 2019).
		Detecção de clareiras no dossel da floresta (Frequência e distribuição de clareiras)	O percentual de área ocupada por clareiras não deve exceder 10% da área da UPA (SFB, 2008) e alterações nos parâmetros Lambda (>1) e coeficiente de Gini (G < 0,5) (SILVA et al. (2019).
		Impactos da exploração seletiva no sub-bosque	A área impactada por estradas secundárias, trilhas de arraste e pátios será no máximo 8% (oito por cento) da área da UPA e o percentual de áreas ocupadas por clareiras de 10% (SFB,2008).
	Monitoramento do impacto ambiental (BRASIL, 2006).	Perfil vertical do dossel	Redução de 12% no dossel mais alto (LOCKS; MATRICARDI) e correlação significativa a 0,05 nos parâmetros γ e β a nível de copa e sub-bosque, em relação aos parâmetros da exploração seletiva.
	Monitoramento do impacto ambiental e proteção solo e água (ITTO, 2005).	Áreas de preservação permanente e de uso restrito.	Vestígios de exploração em APPs e áreas restritivas não devem ultrapassar 2% da área total.

5.4.2 Obtenção das árvores dominantes e codominantes

Para estimativa da área com cobertura da vegetação por árvores dominantes e codominantes, foi utilizado o parâmetro de Andersen et al. (2014), que considera como dominantes e codominantes indivíduos cujas alturas totais sejam maiores que 30 m. Seguindo a metodologia adaptada de d' Oliveira, Figueiredo e Papa (2014), cada MDAD foi reclassificado, árvores em classes de altura inferior a 30 m receberam classificação NoData (sem dados), para que os dados nessas faixas de altura fossem excluídos do modelo. Enquanto nas classes acima de 30 m, receberam classificação 1, para que fosse criado um novo arquivo raster, contendo somente as copas de árvores acima de 30 m de altura. Cada raster foi exportado para o formato Shapefile e teve sua respectiva área ocupada por copas dominantes e codominantes calculada em hectares.

A razão entre soma da área ocupada por copas de árvores dominantes e codominantes e a amostra LiDAR de cada local, resultou no percentual de dossel coberto por árvores nessas classes de posição da copa. A altura média do dossel em cada UPA foi obtida pelas estatísticas de classificação do MDAD. A mudança na altura do dossel na UPA 5 com levantamento multitemporal, foi mapeada pela subtração da área amostrada em 2014 antes da exploração pela área de 2015, logo após o fim da atividade madeireira.

5.4.3 Detecção de clareiras no dossel da floresta

Para detectar as clareiras no dossel da floresta, utilizou-se o pacote *ForestGapR* versão 0.0.3 (SILVA, 2019) do software R versão 4.0 (R CORE TEAM, 2020). O primeiro passo foi a detecção das clareiras no dossel da floresta, o arquivo de entrada correspondeu ao MDAD gerado a partir de dados ALS como um objeto *RasterLayer* e de saída um objeto *RasterLayer* classificado de acordo com as clareiras detectadas na floresta. A função utilizada definiu as clareiras do dossel da floresta como áreas contíguas onde a altura da vegetação é maior ou igual ao limiar de altura definido pelo usuário. Para detecção das clareiras foi utilizado um limiar de altura de cinco metros (ZHANG, 2008) e considerou-se que as clareiras ocupam áreas de no mínimo 10 m². O limiar de dimensão foi escolhido por melhor explicar a relação das áreas de clareiras com os componentes da dinâmica florestal (STARK et al., 2012; HUNTER et al., 2015).

O algoritmo implementado para detecção de clareiras, elaborado por Asner et al. (2013), apresenta as seguintes etapas: i) identificação das células de grade que apresentam valores de altura maior ou igual ao limite e atribui a elas um código único; ii) avaliação dos oito vizinhos das células de grade identificadas na etapa (i), sendo que se eles fizerem parte da mesma clareira do dossel, é atribuída a eles a mesma classificação de clareira do dossel da floresta; iii) repetição das etapas (i) e (ii) até que não haja células de grade não classificadas no MDAD.

Em seguida, foi quantificada a distribuição de frequência do tamanho das clareiras no dossel da floresta com base no número de vezes que clareiras de determinado tamanho foram apresentadas nos dados (SILVA et al., 2019a), conforme metodologia descrita por Hanel et al. (2017), foi escolhida a distribuição *Zeta* que é considerada uma função densidade de probabilidade de lei de potência discreta (ASNER et al., 2013). Para que os dados possuam uma distribuição *Zeta*, o valor do expoente λ tem que ser maior que 1 (KELLNER; CLARK; HUBBELL, 2009).

A distribuição *Zeta* foi calculada com base na abordagem de Hanel et al. (2017), que utiliza a estimativa dos parâmetros bayesianos, pelo método da máxima probabilidade (MLE), o qual calcula λ para toda gama de valores razoavelmente acessíveis (GOODBODY et al., 2020). Para interpretação do lambda (λ), considerou-se que um valor próximo a 1 significa presença de grandes clareiras no dossel da floresta, ou seja, áreas dominadas por pequenas clareiras apresentam valores de λ maiores, enquanto que menores valores indicam um aumento na frequência de grandes clareiras (FISHER et al., 2008; GOULAMOUSSÈNE et al., 2017).

Logo após, foram calculadas as estatísticas de clareiras com base na metodologia de Heiskanen et al. (2015) e Hunter et al. (2015). O arquivo de entrada foi um raster binário das clareiras, e o resultado é um arquivo *data.frame* com as seguintes estatísticas de clareiras: i) número de identificação da clareira; ii) área da clareira (m²); iii) altura máxima do dossel (m); iv) altura mínima do dossel (m); v) altura média do dossel (m); vi) desvio-padrão da altura do dossel (m); vii) coeficiente de Gini da altura do dossel (m); e viii) amplitude da altura do dossel (m).

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 2).

$$G = 1 - 2 \int_0^1 L\,(X)\; dX \qquad (2)$$

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

A intepretação deste coeficiente está detalhada na Tabela 4.

Tabela 4 – Detalhamento da interpretação do Coeficiente de Gini (G).

Valor	Interpretação
G < 0,5	Baixa ocorrência de distúrbios no dossel.
0,5 ≤ G < 1	Limiar que define se a área do dossel está impactada ou não.
G ≥ 1	Área do dossel totalmente impactada.

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

5.4.4 Impactos da extração seletiva no sub-bosque florestal

A estimativa dos impactos ocasionados pela extração seletiva de madeira foi realizada conforme d' Oliveira, Figueiredo e Papa (2014). As principais etapas metodológicas estão representadas na Figura 6.

5.4.4.1 Modelos de Densidade Relativa (MDRs)

O MDR é uma camada *raster* da porcentagem relativa dos retornos LiDAR dentro de um estrato de altura do solo especificado pelo usuário. Para cada *raster*, o valor percentual foi calculado dividindo o número de retornos no estrato de altura 1 m a 5 m acima do solo pela quantidade total de retornos abaixo de 5 m, multiplicado por 100 (ANDERSEN et al., 2014), conforme demonstrado na Figura 6A.

O cálculo da densidade de vegetação foi realizado pela divisão do número de pontos dentro da camada selecionada pelo número de pontos a partir da superfície até a altura superior da camada. No modelo gerado, os pixels em preto representam densidade de vegetação relativa igual a zero na camada selecionada (Figura 6B). Essas áreas contínuas foram usadas como referência para a definição das áreas alteradas pelas operações florestais. Os trechos contínuos ou agrupados de pixels em preto representam a infraestrutura construída na floresta, como estradas, pátios, trilhas de arraste e clareiras resultantes da queda das árvores (Figuras 6C e 6D).

Os MDRs para o conjunto de dados LiDAR das UPAs 1, 2, 3, 4 e 5, foram elaborados com resolução de 1 m (d' OLIVEIRA et al., 2012; ANDERSEN et al., 2014; ELLIS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; PINAGÉ et al., 2019) no software *Fusion* versão 3.8 (MCGAUGHEY, 2018) e transformados em *rasters.* Os MDRs foram utilizados para identificar o impacto causado pelas infraestruturas do manejo (trilhas de arraste, estradas, pátios de estocagem) e árvores derrubadas.

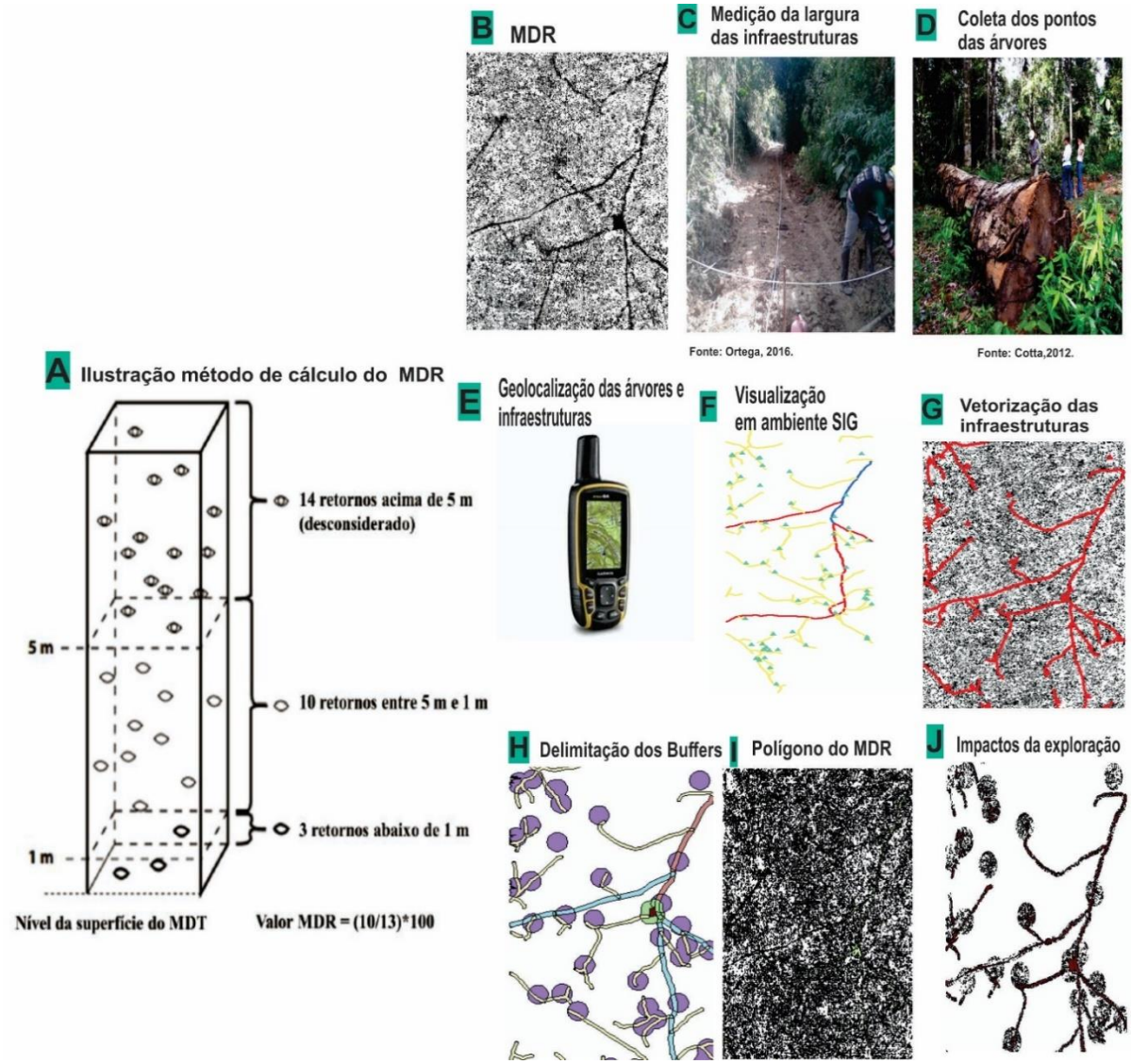
5.4.4.2 Área ocupada pelas infraestruturas

As informações sobre localização e dimensão das infraestruturas obtidas em campo foram disponibilizadas pela empresa concessionária em formato vetorial *shapefile* e coletadas utilizando equipamento GNSS (*Global Navigation Satellite System*) de navegação (Figura 6E). Os valores médios de largura para as infraestruturas obtidos em campo foram de 3,6 metros para as trilhas de arraste; 5,6 metros para estradas secundárias e 8,7 metros para estradas primárias (LOCKS; MATRICARDI, 2019).

Como a área sobrevoada pelo LiDAR não correspondia a área total de cada UPA, foi realizado um recorte da camada vetorial de cada infraestrutura dentro da área de interesse (Figura 6F). De posse das informações de campo e com base no MDR elaborado na etapa anterior, foram vetorizadas manualmente as infraestruturas do manejo (estradas primárias e secundárias, pátios de estocagem de toras e trilhas de arraste) (Figura 6G).

A área ocupada por cada infraestrutura em cada local foi delimitada por meio da multiplicação da largura média obtida em campo pelo comprimento vetorizado no MDR. A densidade de estradas, pátios de estocagem e trilhas de arraste foi calculada pela razão entre o comprimento da infraestrutura pela dimensão da área sobrevoada pelo LiDAR.

Figura 6 – Etapas para estimativa dos impactos da exploração florestal no sub-bosque da UMF III na Floresta Nacional do Jamari.



Fonte: a autora.

5.4.4.3 Impactos no sub-bosque florestal

Para quantificação dos impactos da extração seletiva no sub-bosque florestal foi adaptado o método desenvolvido por d' Oliveira, Figueiredo e Papa (2014). As etapas metodológicas estão descritas abaixo.

A determinação da zona tampão (*buffers*) foi realizada para cada um dos arquivos de áreas impactadas pela exploração contendo a vetorização deles. Para aumentar a precisão da estimativa das áreas com distúrbios, procedeu-se com a identificação e separação das áreas que realmente apresentaram vegetação removida (pixels pretos) nas faixas de altura consideradas, conforme Carvalho et al. (2017). Para cada arquivo vetorial de infraestruturas e árvores colhidas, interceptados pelo

MDR, foi confeccionado um *buffer*, que funcionou como zona tampão, dentro do qual os impactos foram causados pela exploração florestal. As áreas impactadas foram calculadas por meio dessas zonas tampão, com base na origem do distúrbio seguindo o padrão proposto por d' Oliveira et al. (2012), em áreas de floresta nativa:

- Trilhas de arraste – *buffer* de quatro metros definido no eixo central da trilha produz uma zona tampão com oito metros de largura;
- Estrada florestal – *buffer* de seis metros definido no eixo central da estrada produz uma zona tampão com 12 m de largura;
- Pátio de estocagem – *buffer* de 20 metros definido no ponto central do pátio de estocagem produz uma zona tampão de aproximadamente 1.200 m²;
- Clareiras – buffer de 25 metros definidos no ponto central da clareira pressupõem altura total da árvore de 50 m e produzem uma zona tampão de 1.875 m².

Após a confecção dos *buffers*, estes foram unidos em um único arquivo. Para evitar que fossem inseridas para cômputo dos impactos no sub-bosque, as áreas de buffers que extrapolaram a área sobrevoada foram recortadas, utilizando como arquivo máscara o *shape* da área com o levantamento LiDAR. Após a união dos *buffers*, para evitar que houvesse erros na quantificação da área impactada por cada infraestrutura do manejo e clareiras de árvores colhidas, a metodologia foi adaptada, visto que em algumas áreas houve sobreposição dos ambientes estudados.

Na tabela de atributos do arquivo dos *buffers* unidos, foram criadas duas novas colunas, que correspondiam ao nome da infraestrutura e a área em ha, com o modo de edição ativado e a imagem da união dos *buffers* aberta, foi observado a qual local correspondia cada polígono na coluna nome, na seguinte ordem de prioridade: o que estava dentro do pátio era pátio; locais de estradas secundárias e primárias, exceto pátio, foram computados como estrada; o que estava sobreposto a trilhas de arraste exceto pátio e estrada, considerou-se como trilha; e o que não estava sobreposto a nenhum desses locais, representou árvores colhidas. A partir do arquivo criado nessa etapa, foi confeccionado um novo arquivo apenas com as feições da coluna ambiente e sua respectiva área.

Em seguida, o MDR foi exportado para o formato de imagem (.img). Com a imagem do MDR aberta ao lado do mapa da área, realizaram-se simulações de seleção até encontrar um resultado que fosse equivalente ao impacto produzido pela exploração madeireira, sendo selecionado o limiar de 0 a 40 para as UPAs 2, 3, 4 e 5 em 2014, 0 a 50 para a UPA 1, e de 0 a 10 para a UPA 5 em 2015. Com o limiar que

correspondia à área impactada pelas atividades do manejo florestal selecionado, o MDR.img foi exportado para o formato *shapefile*.

Para obtenção do impacto causado pela extração seletiva de madeira em cada infraestrutura e pelas clareiras de árvores abatidas, foi realizado o cruzamento do arquivo correspondente a união dos *buffers* e o polígono do MDR. Desse cruzamento foi obtido um polígono da interseção entre a zona tampão de impacto e as áreas com vegetação relativa igual a zero identificadas no MDR. Após essa etapa, calculou-se os impactos da exploração de impacto reduzido por ambiente dentro de cada área estudada, utilizando a ferramenta de cálculo de geometrias na tabela de atributos do arquivo da interseção.

5.4.5 Obtenção do perfil vertical do dossel florestal (PVD)

O perfil vertical do dossel foi quantificado considerando os retornos da nuvem de pontos normalizada. Esse perfil representa a distribuição vertical dos pontos LiDAR em intervalos de alturas, com base em distribuições empíricas ou funções probabilísticas. A distribuição dos pontos LiDAR foi calculada dentro de células de 50 m², com intervalos de altura de um metro, utilizando o software *Fusion* versão 3.8 (MCGAUGHEY, 2018). Realizou-se o ajuste da função *Weilbull* de dois parâmetros (PALACE et al., 2015; ZHANG; CAO; SHE, 2017) (Equação 3) para o estrato superior (árvores com alturas maiores que 15 metros) e inferior (árvores com alturas menores ou iguais a 15 metros) da floresta.

$$F(h) = 1 - \exp\left(\left(\frac{h}{\beta}\right)\right)^{\gamma} \tag{3}$$

Em que: h = centro da classe das distribuições de altura; γ = parâmetro de forma; β = parâmetro de escala da função *Weibull*.

A função *Weibull* foi empregada para descrever a distribuição vertical dos valores de altura devido à sua flexibilidade (DEAN et al., 2009). O ajuste da função *Weilbull* de dois parâmetros foi realizado no software R versão 4.0.2, por meio do pacote *fitdistrplus* versão 1.1 (DELIGNETTE-MULLER; DUTANG, 2015). Além desse pacote, foram utilizados o *rgl* versão 0.99.16 (ADLER, 2020); *raster* versão 3.4.5 (HIJMANS et al., 2020); *reshape2* versão 1.4.4 (WICKHAM, 2007); *magrittr* versão 2.0.1 (BACHE; WICKHAM; HENRY, 2014); *rgdal* versão 1.5 (BIVAND; KEITT;

ROWLINGSON, 2020); *ggplot2* versão 3.3.3 (WICKHAM, 2016); *gridExtra* versão 2.3 (AUGUIE; ANTONOV; 2017), e *grid* versão 3.6.12 (ZHOU; BRAUN, 2010).

Para verificar a existência de uma relação entre a estrutura do PVD a nível de sub-bosque e de copa com os fatores relacionados à exploração seletiva, utilizou-se correlações de Pearson. Em cada análise de correlação utilizou-se uma variável do PVD (γ = parâmetro de forma; β = parâmetro de escala da função *Weibull*) e uma variável da exploração seletiva como tempo (anos), intensidade de corte (m^3 ha^{-1}), área amostrada (ha), impactos no sub-bosque (ha) para os parâmetros do sub-bosque. Os parâmetros γ e β da copa, além dos fatores de exploração como tempo (anos), intensidade de corte (m^3 ha^{-1}) e área amostrada (ha), foram correlacionados com o Coeficiente de Gini e λ. Todas as análises foram realizadas utilizando-se o ambiente R, com significância de 5%.

5.4.6 Delimitação das áreas de preservação permanente (APPs) e de áreas restritivas

5.4.6.1 Delimitação das áreas de preservação permanente (APPs)

Para o mapeamento da hidrografia nas áreas estudadas, foram utilizadas três abordagens com diferentes dados altimétricos, designados neste trabalho como abordagens 1, 2 e 3, considerando a falta de uma metodologia consolidada e no intuito de indicar para obtenção do indicador de APPs a de maior acurácia utilizando dados ALS.

A primeira abordagem englobou as APPs delimitadas em campo pela empresa concessionária, que consistiu de duas metodologias: a convencional realizada no microzoneamento das APPs na UPA 1 explorada em 2011 e posteriormente passou a ser utilizado o Modelo de Planejamento Digital da Exploração (MODEFLORA) (FIGUEIREDO; BRAZ; d' OLIVEIRA, 2007), nas UPAs 2, 3, 4 e 5. O levantamento das APPs em campo constitui a fase do microzoneamento e realizada por uma equipe de colaboradores da empresa. Com o mapa da UPA informando a localização das picadas de orientação, a equipe iniciou o levantamento percorrendo todas as faixas/picadas previamente feitas e anotando observações nos mapas de acordo com o código estabelecido para cada situação (área operacional, rampa, alagados, bambuzal, entre outros).

O mapa da UPA foi subdivido em faixas e mosaicos menores, para delimitar os limites do terreno. Em seguida, foram delimitadas as APPs colocando ao seu redor fitas vermelhas de 10 em 10 m em toda a extensão com uma distância de 30 m do curso d'água nos seus dois lados e, em caso de nascentes, a distância mínima de medição foi de 50 m, conforme o exigido na Lei n° 12.651/2012 (BRASIL, 2012).

Nas demais UPAs começaram a ser adotadas técnicas de manejo florestal de precisão, e a empresa escolheu usar o MODEFLORA (FIGUEIREDO; BRAZ; d' OLIVEIRA, 2007). Por esse método, as áreas de APPs foram obtidas por meio do mapeamento dos cursos d'água em campo com receptor GNSS. Os operadores de campo caminham em áreas de difícil acesso, nas margens dos rios, nas partes internas dos igarapés e beiras de barranco, para mapear com maior riqueza de detalhes todas as ramificações da rede de drenagem existentes nas UPAs. Assim, as APPs são calculadas por meio da soma das áreas de APPs de cursos d'água com *buffers* de 30 m, APPs de nascentes em torno de *buffers* de 50 m e APPs de declividade em locais com inclinação superior a 45° (BRASIL, 2012). Todo o processamento dessas informações foi realizado em ambiente *SIG*.

Na segunda abordagem, as áreas de APPs foram delimitadas com base na vetorização manual, realizada no software *ArcGIS*. Inicialmente, produziu-se o efeito de sombreamento em cada MDT, em escala de cinza de 0 a 256, azimute de 315, altitude de 45 e fator z = 1. Em seguida, foi criado um arquivo *shapefile* de formato linha *e* manualmente realizou-se o contorno da hidrografia. Nos locais com presença de nascentes, estas foram confeccionadas a partir da elaboração de um *shapefile* de formato ponto, e a vetorização manual realizada sempre com base na observação visual do arquivo de hidrografia cedido pela empresa concessionária, para que não fossem confundidos como pontos de ocorrência de rede hidrográfica as infraestruturas de exploração.

Para APPs de hidrografia foram confeccionados *buffers* com dimensão de 30 m e em torno das nascentes esses b*uffers* foram de 50 m, os quais foram unidos e realizado o recorte dos *buffers* dentro da área sobrevoada pelo LiDAR. As áreas de APPs foram calculadas pela ferramenta de cálculo de geometrias.

Na terceira abordagem, a delimitação da hidrografia foi realizada conforme metodologia proposta por d' Oliveira, Figueiredo e Papa (2014), adaptada de Figueiredo, Braz e d' Oliveira (2007) e McGaughey (2010) ao software *ArcGIS*. Primeiramente, foram removidas as depressões espúrias do arquivo *raster* MDT. Em seguida, definiu-se a direção do fluxo da água, e se procedeu com a delimitação da

bacia de acumulação da rede de drenagem. Por fim, foram definidos os valores mínimos para a bacia de acumulação e a ordem dos cursos d'água. A imagem gerada da ordem dos cursos d'água foi transformada em *shapefile.*

O primeiro passo para delimitação das APPs foi elaborar as zonas tampão em volta dos rios e igarapés, tendo como arquivo de entrada o mapeamento de hidrografia gerado no tópico anterior. A largura da margem do rio empregada para confecção do *buffer* foi de 30 metros, visto que não haviam rios de grandes dimensões nas áreas de estudo.

Quando observado a presença de nascentes por meio da análise dos arquivos, foram criados os pontos que correspondiam a nascentes e em seguida elaborados os *buffers*. No caso das nascentes, a largura selecionada para uma das margens da APP foi de 50 metros. Para evitar que fossem delimitadas APPs de nascentes em locais inadequados, realizou-se a comparação visual com o MDT sombreado e o arquivo vetorial de APPs disponibilizado pela empresa concessionária.

Para definição da APP relacionadas a hidrografia, procedeu-se com a união dos arquivos APPs de cursos d'água e de nascentes, e junção dos atributos de cada arquivo. Em seguida, foi realizado o recorte dos fragmentos de APP que estavam fora da área sobrevoada por meio da ferramenta.

As APPs relacionadas ao relevo foram delimitadas por meio do modelo de relevo produzido. Logo após, definiu-se duas classes de valores de declividade maior ou menor que 45°. A imagem gerada foi renderizada e convertida em *shapefile* de formato polígono. A partir disso, obteve-se os locais com declividade superior a 45° em formato vetorial. A área de APPs total correspondeu a soma das áreas de hidrografia e declividade maior que 45°. Em seguida, os mapas das APPs foram confeccionados para cada UPA. Para o cálculo da validação de área (ha) entre os três métodos foi realizado uma interseção entre os arquivos de APP para cada abordagem.

5.4.6.2 Delimitação das áreas restritivas

Áreas restritivas ou de uso restrito são aquelas onde não podem ser realizadas a abertura de estradas, construção de pátios e arraste de toras, desconsiderando as APPs. Os valores para restrição variam de acordo com a especificação técnica das máquinas usadas, tipo de solo e regime de chuvas. Nas áreas estudadas, foram consideradas como zonas restritivas para alocação de estradas, trilhas de arraste e pátios de estocagem, locais com declividade a partir de 15% (d' OLIVEIRA;

FIGUEIREDO; PAPA, 2014), com base na metodologia desenvolvida por Figueiredo, Braz e d' Oliveira (2007). Todos os procedimentos foram realizados no software *ArcGIS*, versão 10.1.

O arquivo MDT *ASCII* de cada local foi transformado em *raster*. Com base no arquivo *raster* foram criadas curvas de nível com cotas de cinco metros. Em seguida, gerou-se um *shapefile* que correspondeu a um *buffer* das curvas de nível na ferramenta *Buffer*, com distância horizontal entre cotas de 33,33 m e dimensão para localização das áreas restritivas de 16,67 m. Para o cômputo das áreas de acesso restrito, criou-se um arquivo de interseção do arquivo *buffer* das curvas de nível, que correspondeu automaticamente a zona restritiva para alocação de estradas, trilhas de arraste e pátios de estocagem. O percentual de área restritiva foi obtido pela divisão das áreas (ha) com declividade igual ou superior a 15% pela área total sobrevoada pelo LiDAR em cada UPA (ha).

5.5 IMPACTOS DA EXPLORAÇÃO SELETIVA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE E RESTRITIVAS

Para verificar possíveis indícios de impactos da exploração seletiva em áreas de APPs e restritivas, foi feita uma interseção entre essas áreas e o impacto da exploração seletiva associado a cada UPA com o MDR e calculados os percentuais de área com indícios de impactos em cada UPA.

6 RESULTADOS

6.1 PRINCÍPIO DA MANUTENÇÃO DA INTEGRIDADE DA ESTRUTURA DO ECOSSISTEMA

6.1.1 Critério: Monitoramento do impacto ambiental

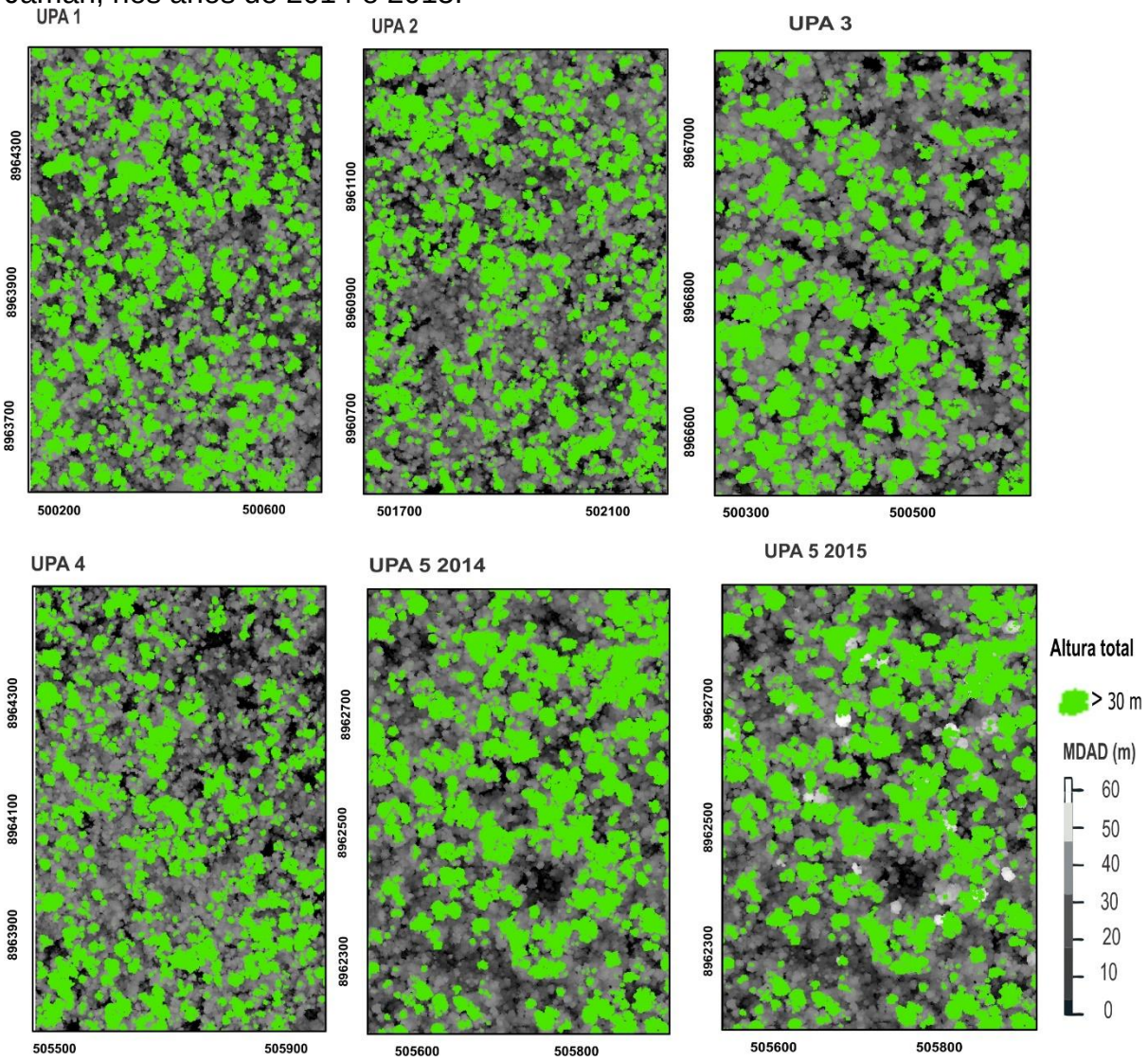
6.1.1.1 Indicador: Árvores dominantes e codominantes

A distribuição das copas maiores que 30 m de altura nas UPAs estudadas, correspondentes a árvores dominantes e codominantes, é apresentada na Figura 7. Observa-se que as árvores de maiores dimensões, estão bem distribuídas em toda a área amostrada. Na UPA 5 com levantamento antes e após a extração seletiva é possível visualizar os pontos em que houve remoção das copas maiores.

O dossel médio observado foi de 25,76 m em 2014 antes da exploração na UPA 5 e 25,50 m em 2015, após a exploração nesse local. O maior valor de dossel médio foi visualizado na UPA 5 em 2014 (26,55 m). A proporção de área amostrada com dossel superior a 30 metros foi maior que 30% em todas as UPAS. Na UPA 5 em 2014 antes da exploração e na UPA 1 com histórico de exploração três anos antes do sobrevoo LiDAR, foram observados os maiores percentuais (37,85% e 34,53%, respectivamente) e menores na UPA 2, com levantamento realizado dois anos após a exploração e na UPA 4 com sobrevoo no fim da exploração (32,57% e 32,86%, respectivamente).

Na UPA 5 em 2015, logo após a exploração, a proporção de área com dossel ocupado por copas dominantes e codominantes diminuiu de 37,85% a 33,90%, representando uma redução de 3,95% na ocorrência de copas mais altas no dossel, valor inferior a índice estabelecido de 12%, o que indica a sustentabilidade da exploração seletiva (Tabela 5).

Figura 7 – Representação da distribuição das copas acima de 30 metros no Modelo de altura do dossel (MDAD), nas UPAs estudadas da UMF III na Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.



Fonte: A autora.

Tabela 5 – Dossel médio, área ocupada e percentual do dossel coberto por árvores com copas dominantes e codominantes acima de 30 metros de altura, nas UPAs estudadas da UMF III na Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.

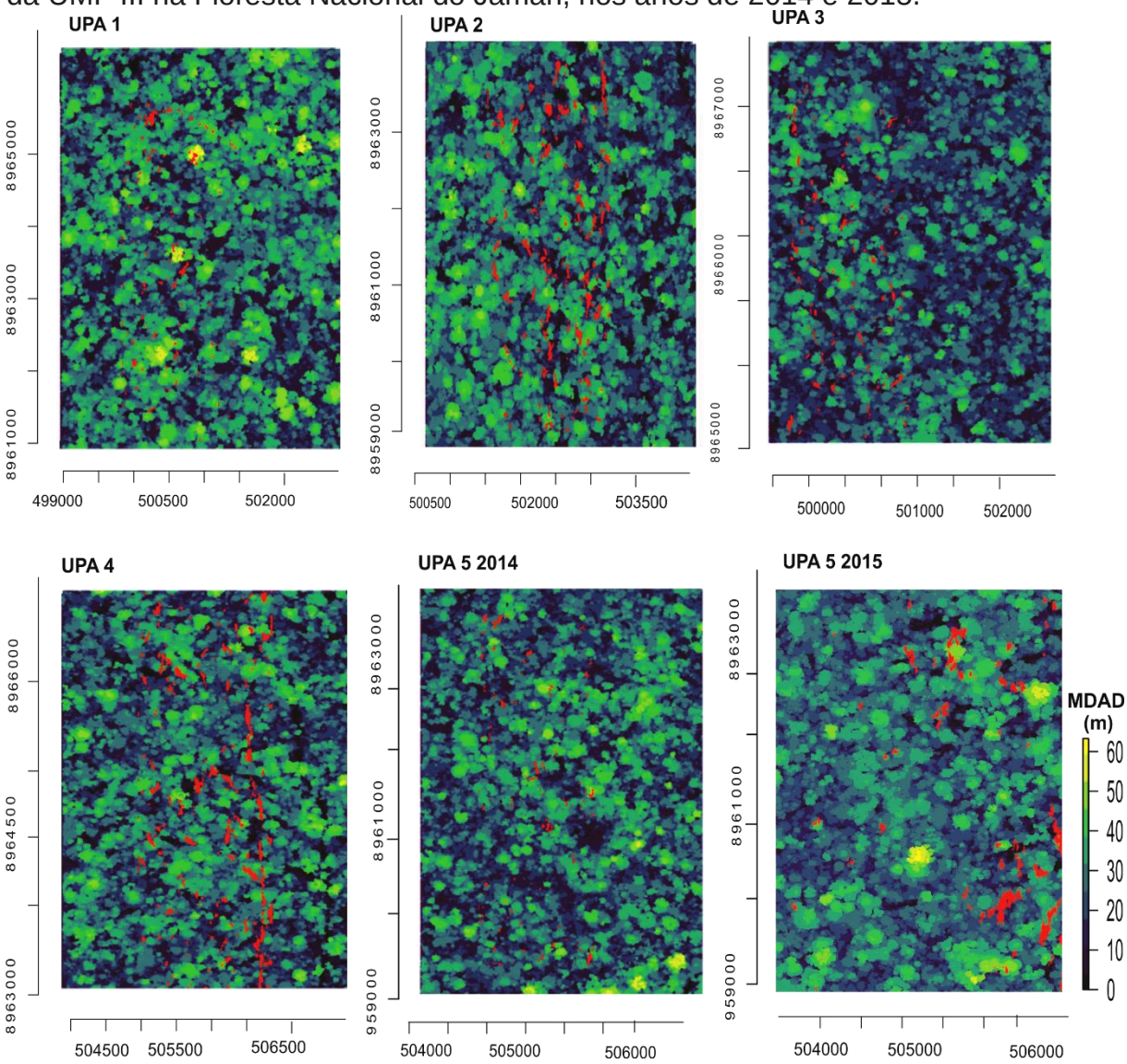
Ano do sobrevoo LiDAR	Local	Situação	Dossel médio (m)	Área (ha)	% Área amostrada > 30 m
2014	UPA 1	Após a exploração	25,44	71,73	34,53
	UPA 2	Após a exploração	25,62	67,08	32,57
	UPA 3	Após a exploração	25,75	35,07	33,21
	UPA 4	Após a exploração	25,44	62,09	32,86
	UPA 5	Antes da exploração	26,55	70,79	37,85
2015	UPA 5	Após a exploração	25,27	63,39	33,90
Total	-	-	25,76* 25,50**	306,75* 299,36**	34,24* 33,41**

*Copas de árvores dominantes e codominantes observadas no MDAD das UPAS 1,2,3,4 e 5 em 2014.
** Copas de árvores dominantes e codominantes observadas nas UPAs 1, 2, 3, 4 em 2014 e 5 em 2015.

6.1.1.2 Indicador: Detecção das clareiras no dossel da floresta

A Figura 8 mostra a distribuição das clareiras no dossel da floresta. É possível observar que na UPA 1, explorada três anos antes do sobrevoo LiDAR, havia ocorrido um maior fechamento do dossel, quando comparado as outras UPAs onde realizou-se a extração seletiva de madeira com datas mais próximas ao sobrevoo. Nas áreas sobrevoadas em 2014 foram identificadas 3.605 clareiras. Em 2015 com a exploração na UPA 5, houve um aumento de 486 clareiras, totalizando 4.091 nos levantamentos realizados para os dois anos.

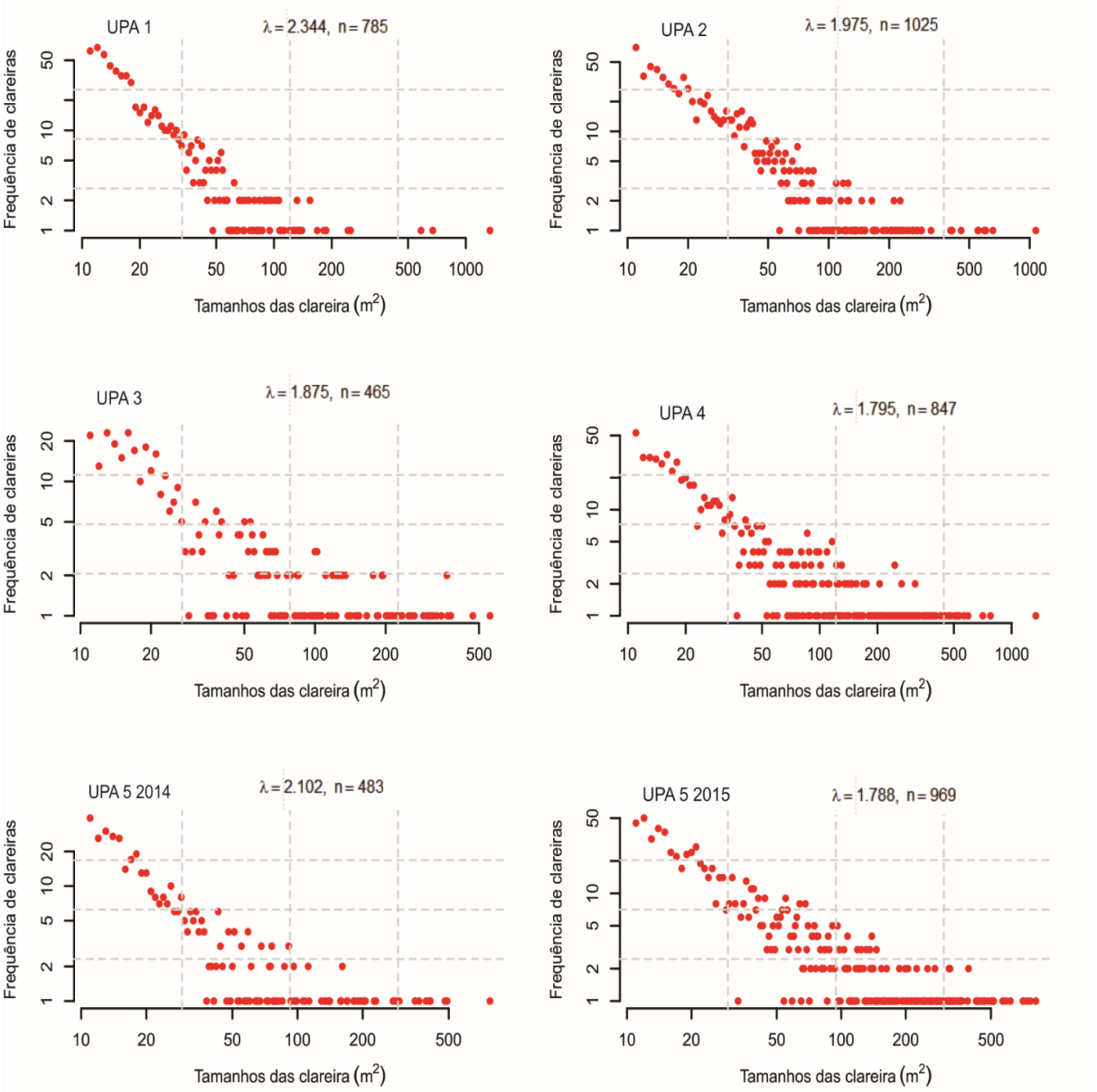
Figura 8 – Representação das clareiras detectadas no dossel da floresta (polígonos em vermelho) com base no Modelo de altura do dossel (MDAD) nas UPAs estudadas da UMF III na Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.



Fonte: A autora.

A Figura 9 mostra a distribuição de frequência do tamanho das clareiras para as UPAs analisadas. Para todas as UPAs, a frequência seguiu uma distribuição de lei de potência (λ >1), com valor médio de 2,018. Na UPA 5 antes da exploração (2014) e na UPA 1, com histórico de exploração seletiva mais antigo, os valores de λ da distribuição *Zeta* foram superiores a 2. A UPA 2 explorada em 2012 apresentou o maior valor de λ (1,975), entre as áreas com exploração mais recente. Já a UPA 5, onde a extração ocorreu no mesmo ano do sobrevoo LiDAR, apresentou o menor valor de λ (1,788). Em todas as áreas os valores de λ mostraram uma floresta dominada por clareiras de menores dimensões.

Figura 9 – Distribuição da frequência de tamanho das clareiras nas UPAs estudadas da UMF III na Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.



Fonte: A autora.

Na Tabela 6 são apresentadas as estatísticas descritivas das clareiras no dossel da floresta das UPAs estudadas. Na UPA 5, em 2014 antes da exploração, foi observado um maior número de clareiras do que na UPA 3, explorada um antes do sobrevoo. Nesse mesmo ano, nas UPAs 3 e 4 foram visualizados os maiores valores de área média de clareira (53,14 e 68,58) e os maiores desvios padrão (DP± 72,11 e ± 108,10), respectivamente.

Na UPA 5, após exploração em 2015, houve um acréscimo de 37,42% no valor da área média de clareiras, com maior variação comparada ao ano anterior. A UPA 1 em 2014, apresentou o menor número de clareiras (785) do que em locais com menor intervalo de tempo entre a exploração e o sobrevoo LiDAR (UPAs 2 e 4, por exemplo). As clareiras com maiores dimensões foram detectadas nas UPAs 1 e 4 (1.337 m²).

Tabela 6 – Estatísticas descritivas das clareiras nas UPAs sobrevoadas pelo LiDAR na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.

Ano do sobrevoo LiDAR	Local	Situação	Número de clareiras	Área média ± DP (m²)	Área mínima (m²)	Área máxima (m²)	% área total clareiras	Coeficiente de Gini (média ± DP)
2014	UPA 1	Após a exploração	785	30,29 ± 61,98	10	1.337	1,14	0,19 ± 0,12
	UPA 2	Após a exploração	1.025	43,86 ± 69,34	10	1.072	2,18	0,22 ± 0,12
	UPA 3	Após a exploração	465	53,14 ± 72,11	10	557	2,34	0,29 ± 0,12
	UPA 4	Após a exploração	847	68,58 ± 108,10	10	1.337	3,08	0,40 ± 0,21
	UPA 5	Antes da exploração	483	41,58 ± 70,30	10	775	1,07	0,31 ± 0,21
2015	UPA 5	Após a exploração	969	66,45 ± 100,30	10	810	3,44	0,42 ± 0,18
Total	-		3.605* 4.091**	47,50 ± 80,35	10	1.337	1,92* 2,41**	0,28 ± 0,18* 0,31 ± 0,19**

*Corresponde ao número de clareiras levantadas em 2014.
**Corresponde ao número de clareiras levantadas em 2015, somadas aos valores da UPAs que haviam sido exploradas até 2014.

Em 2014 na UPA 4, sobrevoada no mesmo ano da exploração, foram observados os maiores percentuais de área total ocupada por clareiras (3,08%). Os menores percentuais foram levantados na UPA 5 antes da exploração (1,07%), e na UPA 1 (1,14%) explorada três anos antes do levantamento ALS. Em 2015 no fim da exploração, houve um aumento de 68,90% no percentual de área total ocupada por clareiras nesse local (Tabela 6).

O percentual de áreas alteradas pela exploração florestal, expresso pelo coeficiente de Gini, nos locais com exploração madeireira em 2014 variou entre 0,19 na UPA 1 a 0,40 na UPA 4 (Tabela 6). Em 2015, após a extração seletiva, houve um

aumento na UPA 5 de 50,15% na quantidade total de clareiras, comparado ao levantamento do ano anterior. Isso fez com que a porcentagem de área total com clareiras aumentasse 20,33% e a média do coeficiente de Gini tivesse um acréscimo de 9,67% (Tabela 6).

6.1.1.3 Indicador: Impactos da extração seletiva no sub-bosque florestal

Por meio da utilização do MDR como referência, a digitalização manual resultou na delimitação de 394,46 km de estradas primárias, 398,43 km de estradas secundárias e 425,46 km de trilhas de arraste nos 895,23 ha amostrados pelo LiDAR.

A maior densidade de trilhas de arraste foi verificada na UPA 3 (131,88 m ha^{-1}) e a menor na UPA 1 (46,96 m ha^{-1}), com histórico de exploração de um e três anos antes do levantamento ALS. Nas UPAs 4 e 5 em 2014, foram observadas as maiores densidades de estradas secundárias (26,71 e 26,99 m ha^{-1}, respectivamente), enquanto que a de estradas primárias foi superior na UPA 5 em 2015 (7,33 m ha^{-1}) e de pátios de estocagem na UPA 3 (22,97 m ha^{-1}) (Tabela 7). De modo geral, houve pouca variação entre as áreas amostradas pelo LiDAR e as medições de campo, com maior diferença visualizada na detecção das estradas secundárias (7,46%).

Tabela 7 – Estimativa da infraestrutura de exploração no sub-bosque florestal das UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.

Ano	Local	Situação	Exploração (m^3 ha^{-1})	Trilhas de arraste (m ha^{-1})	Estradas secundárias (m ha^{-1})	Estradas primárias (m ha^{-1})	Pátio (m ha^{-1})
2014	UPA 1	Após a exploração	14,00	46,96	15,67	2,43	19,84
	UPA 2	Após a exploração	16,00	110,20	21,36	4,63	19,83
	UPA 3	Após a exploração	10,00	131,88	15,83	*	22,97
	UPA 4	Após a exploração	13,00	117,13	26,71	1,54	5,68
	UPA 5	Antes da exploração	**	**	26,99	1,55	1,59
2015	UPA 5	Após a exploração	15,00	105,43	23,43	7,33	5,41
Média ± Coeficiente de variação			13,6 ± 16,9	102,3 ± 31,8	21,6 ± 23,3	3,5 ± 71,8	12,6 ± 74,1

*Na UPA 1 não haviam estradas primárias.
**Na UPA 5, em 2014, só haviam sido abertas infraestruturas de estradas e pátios de estocagem.

Em 2014, a área diretamente impactada pela exploração florestal detectada pelo MDR foi de 86,16 ha, que correspondeu a 9,62% da área total sobrevoada nas

UPAs estudadas (Tabela 8). Quando adicionado o impacto calculado para a UPA 5 em 2015, a área total impactada foi de 113,86 ha (12,72%).

Ao observar o impacto para cada local, o percentual variou de 9,08 a 17,10% nas UPAs 1 em 2014 e 5 em 2015 respectivamente (Tabela 8). Nos locais com até dois anos decorridos entre a exploração e o levantamento LiDAR (UPAs 1 e 2), o maior percentual de perturbação foi causado pelas clareiras das árvores abatidas (4,51 a 6,69%). Enquanto nas UPAs 3, 4 e 5 com extração seletiva mais recente, as trilhas de arraste causaram mais distúrbios no sub-bosque florestal (5,77 a 6,92%).

Tabela 8 – Áreas diretamente impactadas pela exploração no sub-boque florestal das UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.

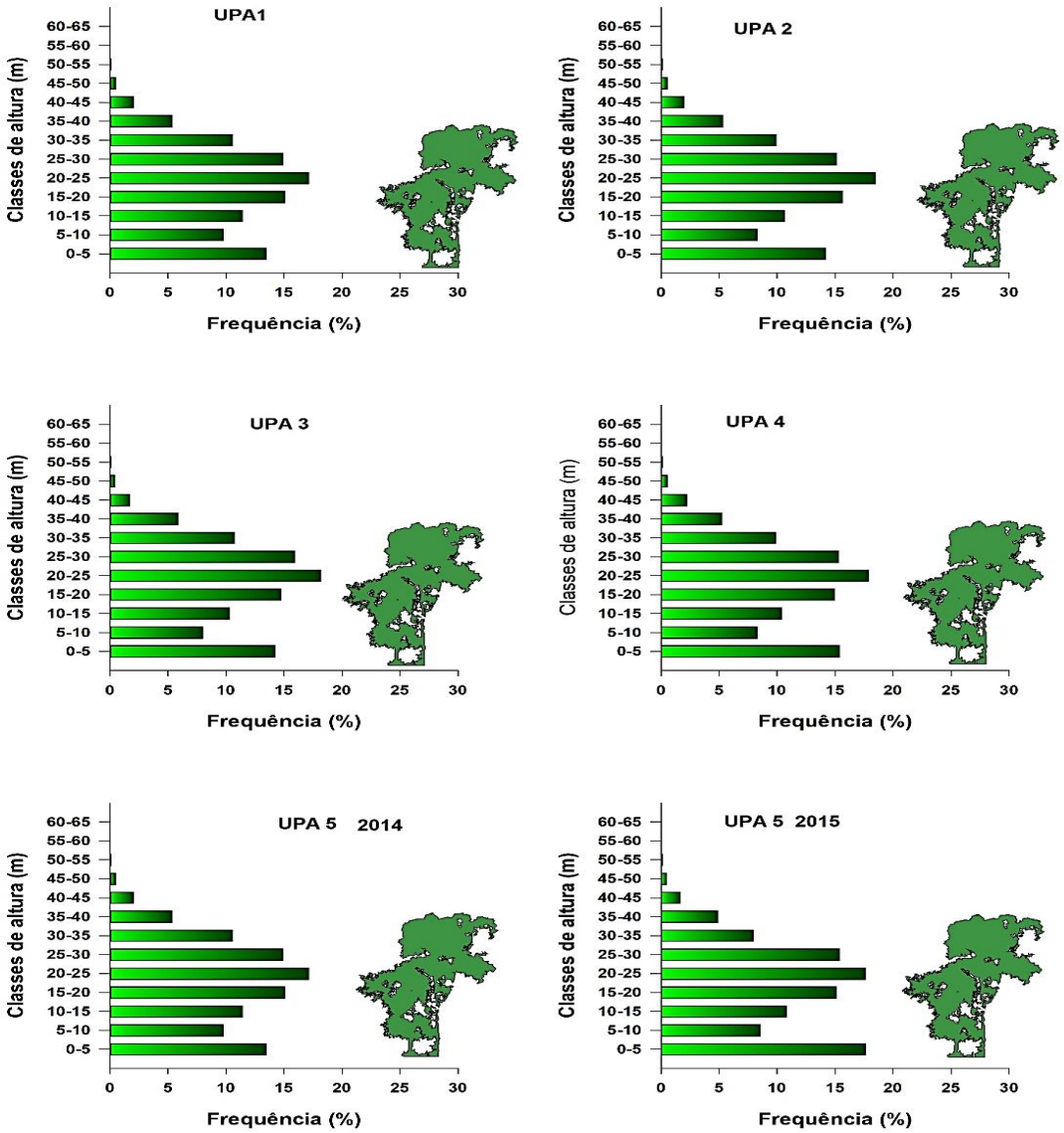
Ano	Local	Situação	Clareira das árvores (%)	Trilhas de arraste (%)	Estradas secundárias (%)	Estradas primárias (%)	Pátios (%)	Impacto total no sub-bosque (%)
2014	UPA 1	Após a exploração	6,69	1,28	0,59	0,23	0,29	9,08
	UPA 2	Após a exploração	4,51	3,75	0,88	0,19	0,53	9,86
	UPA 3	Após a exploração	4,69	5,77	1,10	-	0,76	12,32
	UPA 4*	Após a exploração	5,73	6,54	2,29	0,16	1,01	15,73
	UPA 5	Antes da exploração			2,34	1,41	0,30	4,05
2015	UPA 5*	Após a exploração	6,65	6,92	2,23	0,78	0,52	17,10

*Nas UPAS 4 e 5, o sobrevoo LiDAR ocorreu logo após a exploração madeireira.

6.1.1.4 Indicador: Perfil vertical do dossel florestal

A distribuição do PVD mostra que a exploração madeireira não ocasionou grandes alterações na estratificação vertical das áreas, em todas as UPAS houve uma maior concentração de pontos nas nuvens normalizadas, que correspondem as árvores na classe de altura do dossel de 20 a 25 m (17,10% UPA 1; 18,47% UPA 2; 18,14% UPA 3; 17,88% UPA4; 17,10% UPA 5 em 2014 antes da exploração e 17,58% em 2015 no fim da atividade madeireira), conforme pode ser visualizado na Figura 10. Em 2015 após a exploração na UPA 5, houve uma redução de 3,36% na quantidade de árvores mais altas no dossel acima de 30 m, valor apenas 0,59% inferior ao observado para redução do dossel mais alto a partir da perda de área de copa (Tabela 5), o que demonstra que ambas as metodologias podem ser utilizadas, como ferramenta indicadora de alterações no dossel pela exploração seletiva.

Figura 10 – Perfis verticais do dossel (PVD) da distribuição das alturas observadas na nuvem de pontos normalizada das UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.



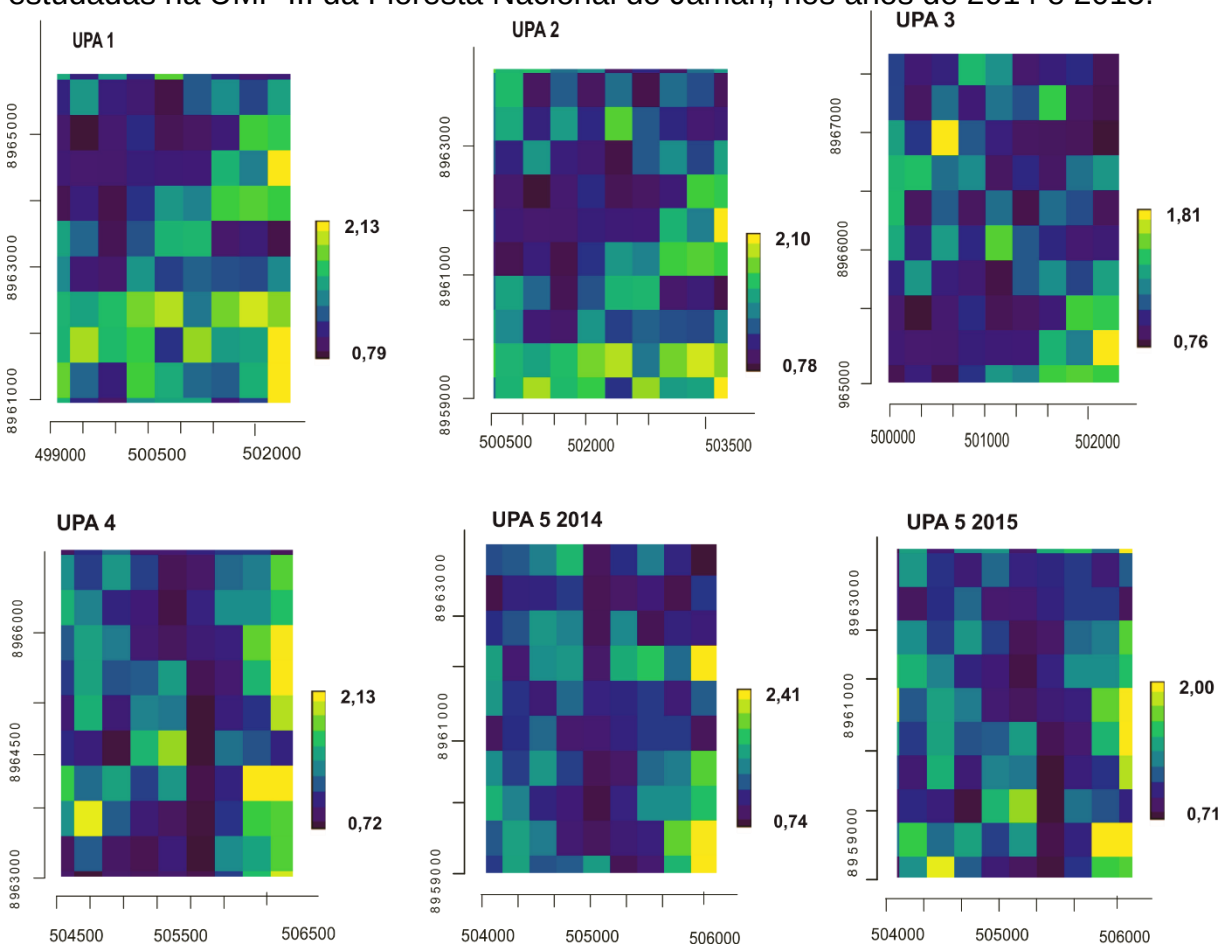
Fonte: A autora.

Nas Figuras 11 e 12 são apresentadas a distribuição dos parâmetros da função *Weibull* para o perfil vertical do dossel no sub-bosque (h ≤ 15 m). O parâmetro de forma (γ) apresentou maior valor na UPA 5 em 2014 antes da exploração (γ = 2,41) e menor na UPA 3 (γ = 1,81). Nas UPAs 4 e 5 onde o sobrevoo ALS foi realizado no fim da exploração, foram detectadas as maiores variações de γ (CV = 19,97% e 18,79%, respectivamente) e as menores na UPAs 1 (CV = 13,24%) e 2 em 2014 (CV = 15,24%). Os pontos com γ < 1 indicam ausência de sub-bosque e ocorrência de uma distribuição do tipo J invertido.

Nas UPAs 4 e 5 em 2014, foram observados os maiores valores do parâmetro de escala (β). As menores variações nas UPAS 1 e 5 em 2014 (CV = 12,84% e 15,55% respectivamente). Enquanto nas UPAs 4 em 2014 (CV = 25,91%) e 5 em 2015 (CV = 23,93%) foram visualizados os menores valores do parâmetro e as maiores variações.

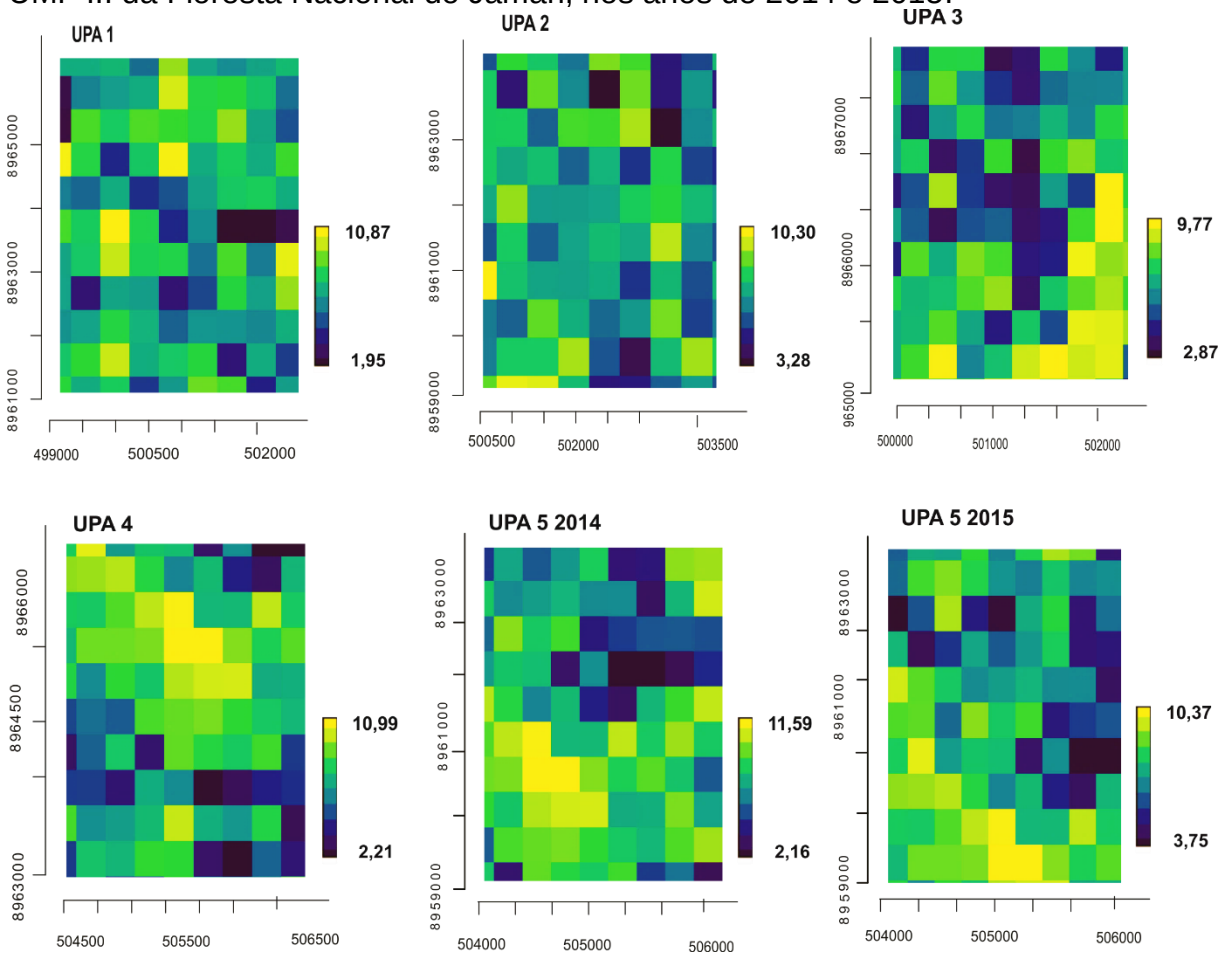
As correlações realizadas entre os parâmetros γ e β e os fatores relacionados a exploração (tempo, em anos; intensidade de exploração, em m³.ha; impactos, em ha) e área amostrada, apresentaram coeficientes não significativos (p>0,05), o que implica a não existência de uma associação entre os parâmetros e os fatores. Portanto, a exploração não acarretou alterações significativas nos parâmetros do PDV do sub-bosque (Tabela 9).

Figura 11 – Representação do perfil vertical do dossel com as estimativas do parâmetro de forma (γ) da função *Weibull* para o sub-bosque florestal das UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.



Fonte: A autora.

Figura 12 – Representação do perfil vertical do dossel com estimativas do parâmetro de escala (β) da função *Weibull* para o sub-bosque florestal das UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.



Fonte: A autora.

Tabela 9– Coeficiente de correlação entre os parâmetros de forma (γ) e escala (β) do sub-bosque e os parâmetros da exploração das UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.

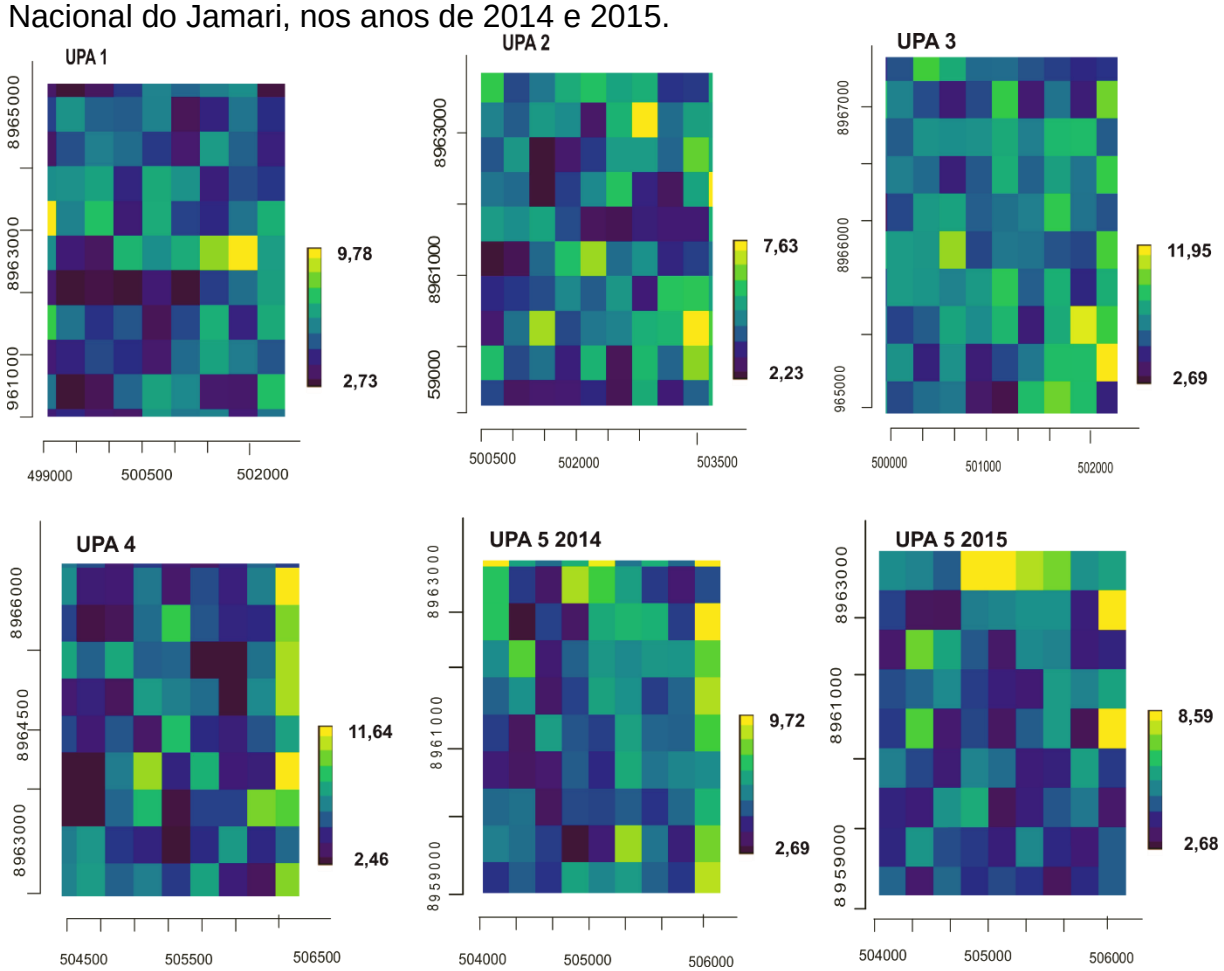
	Parâmetro			
	γ		β	
Fatores	**r**	**p**	**r**	**p**
Tempo (anos)	-0,64	0,25	-0,43	0,47
Intensidade (m³.ha)	0,30	0,63	-0,31	0,61
Área amostrada (ha)	-0,098	0,87	-0,13	0,83
Impacto (ha)	0,47	0,42	0,27	0,66

As Figuras 13 e 14 mostram a distribuição dos fatores de forma (γ) e escala (β) da função *Weibull* para o perfil vertical da copa das árvores com alturas totais maiores ou iguais a 15 m. Na distribuição do parâmetro de forma (γ), nas UPAs 3 e 4 foram levantados os maiores valores (γ= 11,95 e 11,64 respectivamente), os valores mais baixos ocorreram nas UPAS 2 e 4 (γ= 2,23 e 2,46). Nas UPAS 4 e 5 em 2014 foram

detectadas as maiores variações no parâmetro (CV = 21,14% e 19,57% respectivamente). Para o parâmetro de escala (β) em nível de copa, os maiores valores foram observados nas UPAs 2 em 2014 e 5 em 2015 (β = 42,28 e 40,42) e menores nas UPAs 1 e 4 (β = 17,87 e 18,23). De modo geral, houve pouca variação entre os valores encontrados (CV máximo de 10,03% e mínimo de 9,83%).

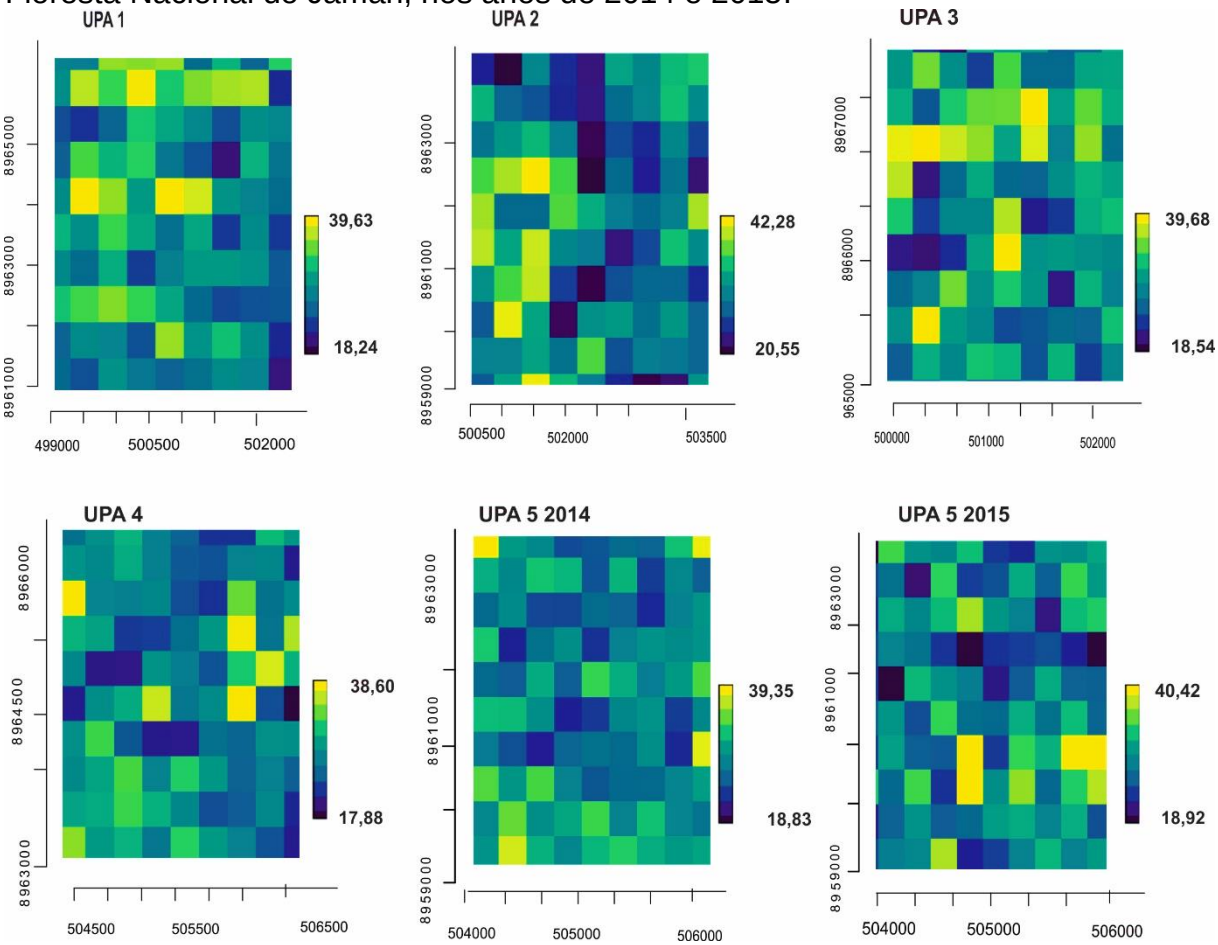
As correlações realizadas entre os parâmetros γ e β a nível de copa e os fatores da exploração (tempo (anos), relacionados a alterações no dossel (coeficiente de Gini e λ) e área amostrada (ha), assim como a nível de sub-bosque não foram significativas, portanto, a exploração não afetou significativamente os parâmetros do PVD a nível de copa (Tabela 10).

Figura 13 – Representação do perfil vertical do dossel com os parâmetros de forma (γ) da função *Weibull* para a copa florestal das UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.



Fonte: A autora.

Figura 14 – Representação do perfil vertical do dossel com os parâmetros de escala (β) da função *Weibull* para o dossel florestal das UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.



Fonte: A autora.

Tabela 10 – Coeficiente de correlação entre os parâmetros de forma (γ) e escala (β) da copa e os parâmetros da exploração e dossel das UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.

Fatores	**Parâmetros**			
	γ		**β**	
	r	**p**	**r**	**p**
Tempo (anos)	-0,02	0,98	0,05	0,93
Intensidade (m^3 ha^{-1})	0,41	0,50	-0,18	0,78
Área amostrada (ha)	-0,32	0,60	-0,21	0,73
Coeficiente de Gini	0,15	0,81	-0,27	0,66
λ	0,21	0,73	-0,20	0,75

6.1.2 Critério: Impacto Ambiental e Proteção Solo e Água

6.1.2.1 Indicador: Áreas de preservação permanente (APPs)

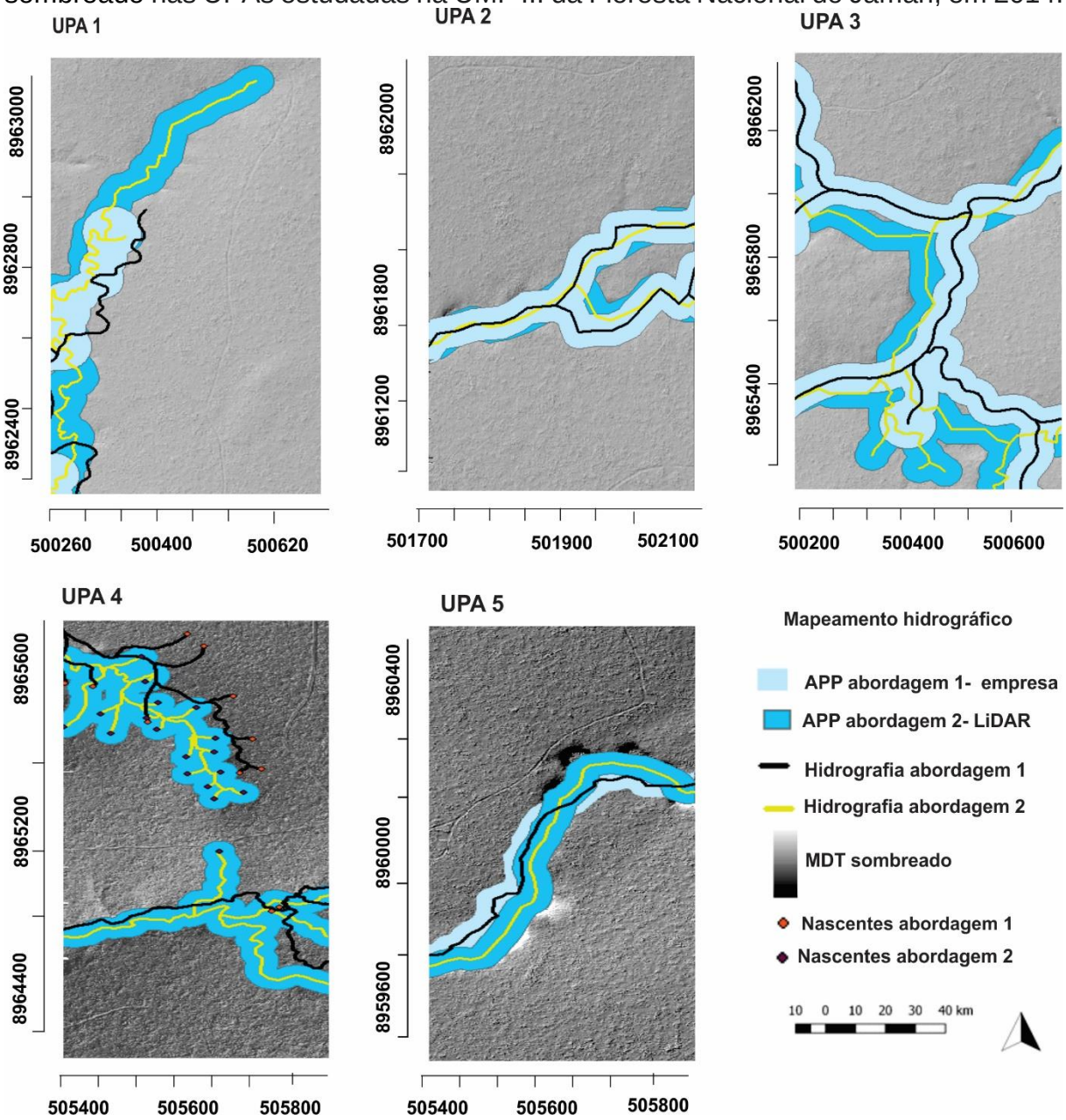
Por meio das informações coletadas em campo pela empresa concessionária, a densidade de APPs de rios e nascentes foi de 83,49 ha (Tabela 11). Considerando as duas abordagens obtidas com levantamento ALS, a que apresentou maior diferença com as áreas de APPs medidas em campo foi a segmentação automática com refinamentos proposta por d' Oliveira, Figueiredo e Papa (2014), com uma área total de APPs de 12,55% maior do que o visualizado em campo. As APPs com levantamento ALS delineadas com segmentação manual sob o MDR sombreado apresentaram área de 5,75% maior que a do campo.

De modo geral, ambos os métodos de vetorização das APPs com LiDAR, apresentaram alta precisão percentual com as medições de campo 94,23% abordagens 1 e 2, 87,26% abordagens 1 e 3, e 92,60% nas abordagens 2 e 3, conforme pode ser visualizado nas Figuras 15, 16 e 17, que mostram a sobreposição entre as metodologias. Os locais onde as APPs vetorizadas manualmente apresentaram menor área em ha, do que as visualizadas em campo e por segmentação automática (UPAS 2 e 3), foram aqueles que a visualização da hidrografia pelo MDR sombreado, foi menos nítida e possivelmente houve subestimação nas estimativas de áreas. Em nenhuma das UPAS foram visualizadas APPs de relevo com inclinação superior a 45°.

Tabela 11 – Estimativas das áreas de preservação permanente pelas três abordagens (medição em campo, com levantamento LiDAR por segmentação manual e automática) nas UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, em 2014.

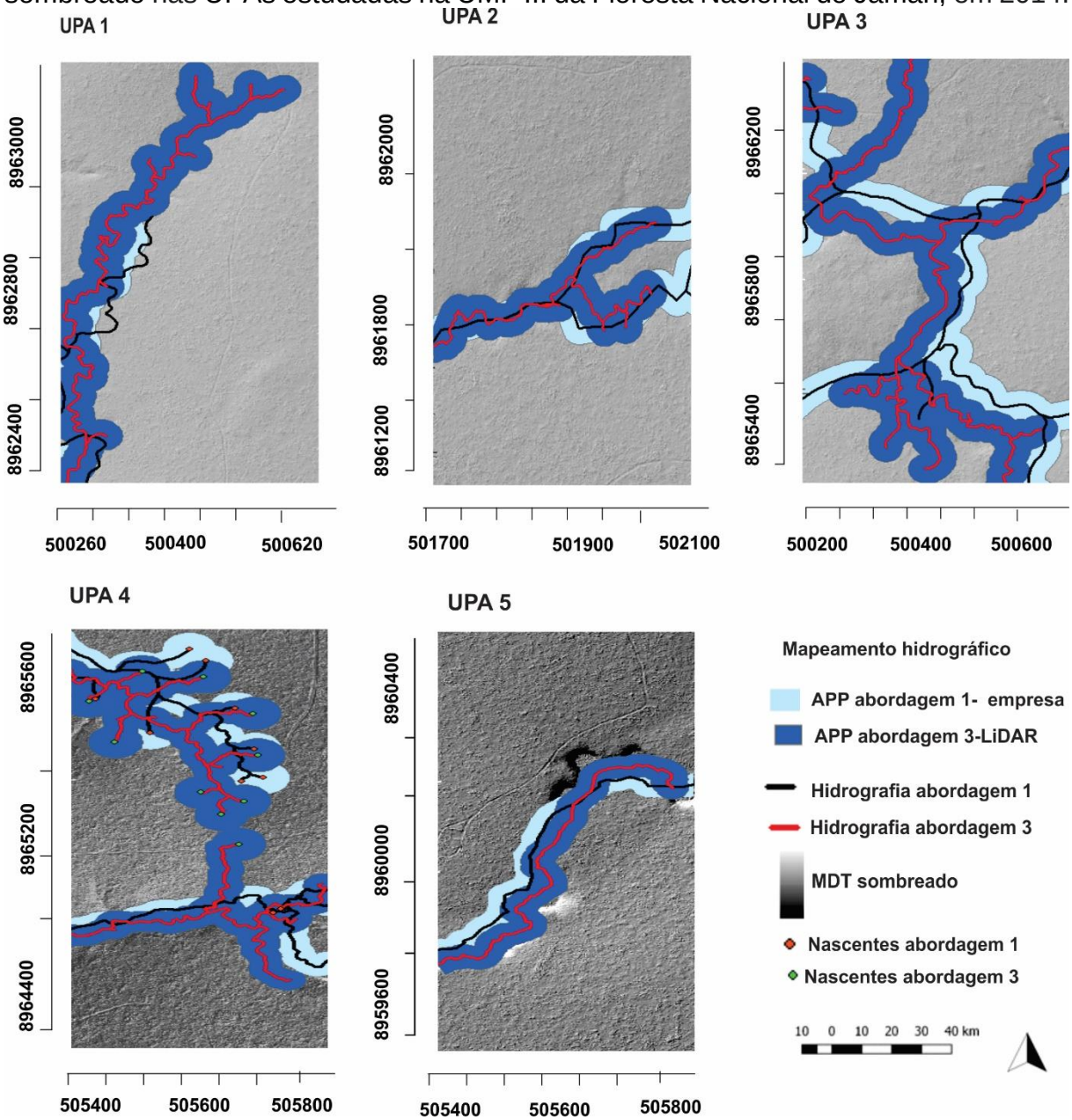
Local	**Abordagem 1**		**Abordagem 2**		**Abordagem 3**	
	Área APP (ha)	**% Área (%)**	**Área APP (ha)**	**% Área (%)**	**Área APP (ha)**	**% Área (%)**
UPA 1	20,34	9,79	25,74	12,79	26,40	12,71
UPA 2	10,44	5,07	8,05	3,91	9,22	4,48
UPA 3	17,22	16,31	16,00	15,15	19,92	18,86
UP4 4	23,73	12,56	26,84	14,21	27,49	14,54
UPA 5	11,75	6,28	11,95	6,39	12,45	6,66
Total	83,49	9,32	88,58	9,89	95,48	10,68

Figura 15 – Representação das áreas de preservação permanente obtidas por levantamento de campo e LiDAR com segmentação manual sobrepostas ao MDT sombreado nas UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, em 2014.



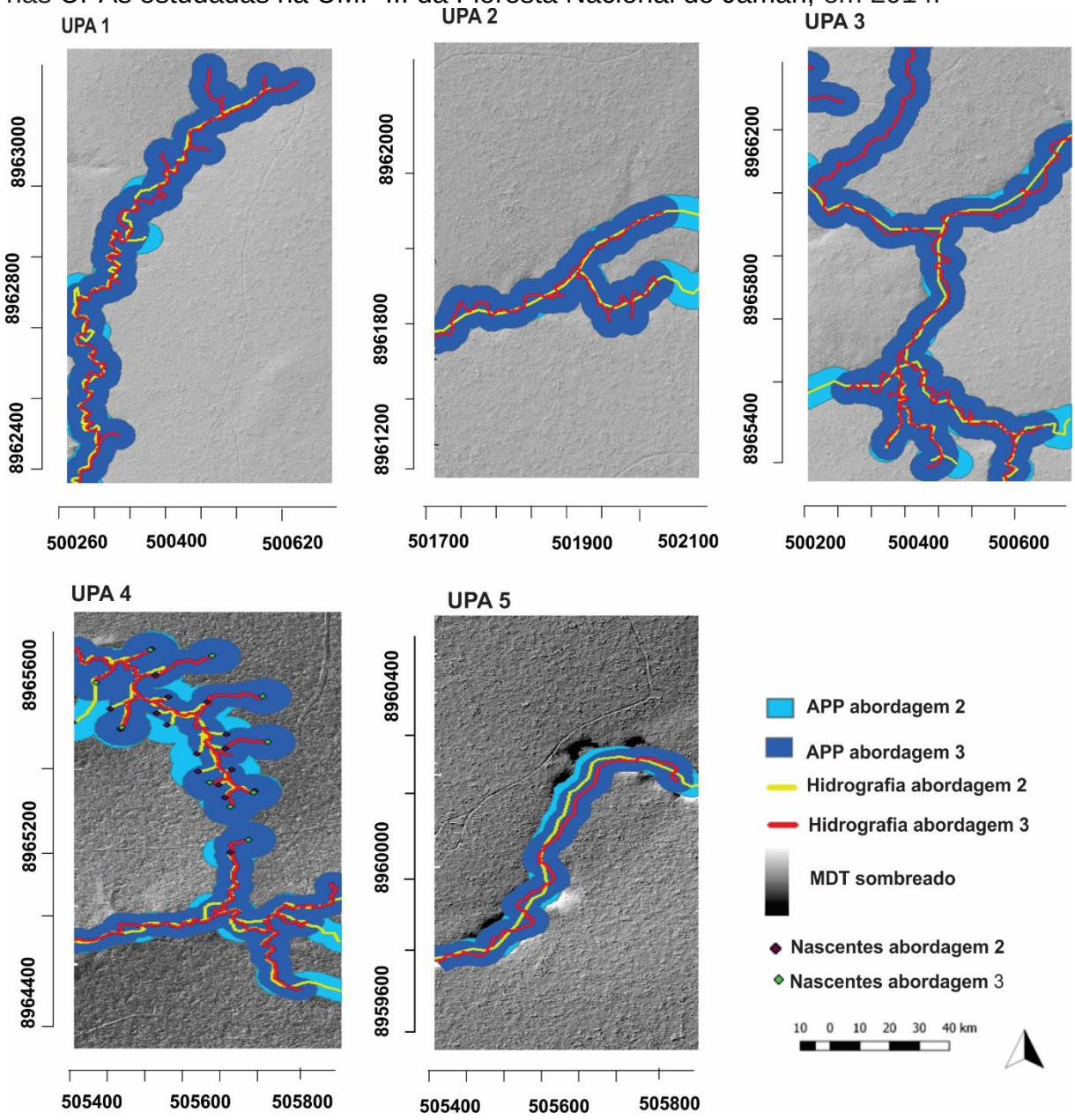
Fonte: A autora.

Figura 16 – Representação das áreas de preservação permanente obtidas por levantamento de campo e LiDAR com segmentação automática sobrepostas ao MDT sombreado nas UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, em 2014.



Fonte: A autora.

Figura 17 – Representação das áreas de preservação permanente obtidas a partir de dados LiDAR por segmentação manual e automática sobrepostas ao MDT sombreado nas UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, em 2014.



Fonte: A autora.

Em relação a sobreposição de áreas pelas três abordagens, em termos de posição e deslocamento, a diferença foi maior do que a visualizada para o percentual de área ocupada. Na UPA 3 a concordância percentual entre as abordagens “1 e 2” e “2 e 3” foi superior a 30%, com um maior nível de precisão entre as medições em campo e levantamento LiDAR observado nas UPAs 2 e 5. A diferença entre a estimativa de área ocupada pelas APPs e a sobreposição em área se deve ao erro posicional do equipamento GNSS de ± 20 m. Para as duas abordagens com informações LiDAR, como o MDT de alta resolução (1 metro) é muito sensível, na

segmentação automática houve maior superestimativa de áreas, mesmo com refinamentos, o que explica a variação posicional (CV = 43,65%) nas abordagens com mesma fonte dados (Tabela 12).

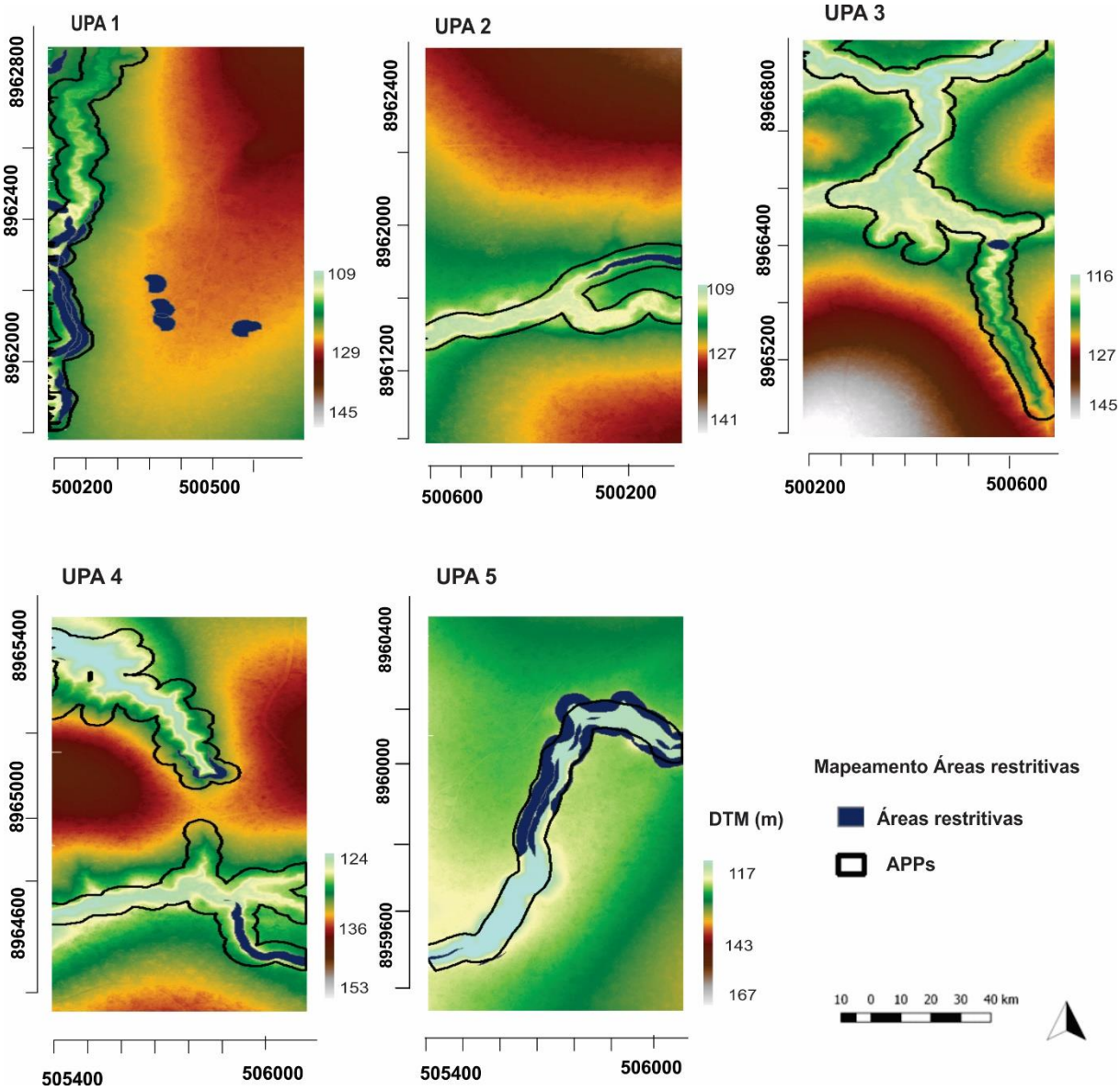
Tabela 12 – Sobreposição de área das estimativas de áreas de preservação permanente por três abordagens (medição em campo, com levantamento LiDAR por segmentação manual e automática) nas UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, em 2014.

Local	**Abordagem 1-2**		**Abordagem 1-3**		**Abordagem 2-3**	
	Área APP (ha)	**% Área (%)**	**Área APP (ha)**	**% Área (%)**	**Área APP (ha)**	**% Área (%)**
UPA 1	16	62,15	14	53,02	20	75,75
UPA 2	7	67,04	7	67,04	7	75,93
UPA 3	6	34,83	7	35,14	14	70,29
UP4 4	13	48,43	14	50,93	22	80,00
UPA 5	8	68,11	8	64,25	10	80,31
Média ± Coeficiente de variação	10,00 ± 43,01	56,11	10,00 ± 36,74	54,07	14,64 ± 43,65	76,45

6.1.2.2 Indicador: Áreas restritivas

As áreas com restrição nas atividades do manejo florestal sustentável com inclinação maior ou igual a 15%, representaram apenas 2,22% da área total sobrevoada, sendo 4% (8,31 ha) na UPA 1, 1,03% (2,11 ha) na UPA 2, 0,55% (0,58 ha) na UPA 3, 1,58% (2,99 ha) na UPA 4, e 3,13% (5,85 ha) na UPA 5. A empresa concessionária não realiza levantamento de áreas restritivas em campo, não sendo possível comparar a informação com os dados ALS. Em todas as UPAs, essas áreas em sua maioria entraram no cálculo de APPs por estarem localizadas em torno dos rios, conforme visualizado na Figura 18.

Figura 18 – Representação das áreas restritivas obtidas com dados LiDAR sobrepostas ao MDT nas UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, em 2014.



Fonte: A autora.

6.1.2.3 Impactos da exploração seletiva em áreas de preservação permanente e restritivas

Pela interseção entre as áreas de APPs e restritivas com o impacto ocasionado pela exploração seletiva (abertura de estradas, pátios de estocagem, trilhas de arraste e clareiras de árvores abatidas), levantado com o MDR (Tabela 13), os percentuais de área total de APP com indícios de impactos da exploração foram baixos, apresentando variação de 0,01% na abordagem 1 com medição em campo a 0,03% na abordagem 2 com LiDAR. O percentual total de áreas restritivas com vestígios de impactos foi de apenas 0,05%. Os percentuais levantados foram inferiores a 2%,

índice gerado para sustentabilidade da EIR nas áreas de APPs e restritivas (Quadro 6) e indicam que o planejamento da exploração foi cumprido, como determinado pela legislação sem exploração nesses ambientes.

Tabela 13 – Estimativas das áreas de Preservação Permanente e Restritivas com vestígios de exploração seletiva, nas UPAs estudadas na UMF III da Floresta Nacional do Jamari, nos anos de 2014 e 2015.

Local	**Abordagem 1**	**Abordagem 2**	**Abordagem 3**	**Área restritiva (ha)**
	Área APP (ha)	**Área APP (ha)**	**Área APP (ha)**	
UPA 1	0,12	0,15	0,58	0,33
UPA 2	0,24	0,05	0,07	0,22
UPA 3	1,21	0,22	0,22	0,00
UPA 4	0,53	0,64	0,70	0,40
UPA 5 2014	0,00	0,00	0,00	0,00
UPA 5 2015	0,18	0,19	0,14	0,08
Total	2,28	1,25	1,71	1,03

7 DISCUSSÃO

7.1 INDICADOR: ÁRVORES DOMINANTES E CODOMINANTES

Com base nas alturas detectadas no MDAD a altura média do dossel foi de 25,76 m em 2014 e 25,50 m (Tabela 5), após a exploração na UPA 5, valor mais baixo que o verificado em outras regiões da Amazônia por Silva et al. (2019a), mas tendo em comum entre os dois estudos, a presença de padrões semelhantes de distribuição de altura média do dossel em áreas manejadas e ainda sem histórico de exploração. Portanto, a exploração na causou uma Irregularidade visível no dossel, em relação a distribuição de copas dominantes e codominantes (acima de 30 m de altura), conforme já havia sido observado por Reis (2018), na Amazônia Oriental.

Em relação ao percentual de área ocupada por copas de árvores dominantes e codominantes, os valores levantados na Flona do Jamari foram cerca de 10,57-15,87% mais elevados que os observados por Andersen et al. (2014), em florestas localizadas no estado do Acre, na Amazônia Ocidental que haviam passado por regime de exploração seletiva semelhante as UPAS do Jamari. Embora com semelhanças nas práticas de exploração (intensidade de corte, utilização de técnicas de impacto reduzido), as duas florestas são estruturalmente diferentes, enquanto no Jamari há predomínio de Floresta Ombrófila Densa, a área estudada por Andersen et al. (2014), é em sua maior parte caracterizada como Floresta Ombrófila aberta com presença de bambus (FIGUEIREDO et al., 2016), o que pode ser uma das explicações para a maior ocorrência de copas de árvores dominantes e codominantes nas UPAs analisadas.

Ao comparar as informações coletadas com o LiDAR sobre as árvores de copas dominantes e codominantes e as do inventário 100%, foi constatado que há uma alta frequência de árvores em classes de diâmetro consideradas exploráveis acima de 50 cm (BRASIL, 2006), nas UPAS 1, 2, 3 e 5 a frequência desses indivíduos foi superior a 80% e mais baixa na UPA 4 (67,22%). Ao analisar indivíduos considerados com diâmetro acima de 100 cm, a frequência foi superior a 10% nas UPAS 1,2,3 e 4 e acima de 15% na UPA 5. Ao mesmo tempo, as alturas máximas observadas no MDAD foram superiores (61,97 m na UPA 3 a 69, 49 m na UPA 2), a outros registros na Amazônia com LiDAR. No estudo de Pinagé e Matricardi (2015) por exemplo, em locais sob regime de exploração madeireira na região de Paragominas na Amazônia Oriental, a altura total máxima encontrada foi de 60 m.

Embora conforme mencionado por Figueiredo et al. (2016), as árvores mais altas podem não ser necessariamente aquelas com os maiores diâmetros, chama atenção essa alta frequência de copas dominantes e codominantes e de árvores de grande porte tanto em altura, quanto diâmetro, que contrasta com outras pesquisas realizadas na região amazônica que afirmam que árvores de grande porte ocorrem em baixas densidades (REIS et al., 2014). Segundo García León et al. (2018) e Gorgens et al. (2020b), árvores que emergem no dossel são sobreviventes a eventos de competição e locais com alta frequência de grandes árvores no dossel da florestal, apresentam alta concentração de biomassa florestal nestes indivíduos (CHAMBERS; HIGUCHI; SHIMEL, 1998).

Na UPA 2 explorada dois antes do levantamento LiDAR, observou-se uma menor quantidade de área ocupada por copas de árvores dominantes e codominantes (Tabela 5) e isso pode ter relação direta com a exploração madeireira, já que essas classes constituem as principais árvores a serem exploradas no MFS (FIGUEIREDO; BRAZ; d' OLIVEIRA, 2007) e nesse local foi praticada a maior intensidades de exploração (16 m^3.ha). Na UPA 5, em 2015, houve uma redução de 3,95% das árvores com copas mais altas após a exploração, quando comparado ao levantamento realizado anteriormente à esta atividade em 2014, valor bem inferior ao levantado por Locks e Matricardi (2019), nas áreas estudadas por esses autores, com intensidade máxima de corte de 19 m^3 quando houve até 12% de redução do dossel mais alto, não foram observados impactos significativos.

Enquanto no estudo de Andersen et al. (2014), ao avaliarem o impacto da extração seletiva em áreas com intensidade de exploração semelhante a Flona do Jamari, observaram uma redução de 4,1% das copas mais altas. De modo geral, não houve grandes alterações nesse parâmetro por conta da extração seletiva, mesmo sem o levantamento multitemporal nas demais UPAS o percentual de área ocupada por copas dominantes e codominantes, após a exploração sofreu baixa variação 1,96% entre as UPAs 1 e 2, exploradas em 2013 e 2014, respectivamente.

Como as classes de árvores dominantes e codominantes são os alvos da exploração madeireira de impacto reduzido praticadas nas áreas sob regime de concessão florestal. A detecção automática dessas árvores, como a empregada neste trabalho, configura uma ferramenta para auxiliar as atividades do manejo florestal, pois os dados LiDAR permitem que medições de altura total e variáveis morfológicas para que as copas de árvores codominantes e dominantes sejam obtidas com grande precisão (FIGUEIREDO et al., 2018) e propicia que seja ser levado em consideração

a dominância das árvores no inventário, na obtenção do volume, já que os modelos volumétricos partem do diâmetro pela falta de informações de altura e dominância da copa. A localização das árvores exploráveis, preconizadas para que sejam as de maior porte (DAP, altura), possivelmente as árvores dominantes e codominantes, auxilia na alocação das estradas de acesso, trilhas de arraste e pátios de estocagem no planejamento das operações de corte das árvores e arraste de toras (BRAZ; THAINES, 2010).

7.2 INDICADOR: DETECÇÃO DAS CLAREIRAS NO DOSSEL DA FLORESTA

Os resultados mostram que visualmente foi perceptível o fechamento do dossel nas áreas com histórico de exploração mais antigo (Figura 8). Alguns estudos realizados na Amazônia verificaram que em um período de três a cinco anos após a realização da exploração madeireira, começa a ser observado o fechamento no dossel da floresta (SILVA et al., 1995; SOUZA et al., 2015; VATRAZ et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; DIONISIO et al., 2018; PINAGÉ et al., 2019), a um nível que ficam imperceptíveis as diferenças entre áreas exploradas e não exploradas em fatores como o crescimento das espécies, por exemplo (SILVA et al., 1995).

Os resultados encontrados para λ, ao avaliar o tamanho das clareiras (Figura 8), indicam uma floresta dominada por pequenas clareiras (FISHER et al., 2008) com valores mais altos na área com histórico de exploração mais antigo (UPA 1) e na UPA 5 antes da exploração. Foi observado que quanto menor o intervalo entre a exploração e o sobrevoo, houve uma redução no λ com os menores valores nas UPAs 4 e 5. O λ mais elevado na UPA 5 antes da exploração, comparada a UPA 1 explorada três antes do levantamento, pode ser explicado pela presença de afloramentos rochosos de granitos rondonianos (AMATA, 2018; INPE, 2020), que é considerado um tipo de vegetação natural não classificada como floresta (LIMA et al., 2019). Essas áreas de afloramentos rochosos podem ter sido detectadas pelo LiDAR como clareiras.

Os valores de λ encontrados tanto para a UPA 5 antes e depois da exploração e nas demais UPAs estudadas (Figura 8), encontram-se dentro do intervalo de 1,0 a 3,0 relatado por outros autores para florestas tropicais (FISHER et al., 2008; KELLNER; ASNER, 2009; GOULAMOUSSÈNE et al., 2017; GOODBODY et al., 2020). Neste trabalho, os menores valores de λ estão associados à exploração madeireira, pois esta atividade diminuiu a frequência de pequenas clareiras no dossel da floresta.

Brokaw (1985) aborda que são consideradas clareiras grandes aquelas que possuem dimensões maiores que 150 m². Ao levar em consideração essa definição na UPA 5 em 2014 antes da exploração 94,61% das clareiras apresentaram áreas menores que 150 m². Quando analisados os resultados após a exploração da UPA 5, verificou-se uma redução de 5,04% na área de pequenas clareiras. Outras pesquisas em regiões diferentes observaram que, nas florestas de ecossistemas tropicais e subúmidos, 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).

Asner et al. (2013) enfatizaram que é comum em floresta natural sem intervenção a presença de clareiras 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). De acordo com Espírito-Santo et al. (2014), estima-se que clareiras menores que 0,1 ha são mais prováveis do que clareiras maiores ou iguais a 5 ha na Região Amazônica. Baixas probabilidades de grandes clareiras nessas florestas contrastam com outros ecossistemas (GOODBODY et al., 2020) e são indicativos de que as áreas passaram por regime de perturbação semelhantes (ASNER et al., 2013), sem grandes alterações detectadas na frequência de pequenas clareiras ocasionada pela extração madeireira.

A UPA 5 em 2014 antes da exploração, foi a que obteve menor percentagem da área ocupada por clareiras (1,07%) (Tabela 6). O percentual encontrado está dentro do esperado para locais sem intervenção (HUNTER et al., 2015), sendo comum que as clareiras nesses ambientes representem cerca de 1% a 2% da área florestal e que a maioria das espécies de árvores de dossel médio a superior dependem da luz fornecida pelas clareiras para algum estágio de sua regeneração (KUUSIPALO et al., 1997).

Silva et al. (2019a), mencionaram que o aumento na ocorrência de clareiras em áreas sem histórico de exploração pode ser atribuído a maior frequência de eventos climáticos na Amazônia, que ocasionam períodos extremamente secos, causando mortalidade de árvores (LEITOLD et al., 2018; ALEIXO et al., 2019). Além da possível influência desses eventos, nessa área naturalmente já havia ausência de vegetação por conta dos afloramentos rochosos, como mencionado anteriormente.

Nos demais locais foi observado que áreas com exploração mais recente apresentaram maior porcentagem de área amostrada com clareiras, como verificado

na UPA 4 em 2014 (3,08%) e na UPA 5 após a exploração (3,44%), com um aumento de 50,15% no número total de clareiras, enquanto que na UPA 1, com maior intervalo entre o sobrevoo e a exploração, foi de 1,14%. Portanto, a maior porcentagem observada de clareiras em relação a área total sobrevoada teve relação direta com as atividades do manejo florestal (SILVA et al., 2019a). Neste contexto, alguns fatores podem ter contribuído para a maior ocorrência de clareiras em determinados locais, como o tempo decorrido entre a exploração seletiva e o sobrevoo LiDAR (ELLIS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; PINAGÉ et al., 2019), a intensidade de exploração praticada nas áreas (CARVALHO et al., 2017; LOCKS; MATRICARDI, 2019; SILVA et al., 2019a) e a intensidade de amostragem utilizada (ELLIS et al., 2016).

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. As informações coletadas na UPA 1, que apresentou um intervalo superior a dois anos entre os levantamentos, houve influência do fechamento do dossel em razão do crescimento da vegetação nos estratos inferiores. 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.

Os resultados encontrados para dinâmica de clareiras, possivelmente estão relacionados ao fato da intensidade de exploração ser em média 13,6 m^3 ha^{-1}, inferior ao regulamentado pela Instrução Normativa n° 5 de 2006 (BRASIL, 2006). Já que o regime de manejo florestal praticado pela empresa com direito de concessão de exploração na UMF III segue o que determina na legislação: diâmetro mínimo de corte (DMC) de 50 cm e ciclo de corte inicial de 25 anos, o que permite a exploração de até 30 m^3 ha^{-1} de volume de madeira anual. Portanto, todas as áreas estudadas apresentaram intensidade de exploração inferior ao regulamentado. Essa intensidade de exploração foi menor na UPA 3, área onde houve menor número de clareiras. Esse fato corrobora com os resultados encontrados por Carvalho et al. (2017) e Locks e Matricardi (2019) na Amazônia, indicando que há correlação entre a intensidade de exploração e a formação de clareiras.

Quanto a influência do tamanho da amostragem LiDAR na quantidade de clareiras, percentualmente não foi observada uma relação entre tamanho de área e quantidade de clareiras, visto que a área estudada com maior amostragem foi a UPA

1 (13,09%) e o maior número de clareiras foi detectado na UPA 2 com amostragem de 10,58% da área total.

Os valores do coeficiente de Gini encontrados nas UPAs estudadas (Tabela 6) indicam que as atividades do manejo florestal madeireiro não causaram grandes impactos no dossel da floresta (VALBUENA et al., 2016; SILVA et al., 2019a), visto que todos os valores foram inferiores a 0,5 e este é o limite que define se o dossel está ou não impactado. De acordo com Lima et al. (2019), quando as diretrizes para minimizar os impactos da exploração são seguidas, a diferença no grau de impactos 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 impacto reduzido, que têm mostrado eficácia em florestas globais com nível de redução de impactos na floresta remanescente entre 20% a 50%, quando comparada com a exploração convencional (PUTZ et al., 2008).

Nos contratos de concessão, o limite estabelecido pelo SFB (2008), para abertura de clareiras é de 10% do total da área manejada. Nota-se, então, que as áreas estudadas estão bem abaixo dos limites estabelecidos. Com isso, percebe-se que quantificar o impacto na vegetação remanescente utilizando dados LiDAR com acurácia, contribui para o monitoramento da atividade madeireira na Amazônia brasileira, pois permite identificar com as áreas sobrevoadas se a execução do Plano de Manejo Florestal seguiu o regime determinado por lei (LOCKS; MATRICARDI, 2019).

7.3 INDICADOR: IMPACTOS DA EXTRAÇÃO SELETIVA NO SUB-BOSQUE FLORESTAL

Os valores de extensão das infraestruturas do manejo interceptadas pelo MDR obtidos com LiDAR (Tabela 7) foram levemente superiores aos observados em campo. Para as estradas primárias, a diferença foi de apenas 8% e embora a coleta dessas informações com GPS de navegação seja o método mais acessível para mapeamento de infraestrutura em larga escala, o LiDAR aéreo é considerado uma ferramenta mais precisa para quantificar essa extensão em áreas sob regime de exploração madeireira nas florestas tropicais (ELLIS et al., 2016). A quantidade média de trilhas de arraste neste estudo (102,3 ± 32,5 m ha^{-1}), foi inferior ao observado por Looks et al. (2019), em 21 áreas sob regime de exploração de impacto reduzido na

Amazônia com intensidade média de exploração semelhante, e por Ellis et al. (2016), em áreas na Indonésia com intensidade de exploração (37 m^3 ha^{-1}).

A densidade de estradas secundárias foi semelhante ao quantificado por Reis (2018), em Cauaxi na Amazônia Oriental. De acordo com Braz e d' Oliveira (2001), a variação na densidade de trilhas de arraste, estradas e pátios de estocagem, não é dependente apenas da intensidade de corte, mas também da declividade, área das APPs, distância das árvores passíveis de corte, custo de abertura, entre outros.

A extensão dos pátios nas UPAs 4 e 5 após exploração em 2015, foi bem inferior ao observado nas demais áreas com histórico de exploração. Isso ocorreu provavelmente pelo levantamento LiDAR ter ocorrido no final da exploração madeireira, onde esses pátios estavam com toras estocadas, o que pode ter limitado a real detecção da extensão dessa infraestrutura.

Três anos após a exploração florestal na UPA 1, foram observados menores valores de densidade das trilhas de arraste e estradas secundárias (Tabela 8). Esses resultados podem ter sofrido alteração devido ao crescimento da regeneração natural nesses ambientes (d' OLIVEIRA et al., 2012; ELLIS et al., 2016; PINAGÉ et al., 2019). Diante desses resultados, para fins de detecção da densidade das infraestruturas do manejo florestal com LiDAR, recomenda-se que o intervalo entre o sobrevoo e a extração seletiva para as trilhas de arraste e estradas seja de até dois anos, e para os pátios de estocagem apenas um ano, já que a densidade de pátios nas UPAs 1 e 2 com histórico de exploração mais antigo foram mais baixas que na UPA 3. Isso se deve ao fato que o intervalo entre as observações é um fator crítico para a acurácia do levantamento, visto que as clareiras ocasionadas pela queda das árvores e as infraestruturas associadas à extração seletiva podem ser rapidamente encobertas pela vegetação circundante (STONE; LEFEBVRE, 1998). Uma outra alternativa não testada neste estudo na Flona do Jamari, mas indicada nos trabalhos desenvolvidos por Ellis et al. (2016) e Pantoja (2017) que pode auxiliar no levantamento da densidade das infraestruturas seria alterar os limites do MDR.

A área total classificada como zona impactada (9,62% em 2014 e 12,72% em 2015), foram dissimilares aos encontrados por outros estudos recentes na Amazônia, desenvolvidos por Reis (2018) e Locks e Matricardi (2019), nos quais os autores levantaram valores de impactos inferiores (2,54 a 6,80%). Um fator que contribuiu para essa diferença foi que, nas literaturas citadas, o impacto causado pelas clareiras de árvores abatidas não foi calculado, portanto, adotadas metodologias diferentes, além

de diferenças na estrutura da floresta, sistema de manejo, planejamento da exploração.

As UPAs deste estudo exploradas até um ano após a extração seletiva (UPAS 3, 4 e 5), apresentaram impactos similares aos percentuais (15,4%) observados por d' Oliveira et al. (2012) e foram bem inferiores aos de Andersen et al. (2014) (23,7%), em estudos realizados em áreas sob regime de exploração de baixa intensidade na Amazônia Ocidental, com curto intervalo de tempo entre a exploração e o levantamento LiDAR. Já os percentuais de área diretamente afetada pela exploração madeireira, até dois anos após o fim das atividades do manejo florestal (9,08 a 9,86%), foram superiores de outros trabalhos realizados em florestas tropicais sob regime de exploração de impacto reduzido por Arevalo et al. (2016) em Belize na América Central, Carvalho et al. (2017) na FEA do Antimary na Amazônia Ocidental, e Pinagé et al. (2019) em Cauaxi na Amazônia Oriental, sendo que em nenhum desses estudos o percentual de impactos ultrapassou 8% da área total.

Até dois anos após a exploração madeireira, as aberturas de clareiras proporcionadas pela colheita das árvores foram responsáveis pelos maiores níveis de perturbação no sub-bosque,representando mais de 40% em relação aos outros impactos avaliados. Nos locais com exploração com intervalo menor entre a exploração e o sobrevoo, a abertura de trilhas de arraste causou maior percentual de impactos. Esses resultados corroboram com as observações feitas por Arevalo et al. (2016), Melendy et al. (2018) e Pearson et al. (2018), de que os distúrbios das trilhas de arraste são os mais significativos na área total impactada e que esses impactos são variáveis de acordo com as infraestruturas criadas no processo de colheita, já que cada uma delas podem impactar a floresta de maneira diferente (LIMA et al., 2020). Em relação as trilhas de arraste, como são estruturas temporárias, sua identificação com dados de sensores remotos torna-se menos perceptível dois a três anos após a exploração da área (ELLIS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017), conforme comprovado nas UPAs 1 e 2.

O percentual de impactos nas UPAs 4 e 5 (1 e 10,45%), ocasionados pela abertura de trilhas de arraste, pátios de estocagem e estradas, excederam em aproximadamente 2% o limite de 8% estabelecido pelo SFB nos editais de concessão florestal (SFB, 2008). Na UPA 1, que foi avaliada três anos após a exploração quando comparada aos outros locais, houve uma visível recuperação da vegetação nas áreas ocupadas pelas trilhas de arraste, estradas e pátios de estocagem, fazendo com que os impactos dessas infraestruturas fossem de apenas 2,39%, confirmando que os

danos no sub-bosque são abundantes em áreas com extração seletiva recente e desaparecem gradualmente ao longo do tempo (PINAGÉ et al., 2019).

Em nenhum dos locais, a área impactada pelas clareiras de árvores abatidas foi superior ao limite de 10% estabelecido pelo SFB. Lima et al. (2020), utilizando dados de sensoriamento remoto passivo, conseguiram identificar o impacto ocasionado apenas pela remoção das árvores e dos pátios de estocagem, haja vista que estradas são difíceis de mapear mesmo com dados de alta resolução (LIMA et al., 2019), enquanto que trilhas de arraste são basicamente indetectáveis com técnicas de sensoriamento remoto passivo (LIMA et al., 2019). Isso corrobora a importância da utilização do LiDAR para esta finalidade, visto que tanto as infraestruturas abertas para a exploração madeireira quanto as clareiras formadas pela remoção das árvores, foram perceptíveis visualmente no MDR, o qual forneceu um método para detectar perturbações em escala fina no dossel inferior (d' OLIVEIRA et al., 2012). Também é verificado que para a contabilização dos impactos da extração seletiva seja realizada de forma eficaz é necessário avaliar as infraestruturas no máximo um ano após o encerramento das atividades do manejo, já que os danos causados no dossel pela colheita das árvores foram mais perceptíveis até três anos após a exploração.

Além do delineamento da densidade das infraestruturas florestais e determinação dos impactos provocados pelas atividades do manejo florestal, o levantamento LiDAR permitiu verificar que os impactos no sub-bosque são mais perceptíveis do que a observação de danos no dossel, devido à cobertura das copas de árvores de grande porte residuais obscurecer a visualização das infraestruturas (d' OLIVEIRA et al., 2012). Além disso, foi possível observar o padrão de planejamento das infraestruturas, com estradas interligando pátios de estocagem, por sua vez irradiando trilhas de arraste (LOCKS; MATRICARDI, 2019). Portanto, seguiu-se o método de planejamento florestal tradicional (PFT), que é o mais empregado por empresas florestais na Amazônia (SILVA et al., 2020).

No arraste das toras, nota-se que se fosse realizado um planejamento otimizado no caminho percorrido pelo Skidder, os impactos ambientais poderiam ter sido reduzidos (SILVA et al., 2018; AGUIAR et al., 2020; SILVA et al., 2020). Dessa forma, fica destacado aqui o potencial do LiDAR não apenas para detecção de infraestruturas e de impactos, mas na indicação de outros métodos de manejo que possam minimizar os danos ambientais e até reduzir os custos das atividades do manejo florestal.

7.4 INDICADOR: PERFIL VERTICAL DO DOSSEL FLORESTAL

Os resultados da distribuição do PVD (Figura 10), evidenciaram um padrão de distribuição de alturas (m) com maior concentração de árvores nas classes de 20 a 25 m, mesmo após a exploração seletiva na UPA 5, houve um acréscimo de 0,48% na frequência de pontos amostrados pelo LiDAR nessa classe de altura. A remoção das copas mais altas pela exploração, pode ter aberto espaço em termos de abertura do dossel (ASNER et al., 2009; COSTA et al.,2019), para outras espécies, já que o crescimento em altura é a única maneira dos indivíduos atingirem a camada do dossel (TAKAHASHI; RUSTANDI,2006), o que confirma que áreas sob exploração madeireira seletiva são frequentemente seguidas pela regeneração florestal a curto prazo (GRECCHI et al., 2017), com fechamento do dossel consideravelmente rápido (ASNER et al. 2009).

Portanto, o levantamento das alterações na distribuição das alturas captadas pelo LiDAR no PVD, constituiu um fator discriminante para detectar a recuperação da floresta pós exploração, e apresentou resultado similar ao levantamento da redução da área ocupada por copas dominantes e codominantes (Tabela 5), o que indica que ambas as metodologias são adequadas para esta finalidade.

A distribuição dos parâmetros de *Weibull* para o sub-bosque considerando alturas menores ou igual a 15 m, levantados com base no perfil vertical do dossel (PVD), mostraram que na UPA 5 antes de exploração foram observados os maiores valores de γ e houve uma tendência de maior variação no parâmetro nos locais com menor intervalo de tempo entre o sobrevoo e a exploração e maior área impactada (UPA 4 em 2014 e 5 em 2015) (Figura 9). No entanto, não foram observadas correlações significativas entre as médias dos parâmetros da *Weibull e* os *fatores* relacionados a exploração seletiva, o que confirma que a atividade não causou alterações significativas entre as UPAS. No estudo de Reis (2018), em Cauaxi na Amazônia Oriental, observou que tanto o parâmetro de forma (γ) quanto o de escala (β) para o sub-bosque, com limiar de altura ≤ 10 m, estavam relacionados aos impactos da exploração, com menores valores nos locais com maior nível de perturbação no sub-bosque.

O maior valor de β levantado na área não explorada (Figura 10), foi compatível aos resultados observados por Reis (2018). Entretanto, não foi detectado que nos

locais com exploração mais antiga tenha ocorrido aumento desse parâmetro, conforme descrito por esse autor, mas que houve maior variação dos valores nas células de 50 m associados aos locais com exploração mais recente (UPAs 4 em 2014 e 5 em 2015) e maior área impactada, assim como verificado no parâmetro γ, mas sem correlação significativa estatisticamente entre as médias de β e os fatores da exploração seletiva, conforme já havia sido observado para γ.

Em relação a distribuição dos parâmetros da função *Weibull* para a copa florestal, os maiores valores de γ foram observados nas UPAs 3 e 4. Embora nesses dois locais tenha sido praticada a menor intensidade de exploração (10 e 13 m^3 ha^{-1}). De modo geral, em todas as UPAS a intensidade de exploração foi baixa (10-15 m3.ha), o que pode indicar, a nível de dossel, uma tendência de que a intensidade de exploração praticada pode favorecer a recuperação florestal, conforme também observado em outros locais da Amazônia por Carvalho et al. (2017); Locks e Matricardi (2019), Silva et al. (2019a) e Pinagé et al. (2019), já que as correlações realizadas entre as médias dos parâmetros γ e β da copa e os fatores tempo decorrido entre a exploração e o levantamento ALS, intensidade de corte (m^3.ha), quantidade de área amostrada (ha), o coeficiente de Gini e os valores de Lambda mostraram que não houve diferença significativas entre as áreas.

Para o parâmetro de escala β, os valores médios observados (28,00-28,35) foram mais elevados do que o fator encontrado por Gorgens et al. (2015), de 17,50 para Floresta Ombrófila Densa, sendo esta a mesma classificação de tipologia florestal dada pelo SFB (2019) para a maior parte da área ocupada na Flona do Jamari. De acordo com esses autores, um aumento desse parâmetro pode indicar uma diminuição da complexidade estrutural do PVD.

Por conta disso, sugere-se que sejam ajustadas duas funções: uma para os componentes do sub-bosque e outra para a copa (COOPS et al., 2007; REIS, 2018). No entanto, para o parâmetro de escala (β) do dossel, não houve um padrão visualmente detectável que pudesse indicar que a sua variação tenha ocorrido em função de fatores relacionados a exploração seletiva, demonstrando que a exploração florestal não causou grandes impactos a nível de copa (REIS, 2018), confirmando o resultado mencionado na Tabela 6, de que as atividades de exploração não causaram grandes alterações no dossel.

De forma geral, os resultados observados para o perfil vertical do dossel a nível de sub-bosque e de dossel demonstram que a tecnologia LiDAR tem potencial para caracterizar a estrutura vertical da vegetação e pode ser empregada em inventários

florestais (LEITOLD et al., 2015), por meio da função *Weibull* que tem se ajustado muito bem à frequência de distribuição em classes de altura (DEAN et al., 2009). Assim, a estratificação com uso da tecnologia LiDAR constitui uma ferramenta auxiliar para estudos de recuperação dos atributos florestais pós distúrbios (REIS, 2018), devido ao PVD estar relacionado diretamente com processos interligados à distribuição e quantificação dos componentes principais do dossel (ASNER et al., 2012).

7.5 INDICADORES: ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPs) E RESTRITIVAS

Os resultados da delimitação das APPs pelas três abordagens analisadas (Figuras 15, 16 e 17), apresentaram pouca variação percentual (9,3% a 10,68% da área total sobrevoada). No estudo desenvolvido por Reis (2018), para o microzoneamento dessas áreas com LiDAR com metodologia semelhante ao da abordagem 2, o percentual de área total ocupada por APPs foi de 11,34%, valor próximo ao encontrado nas UPAs da Flona do Jamari. De uma forma geral, a porcentagem de área ocupada por APPs nos dois estudos foi similar, entretanto o referido autor não fez a comparação entre a acurácia dos dados ALS e as APPs medidas em campo, não sendo possível comparar a precisão das estimativas.

A variação encontrada nas UPAs estudadas ocorreu pelo fato de que, no local com histórico mais antigo de exploração, as APPs foram levantadas pelo método convencional, o que diminuiu a precisão. Quando observado os percentuais gerais que variaram de 87,26 a 94,23%, a acurácia entre o levantamento em campo e o ALS foi alta em todas as abordagens, e esse percentual foi superior ao relatado por Papa (2018), que também comparou as duas tecnologias (78,57%) em área de floresta ombrófila aberta sem histórico de exploração no estado do Acre, utilizando o método de segmentação automática. Houve similaridade entre os resultados levantados na Flona do Jamari e os relatados por Yan, Shaker e Larocque (2018) em estudo realizado na China, que obtiveram precisão entre o levantamento ALS e GNSS de 96,6 a 96,9%.

Esses estudos confirmam que sensores como o LiDAR são altamente eficientes para mapeamento dos cursos d’água, porém não são capazes de identificar com exatidão a existência de nascentes e não diferenciam grotas secas de calhas de

drenagem (PAPA, 2018). Assim, o trabalho de campo ainda se faz necessário para mitigar essa questão (PAPA, 2018; SZOMBARA et al., 2020).

A vetorização visual para delineamento das APPs foi mais precisa do que o método automático, demonstrando a necessidade de aprimoramento neste último, de modo que haja uma constante revisão de determinados métodos em busca de uma combinação ideal de técnicas (SZOMBARA et al., 2020). Entretanto, ambos os métodos são extremamente úteis no microzoneamento da hidrografia, que constitui uma das etapas pré-exploratórias (SABOGAL et al., 2000; FIGUEIREDO; BRAZ; d' OLIVEIRA, 2007; FIGUEIREDO et al., 2009), visto que os modelos de dados ALS com alta resolução (1 m), como os apresentados neste trabalho, fornecem informações mais detalhadas sobre a hidrografia, relevo e infraestruturas existentes do que os dados SRTM com modelos mais grosseiros e resolução de 90 ou 30 m (POPPENGA et al., 2013). Oliveira, Cessa e Oliveira (2020), realizaram a identificação de APPs no rio São Francisco e observaram que a utilização de modelos digitais de elevação com pixel entre 90 e 30 m durante o processamento podem ter identificado incorretamente a ocorrência de APPs.

As áreas analisadas possuem predomínio de relevo plano e o percentual de área restritiva total foi considerado baixo (2,2%) (Figura 18). Os locais com maior ocorrência foram aqueles com maior área ocupada por APPs (UPAs 1 e 4). Reis (2018), em áreas de manejo no estado do Pará na Amazônia Oriental, também observou pouca alteração na declividade e, consequentemente, baixo nível de áreas restritivas nessa categoria.

A empresa concessionária não trabalha com levantamento de áreas com restrição operacional nas atividades do manejo. No entanto, pela facilidade de obtenção quando disponíveis dados de levantamento ALS, esse seria um parâmetro importante a ser estudado em áreas sob de regime de concessão de exploração.

Os resultados da sobreposição de áreas impactadas pela exploração seletiva, com APPs e áreas restritivas (Tabela 13), mostraram poucos vestígios de impactos nessas áreas, com percentual abaixo de 2% para todas as UPAs. A análise visual dos arquivos de árvores inventariadas antes da exploração (> 40 cm de DAP) e extraídas para fins madeireiros (≥ 50 cm), confirmaram que as árvores presentes nesses ambientes não foram impactadas pela EIR. Portanto, o levantamento de áreas de APPs e restritivas com a tecnologia ALS tem alto potencial a implementação em áreas sob regime de manejo madeireiro na Amazônia, em razão da alta acurácia nas estimativas e pelo fato de poder ser realizada em grandes dimensões de área.

De acordo com Eugenio et al. (2017), metodologias que utilizam a geotecnologia como ferramenta principal vêm se destacando, sendo uma alternativa viável para reduzir significativamente o tempo gasto com o mapeamento das áreas a serem protegidas e, por consequência, agilizar o período hábil de fiscalização do cumprimento das normas pertinentes à legislação.

Além da mitigação dos possíveis impactos ambientais, o nível de acerto na delimitação dessas áreas com LiDAR é muito alto, sendo eficaz na localização de árvores no entorno de áreas restritivas por APPs ou inclinação do terreno, por exemplo. Isso proporciona uma maior precisão no cálculo de áreas de efetiva exploração, que geralmente são mais exaustivos em campo, e auxilia no monitoramento e fiscalização das atividades de manejo de impacto reduzido tanto pelos órgãos fiscalizadores quanto pelas empresas concessionárias (LUPPI et al., 2015; REIS, 2018; LOCKS; MATRICARDI, 2019).

8 CONCLUSÕES

Os resultados dos efeitos da exploração seletiva no percentual de área ocupada por copas dominantes, codominantes e altura média do dossel demonstraram que a atividade de exploração seletiva, não causou alterações significativas nesses parâmetros.

Houve um aumento na frequência de clareiras maiores. No entanto, observou-se uma visível recuperação do dossel no intervalo de três anos após as atividades do manejo florestal. Portanto, a exploração não causou grandes alterações a nível de dossel.

O delineamento das infraestruturas de exploração e impactos da exploração madeireira no sub-bosque foram levantados com precisão compatível com as informações coletadas em campo. A atividade responsável pelos maiores impactos foi a abertura de trilhas de arraste. No entanto, seus efeitos se tornaram pouco perceptíveis decorridos dois anos da exploração florestal. Foi observado que devem ser utilizados intervalos temporais diferentes, para levantamento do efeito das infraestruturas do manejo florestal no ambiente.

Os parâmetros de *Weibull* para o sub-bosque sofreram maior variação nas áreas onde o sobrevoo ALS havia ocorrido no fim da exploração. Para os parâmetros da copa, os maiores valores de γ ocorreram nos locais com menor intensidade de exploração. Enquanto β não mostrou tendência de variação que visualmente pudesse estar relacionada a fatores de exploração. As correlações entre as médias dos parâmetros γ e β a nível de copa e sub-bosque mostraram que não houve alterações significativas nos parâmetros em função da exploração seletiva em nenhuma das áreas estudadas. O PVD pode ser utilizado como variável indicativa da recuperação da floresta pós exploração seletiva.

As áreas de Preservação permanente e restritivas foram bem localizadas com a utilização do LiDAR. Entretanto, no caso das APPs, as informações do sensor ainda necessitam ser validadas com o levantamento GNSS em campo, demonstrando ser um tópico que necessita de mais pesquisas e aprimoramento das técnicas existentes. Foram levantados baixos indícios de impactos de exploração nas APPs e áreas restritivas, o que demonstra que o planejamento da exploração foi cumprido.

Todos os indicadores propostos apresentaram boa aplicabilidade como ferramenta de monitoramento ambiental, podendo auxiliar estudos de sustentabilidade e recuperação florestal pós exploração, manejadores e órgãos

fiscalizadores na tomada de decisão de grandes extensões, em atividades pré e pós-exploratórias. Diante dos resultados obtidos, todos os parâmetros ecológicos e ambientais propostos, com uso da ferramenta LiDAR, se mostraram adequados como indicadores do Manejo Florestal em áreas sob regime de Concessão na Amazônia.

REFERÊNCIAS

ADLER, D. et al. (2020). rgl: 3D Visualization Using OpenGL. R package version 0.100.54. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=rgl>. Acesso em: 01 set. 2020.

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.

ALEIXO, I. et al. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 5, p. 384–388, 2019.

ALMEIDA, D. R. A. et al. Optimizing the remote detection of tropical rainforest structure with airborne lidar: Leaf area profile sensitivity to pulse density and spatial sampling. **Remote Sensing**, v. 11, n. 1, p. 1-15, 2019.

AMARAL, P.; VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P.; VIDAL, E. **Floresta para sempre**: Um manual para a produção de madeira na Amazônia. Belém: Imazon, 1998. 130 p.

AMATA. PMFS – Plano de Manejo Florestal Sustentável – Flona Jamari – UMF III. 2007. 144p.

AMATA. Resumo do Plano de Manejo: Colheita e serraria de espécies nativas através do manejo sustentável na concessão florestal da Flona do Jamari. 2018. 29p.

ANDERSEN, H. E. et al. Monitoring selective logging in western amazonia with repeat lidar flights. **Remote Sensing of Environment**, v. 151, p. 157-165, 2014.

AREVALO, B. et al. Effects of reduced-impact selective logging on palm regeneration in Belize. **Forest Ecology and Management**, v. 369, p. 155-160, 2016.

ARIAS-RODIL. et al. Modeling diameter distributions in radiata pine plantations in Spain with existing countrywide LiDAR data. **Annals of Forest Science**, v. 75, n. 36, p. 1-12, 2018.

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, n. 5, p. 765-783, 2004.

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. Selective logging and its relation to deforestation. **Amazonia and global change**, v. 186, p. 25-42, 2009.

ASNER, G. P. et al. A universal airborne LiDAR approach for tropical forest carbon mapping. **Oecologia**, v. 168, n. 4, p. 1147-1160, 2012.

ASNER, G. P. et al. Forest canopy gap distributions in the Southern Peruvian Amazon. **PLoS ONE**, v. 8, n. 4, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 15789: Manejo florestal sustentável – Princípios, critérios e indicadores para florestas nativas**. Rio de Janeiro, p. 16. 2013.

AUGUIE, B.; ANTONOV, A. (2017). gridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics. R package version 2.3. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=gridExtra>. Acesso em: 01 set. 2020.

AZEVEDO, C. P. **Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental: experimentação e simulação**.254 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná-UFPR. Curitiba, 2006. 254p.

BACHE, S. M.; WICKHAM, H.; HENRY, L. (2014). magrittr: A Forward-Pipe Operator for R. R package version 1.5. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=magrittr>. Acesso em: 01 set. 2020.

BALIEIRO, M. R. et al. **As concessões de florestas públicas na Amazônia Brasileira**: Um manual para pequenos e médios produtores florestais. 2ª ed. Piracicaba: Imaflora, SP; Belém: IFT, PA, 2010. 204p.

BARROS, Q. S; d'OLIVEIRA, M. V. N; OLIVEIRA, L. C. Regeneração natural do mogno (Swietenia macrophylla King) em área manejada na Amazônia Sul-Ocidental. **Rio Branco: Embrapa (Embrapa Acre, Circular técnica, n. 76)**, 2019.

BEHAN, A. On the matching accuracy of rasterized scanning laser altimeter data. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 33, n. 2, p. 75-80, 2000.

BIVAND, R.; KEITT, T.; ROWLINGSON, B. (2020). rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-16. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>. Acesso em: 01 set. 2020.

BRASIL. Decreto n° 90.224, de 25 de setembro de 1984. Cria a Floresta Nacional do Jamari, no Estado de Rondônia, e dá outras providências. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-90224-25-setembro-1984-440503-publicacaooriginal-1-pe.html>. Acesso em: 30 mar. 2018.

BRASIL. Instrução Normativa n° 4 de 4 de março de 2002. Dispõe sobre a Autorização Prévia à Análise Técnica de Plano de Manejo Florestal Sustentável-APAT, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/pnf/_arquivos/in_mma_04_02.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2018.

BRASIL. Instrução normativa n° 5, de 11 de dezembro de 2006. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável-PMFSs nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/pnf/_arquivos/in%20mma%2005-06.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2018.

BRASIL. Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006. Dispõe sobre a 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. Diário Oficial da União, Brasília, 02 de março de

2006. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11284.htm>. Acesso em: 21 nov. 2018.

BRASIL. Lei n° 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis no 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis no 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm>. Acesso em: 23 nov. 2018.

BRAATZ, S. **National reporting to forest-related international instruments**: mandates, mechanisms. Overlaps and potential synergies, in *Proceedings of the FAO Expert Consultation on Global Forest Resources Assessment*, held in Kotka, Finland, 1–5 July, Food and Agriculture Organization, Rome, Italy. 2002.

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.; D'OLIVEIRA, M. V. N. Planejamento da extração madeireira dentro de critérios econômicos e ambientais. **Embrapa Acre-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2001.

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.

BROKAW, N. V.L. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica**, p. 158-160, 1982.

BROKAW, N. V. L. Gap-Phase Regeneration in a Tropical Forest. **Ecological Society of America**, v. 66, n. 3, p. 682-687, 1985.

CAMARRETTA, N. et al. From drones to phenotype: Using UAV-LiDAR to detect species and provenance variation in tree productivity and structure. **Remote Sensing**, v. 12, n. 19, p. 1-16, 2020.

CAO, L. et al. Estimating canopy structure and biomass in bamboo forests using airborne LiDAR data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 148, p. 114-129, 2019.

CARIELLO, R. V. **Considerações sobre a exploração de impacto reduzido**. 2008. 34 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2008.

CARVALHO, A. L. et al. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 392, p. 36-44, 2017.

CIFOR. CENTER FOR INTERNATIONAL FORESTRY RESEARCH. **Testing criteria and indicators for the sustainable management of forests**: Phase 1, Final report. Indonésia, p. 2-72, 1996.

CIFOR. CENTER FOR INTERNATIONAL FORESTRY RESEARCH. **Criteria and indicators generic template**. CIFOR, Bogor, Indonesia, n.2, 53 p.1999.

CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N; SCHIMEL, J. P. Ancient trees in Amazonia. **Nature**, v. 391, n. 6663, p. 135-136, 1998.

CHAMBERS, J. Q. et al. 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.

CLARK, D. A.; CLARK, D. B. Life History Diversity of Canopy and Emergent Trees in a Neotropical Rain Forest. **Ecological Monographs**, v. 62, n. 3, p. 315-344, 1992.

COLAÇO, A. F. et al. Orange tree canopy volume estimation by manual and LiDAR-based methods. **Advances in Animal Biosciences**, v. 8, n. 2, p. 477-480, 2017.

CONTRERAS, M.; CHUNG, W. A computer approach to finding an optimal log landing location and analyzing influencing factors for ground-based timber harvesting. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 37, n. 2, p. 276-292, 2007.

CONTO, T. DE et al. Caracterização do perfil vertical do dossel de um trecho de Mata Atlântica através de escaneamento laser aerotransportado Canopy vertical profile characterization of a stretch of Atlantic Forest using airborne laser scanning. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 108, p. 873–884, 2015.

COOPS, N. C. et al. Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete- return LiDAR. **Trees - Structure and Function**, 2007. v. 21, n. 3, p. 295–310.

COSENZA, D. N. et al. Impact of Calibrating Filtering Algorithms on the Quality of LiDAR-Derived DTM and on Forest Attribute Estimation through Area-Based Approach. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p. 1-18, 2020.

COSTA, O. B. et al. Selective logging detection in the Brazilian Amazon. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 2, 2019.

COSTA, V. A. M. et al. Assessing the utility of airborne laser scanning derived indicators for tropical forest management. **Southern Forests**, v. 82, n. 4, p. 352-358, 2020.

CSILLIK, O.; ASNER, G. P. Near-real time aboveground carbon emissions in Peru. **PLoS ONE**, v. 15, n. 11, p. 1-20, 2020.

DALAGNOL, R. et al. Large-scale variations in the dynamics of Amazon forest canopy gaps from airborne lidar data and opportunities for tree mortality estimates. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 1-14, 2021.

d' OLIVEIRA, M. V. N. et al. 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**, v. 124, p. 479-491, 2012.

d' OLIVEIRA, M. V. N. et al. 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 Sensing**, v. 12, n. 11, p. 1-19, 2020.

d' OLIVEIRA, M. V. N; FIGUEIREDO, E. O.; PAPA, D. A. **Uso do Lidar como Ferramenta para o Manejo de Precisão**. Brasília: Embrapa, 2014. 130p.

DA SILVA, V. S. et al. Combined Impact of sample size and modeling approaches for predicting stem volume in *Eucalyptus* spp. forest plantations using field and LiDAR data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 9, p. 1-19, 2020.

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.

DE LIMA, R. A. F. et al. Repeated disturbances and canopy disturbance regime in a tropical semi-deciduous forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, p. 85-93, 2008.

DEAN, T. J. et al. Measuring heights to crown base and crown median with LiDAR in a mature, even-aged loblolly pine stand. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 1, p. 126-133, 2009.

DELIGNETTE-MULLER, Marie Laure et al. fitdistrplus: An R package for fitting distributions. **Journal of statistical software**, v. 64, n. 4, p. 1-34, 2015.

DIONISIO, L. F. S. et al. 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.

DONG, P; CHEN, Q. **LiDAR Remote Sensing and Applications**. CRC Press, 2017. 220p.

ELLIS, P. et al. Mapping selective logging impacts in Borneo with GPS and airborne lidar. **Forest Ecology and Management**, v. 365, p. 184-196, 2016.

EMBRAPA_EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS. Projeto paisagens sustentáveis Brasil. Disponível em: <https://www.paisagenslidar.cnptia.embrapa.br/webgis/> Acesso em: 20.fev.2018.

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B. et al. Gap formation and carbon cycling in the Brazilian Amazon: Measurement using high-resolution optical remote sensing and studies in large forest plots. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, p. 305-318, 2014.

EUGENIO, F. C. et al. Mapeamento das áreas de preservação permanente do estado do Espírito Santo, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, p. 897-906, 2017.

EVANS, J.S.et al. Discrete return LiDAR in natural resources: Recommendation for project planning, data processing, and deliverables. **Remote Sensing**, v. 1, n. 4, p. 776-794, 2009.

FARRIOR, C. E. et al. Dominance of the suppressed: Power-law size structure in tropical forests. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 155-157, 2016.

FAYAD, I. et al. Regional scale rain-forest height mapping using regression-kriging of spaceborne and airborne LiDAR data: application on French Guiana. **Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p. 1-18, 2016.

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, M. A. C. **Critérios e indicadores de sustentabilidade para o manejo florestal na Amazônia brasileira aplicados em 20 áreas de manejo florestal no norte do Estado do Mato Grosso**. 2012. 120 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Brasília, Brasília, 2012.

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, 2007. 183 p.

FIGUEIREDO, E. O.et al. **Modelagem da hidrografia em planos de manejo e critérios para definição de árvores em APP pelo Modeflora**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2009. (Série Embrapa Acre, Circular Técnica, 50).

FIGUEIREDO, E. et al. LIDAR-based estimation of bole biomass for precision management of an Amazonian forest: Comparisons of ground-based and remotely sensed estimates. **Remote Sensing of Environment**, v. 187, p. 281-293, 2016.

FIGUEIREDO, E. O. et al. Equations To Estimate Tree Gaps in a Precision Forest Management Area the Amazon Based on Crown Morphometry. **Revista Árvore**, v. 41, n. 3, 2018.

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.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL – FSC. **Princípios e critérios para o manejo de florestas**. Brasília: 1996. 8p.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL – FSC. **Padrões de certificação do FSC para manejo florestal em terra firme na Amazônia Brasileira**. Brasília: Grupo de Trabalho do FSC no Brasil, 1998. 33p. (documento 2.0).

FU, L.et al. Prediction of individual tree diameter using a nonlinear mixed-effects modeling approach and airborne LiDAR Data. **remote sensing**, v. 12, n. 7, p. 1066, 2020.

GARCÍA LEÓN, M. M. et al. Lianas reduce community-level canopy tree reproduction in a Panamanian forest. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 2, p. 737-745, 2018.

GELABERT, P. J. et al. Forest structural diversity characterization in Mediterranean landscapes affected by fires using Airborne Laser Scanning data. **GIScience and Remote Sensing**, v. 57, n. 4, p. 497-509, 2020.

GINI, C. Measurement of inequality of incomes. **Econ. J**., 31, pp. 124-126,1921;

GIONGO, M. et al. LiDAR: princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 231-244, 2010.

GOLDBERGS, G. et al. Hierarchical integration of individual tree and area-based approaches for savanna biomass uncertainty estimation from airborne LiDAR. **Remote Sensing of Environment**, v. 205, p. 141-150, 2018.

GOODBODY, T. R. H. et al. Uncovering spatial and ecological variability in gap size frequency distributions in the Canadian boreal forest. **Scientific Reports**, v. 10, n. 6069, p. 1-12, 2020.

GORGENS, E. B.; SILVA, A. G. P.; RODRIGUEZ, L. C. E. **LiDAR: Aplicações Florestais**. 1. ed. Curitiba: CRV, 2014. 132p.

GORGENS, E. B. et al. Identificação de árvores individuais a partir de levanta mentos laser aerotransportado por meio de janela inversa. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 91–96, 2015.

GÖRGENS, E. B. et al. Characterization of Brazilian forest types utilizing canopy height profiles derived from airborne laser scanning. **Applied Vegetation Science**, v. 19, n. 3, p. 518–527, 2016.

GÖRGENS, E. B. et al. Automated operational logging plan considering multi-criteria optimization. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 170, n. April 2019, p. 105253, 2020a.

GORGENS, E. B. et al. Resource availability and disturbance shape maximum tree height across the Amazon. **Global Change Biology**, p. 0–3, 2020b.

GOULAMOUSSÈNE, Y. et al. Environmental control of natural gap size distribution in tropical forests. **Biogeosciences**, v. 14, p. 353-364, 2017.

GRECCHI, R. C. et al. An integrated remote sensing and GIS approach for monitoring areas affected by selective logging: A case study in northern Mato Grosso, Brazilian Amazon. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 61, p. 70-80, 2017.

HAMRAZ, H.; CONTRERAS, M. A.; ZHANG, J. Vertical stratification of forest canopy for segmentation of understory trees within small-footprint airborne LiDAR point clouds. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 130, p. 385-392, 2017.

HAN, X. F. et al. A review of algorithms for filtering the 3D point cloud. **Signal Processing: Image Communication**, v. 57, p. 103-112, 2017.

HANEL, R. et al. Fitting power-laws in empirical data with estimators that work for all exponents. **PLoS ONE**, v. 12, n. 2, p. 1-15, 2017.

HAO, Y. et al. Individual Tree Diameter Estimation in Small-Scale Forest Inventory Using UAV Laser Scanning. **Remote Sensing**, v. 13, n. 24, p. 1-21, 2021.

HEISKANEN, J. et al. Use of airborne lidar for estimating canopy gap fraction and leaf area index of tropical montane forests. **International Journal of Remote Sensing**, v. 36, n. 10, p. 2569-2583, 2015.

HENDRINSON, J. **Damage – Controlled logging in managed tropical rain forests in Suriname**. Wargeningen, Doctoral thesis, Wageningen Agricultural University, The Netherlands, 1989. 204p.

HIGUCHI, N. **Utilização e manejo dos recursos madeireiros das florestas tropicais úmidas**. 1994. Disponível em: <http://repositorio.inpa.gov.br/handle/123/6107>. Acesso em: 18 mar. 2018.

HIJMANS, R. J. et al. (2020). raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.3-13. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=raster>. Acesso em: 01 set. 2020.

HODGSON, M.; BRESNAHAN, P. Accuracy of airborne lidar-derived elevation: Empirical assessment and error budget. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 70, n. 3, p. 331-339, 2004.

HUNTER, M. O. et al. Structural dynamics of tropical moist forest gaps. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, p. 1-19, 2015.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Projeto de estimativa do desflorestamento bruto da Amazônia (Prodes)**. 2020. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/dadosn/>. Acesso em: 30 ago. 2020.

INTERNATIONAL TIMBER ORGANIZATION – ITTO. **Criteria for the measurement of sustainable tropical forest management**. Yokihama: ITTO, 1992. (ITTO-Policy Development Series, v. 3).

INTERNATIONAL TIMBER ORGANIZATION – ITTO. **Atualização dos critérios para a avaliação de manejo sustentado de florestas tropicais**. Yokihama: ITTO, 1998. 22p. (Série política de desenvolvimento, 7).

INTERNATIONAL TIMBER ORGANIZATION – ITTO. **Criteria and indicators for the sustainable management of tropical forests**. ITTO Policy Development Series n. 21, Yokohama: ITTO, Japan, 2016.

JANS, L. et al. Gaps and Forest Zones in Tropical Moist Forest in Ivory Coast. **Biotropica**, v. 25, n. 3, p. 258-269, 1993..

KALIES, E. L.; HAUBENSAK, K. A.; FINKRAL, A. J. A meta-analysis of management effects on forest carbon storage. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 35, n. 5, p. 311-323, 2016.

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.

KELLNER, J. R.; CLARK, D. B.; HUBBELL, S. P. Pervasive canopy dynamics produce short-term stability in a tropical rain forest landscape. **Ecology Letters**, v. 12, n. 2, p. 155-164, 2009.

KORHONEN, L. et al. Estimation of tree crown volume from airborne lidar data using computational geometry. **International journal of remote sensing**, v. 34, n. 20, p. 7236-7248, 2013.

KRAUS, K.; PFEIFER, N. Advanced MDT generation from LiDAR data. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 34, p. 22-24, 2001.

KUUSIPALO, J. et al. Effect of gap liberation on the performance and growth of dipterocarp trees in a logged-over rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 92, n. 1-3, p. 209-219, 1997.

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.

LEITOLD, V. et al. Airborne lidar-based estimates of tropical forest structure in complex terrain: opportunities and trade-offs for REDD+. **Carbon Balance and Management**, v. 10, n. 3, p. 1-12, 2015.

LEITOLD, V. et al. El Niño drought increased canopy turnover in Amazon forests. **New Phytologist**, v. 219, n. 3, p. 959-971, 2018.

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, p. 475-486, 2020.

LIM, K.et al. LiDAR remote sensing of forest structure**. Progress in Physical Geography**, 27, 88-106, 2003.

LIMA, J. S. S. **Avaliação da força de arraste, compactação do solo e fatores ergonômicos num sistema de colheita de madeira utilizando os tratores "Feller-buncher" e "Skidder"**. 1998. 128 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1998.

LIMA, S. R.; FREITAS, S. R. C.; KRUEGER, C. P. Perspectivas de utilização de sistemas microeletromecânicos (MEMS) visando a integração GPS/INS de baixo custo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOMÁTICA, NUMERO., 2002, Presidente Prudente, SP. **Anais**... Presidente Prudente: Unesp/ FCT, 2002. p. 82-87.

LIMA, T. A. et al. Comparing Sentinel-2 MSI and Landsat 8 OLI Imagery for Monitoring Selective Logging in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, v. 11, n. 961, p. 1-21, 2019.

LIMA, T. A. et al. Spatial patterns of logging-related disturbance events: a multi-scale analysis on forest management units located in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, v. 35, p. 2083-2100, 2020.

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.; MATRICARDI, E. A. T. Estimativa de impactos da extração seletiva de madeiras na Amazônia utilizando dados LIDAR. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 2, p. 481-495, 2019.

LONGO, M. et al. Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 11, p. 1639-1660, 2016.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point: Last chance for action. **Science Advances**, v. 5, n. 12, p. 1-3, 2019.

LUPPI, A. S. L. et al. Utilização de geotecnologia para o mapeamento de áreas de preservação permanente no município de João Neiva, ES. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 13-22, 2015.

MALTAMO, M. et al. Airborne laser scanning for tree diameter distribution modelling: a comparison of different modelling alternatives in a tropical single-species plantation. **Forestry**, v. 91, n. 1, p. 121-131, 2018.

MARSELIS, S. M. et al. Evaluating the potential of full-waveform lidar for mapping pan-tropical tree species richness. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 10, p. 1799-1816, 2020.

MCGAUGHEY, R. **FUSION/LDV**: Software for LIDAR data analysis and visualization. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 2010. 154p.

MCGAUGHEY, R. J. **FUSION/LDV**: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 2016.

MCGAUGHEY, R. **SOFTWARE FUSION/LDV**: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 2018. 211p.

MELENDY, L. et al. Automated method for measuring the extent of selective logging damage with airborne LiDAR data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 139, p. 228-240, 2018.

MELO, A. M. et al. Monitoring the understory in eucalyptus plantations using airborne laser scanning. **Scientia Agricola**, v. 78, n. 1, p. 1-6, 2021.

MEYER, V. et al. Canopy area of large trees explains aboveground biomass variations across neotropical forest landscapes. **Biogeosciences**, v. 15, n. 11, p. 3377–3390, 2018.

MURRAY, A. T.; SNYDER, S. Spatial modeling in forest management and natural resource planning. **Forest Science**, v. 46, n. 2, p. 153-156, 2000.

NANNI, A. S. et al. The neotropical reforestation hotspots: A biophysical and socioeconomic typology of contemporary forest expansion. **Global Environmental Change**, v. 54, p. 148-159, 2019.

NARDELLI, A. M. B.; GRIFFITH, J. J. Modelo teórico para compreensão do ambientalismo empresarial do setor florestal brasileiro. **Revista Árvore**, v. 27, n. 6, p. 855-869, 2003.

NASA. **New NASA Probe Will Study Earth's Forests in 3-D**. 2014. Disponível em: <https://www.nasa.gov/content/goddard/new-nasa-probe-will-study-earth-s-forests-in-3-d/>. Acesso em: 20 mar. 2018.

OLIVEIRA, C. M. M.; CESSA, R. M. A.; OLIVEIRA, J. Â. M. Delimitation of permanent preservation areas on different espacial resolution. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 43, n. 1, p. 171-180, 2020.

PALACE, M. W. et al. Estimating forest structure in a tropical forest using field measurements, a synthetic model and discrete return lidar data. **Remote Sensing of Environment**, v. 161, p. 1-11, 2015.

PANTOJA, N. V. **Alteração da cobertura florestal e biomassa em área de manejo florestal no Estado do Acre integrando dados de campo e sensores remotos**. 90 f. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus,2017.

PAPA, D. A. **Impacto do manejo de precisão em florestas tropicais**. 2018. 113 f. Dissertação (Mestrado em Recursos florestais) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz Queiroz", Piracicaba, 2018.

PAPA, D. A. et al. Evaluating tropical forest classification and field sampling stratification from lidar to reduce effort and enable landscape monitoring. **Forest Ecology and Management**, v. 457, p. 1-9, 2020.

PEARSON, T. R. H. et al. Remote assessment of extracted volumes and greenhouse gases from tropical timber harvest. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 6, p. 1-10, 2018.

PINAGÉ, E.R.; MATRICARDI, E.A.T. Detecção da infraestrutura para exploração florestal em Rondônia utilizando dados de sensoriamento remoto. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 3, p. 377-390, 2015.

PINAGÉ, E. R. et al. Long-Term Impacts of Selective Logging on Amazon Forest Dynamics from Multi-Temporal Airborne LiDAR. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 1-21, 2019.

PIPONIOT, C. et al. Optimal strategies for ecosystem services provision in Amazonian production forests. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 12, p. 1-13, 2019.

POGGIANI, F., STAPE, J.L., GONÇALVES, J.L.M. Indicadores de sustentabilidade das plantações florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 31, p. 33-44, 1998.

POKORNY, B.; ADAMS, M. What do criteria and indicators assess? An analysis of five C&I sets relevant for forest management in the Brazilian Amazon. **International Forestry Review**, v. 5, n. 1, p. 20-28, 2003.

POPESCU, S.C. **Estimating Plot-Level Forest Biophysical Parameters Using small-Footprint Airbone Lidar Measumerents**. 2002. 115 f. Tese (Doutorado em Florestas) – Departament of Forestry, Virginia Tech, 2002.

POPPENGA, S. K.et al. Hydrography Change Detection: The Usefulness of Surface Channels Derived From LiDAR DEMs for Updating Mapped Hydrography. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, n. 2, p. 371-389, 2013.

PUTZ, F. E. et al. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1427-1433, 2008.

R CORE TEAM (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 01 set. 2020.

REIS, L. P. et al. Dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na Amazônia Oriental. **Revista de Ciências Agrarias - Amazon Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 57, n. 3, p. 234–243, 2014.

REIS, B. **Monitoramento de áreas de restauração florestal e geração de recomendações de manejo adaptativo através de imagens obtidas por VANT e LIDAR**. 2017. 62 f. Dissertação (mestrado em ciência florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2017.

REIS, C. R. **Mapeamento das restrições operacionais e ambientais numa área de floresta amazônica por meio do escaneamento laser aerotransportado**. 2018. 116 f. Dissertação (mestrado em ciência florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2018.

REX, F. E. et al. Uso de dados LiDAR na estimativa de variáveis biofísica na Amazônia, sob diferentes resoluções espaciais. Nativa, v. 6, n. especial, p. 841-847, 2018.

REX, F. E. et al. Comparison of statistical modelling approaches for estimating tropical forest aboveground biomass stock and reporting their changes in low-intensity logging areas using multi-temporal LiDAR data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 9, p. 1-20, 2020.

RING, J. The Laser in Astronomy**. New Scientist**, United Kingdom, v. 18, n. 344, p. 672-673, June 1963.

RODRIGUEZ, L. C. E. et al. Inventário florestal com tecnologia laser aerotransportada de plantios de *Eucalyptus* spp no Brasil. **Ambiência**, v. 6, Ed. Especial, p. 67-80, 2010.

RUNKLE, J. R. Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. **Ecology**, v. 62, n. 4, p. 1041-1051, 1981.

SABOGAL, C. et al. **Diretrizes técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de Terra Firme na Amazônia Brasileira**. Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E), 2000.

SABOGAL, C. et al. **Diretrizes técnicas de manejo para produção madeireira mecanizada em florestas de terra firme na Amazônia brasileira**. 2009. Disponível em:<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/853000/diretrizes-tecnicas-de-manejo-para-producao-madeireira-mecanizada-em-florestas-de-terra-firme-na-amazonia-brasileira>. Acesso em: 20 nov. 2018.

SANTOPUOLI, G. et al. Machine learning algorithms to predict tree-related microhabitats using airborne laser scanning. **Remote Sensing**, v. 12, n. 13, p. 1-18, 2020.

SATAKE, A. et al. Estimating local interaction from spatiotemporal forest data, and Monte Carlo bias correction. **Journal of Theoretical Biology**, v. 226, n. 2, p. 225-235, 2004.

SATO, L. Y. et al. Post-Fire Changes in Forest Biomass Retrieved by Airborne LiDAR in Amazonia. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p. 1-15, 2016.

SCHLICHT, R.; IWASA, Y. Deviation from power law, spatial data of forest canopy gaps, and three lattice models. **Ecological Modelling**, v. 198, n. 3-4, p. 399-408, 2006.

SCHÖNGART, J. Growth-Oriented Logging (GOL): The Use of Species-Specific Growth Information for Forest Management in Central Amazonian Floodplains. In: W. J. JUNK; M. T. F. PIEDADE; F. WITTMANN; J. SCHÖNGART; P. PAROLIN (Orgs.) **Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management, Ecological Studies**. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 437-464, 2011. (Ecological Studies v. 210).

SCHWARTZ, G.; FALKOWSKI, V.; PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 97-103, 2017.

SCOLFORO, J. R. **Manejo florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1998.

SEYDACK, A. H. W. Regulation of Timber Yield Sustainability for Tropical and Subtropical Moist Forests: Ecosilvicultural Paradigms and Economic Constraints. In: T. PUKKALA; K. VON GADOW (Orgs.). **Continuous Cover Forestry, Managing Forest Ecosystems**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012. p. 129-165. (Managing Forest Ecosystems v. 23).

SFB. SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Fichas de parametrização de indicadores para fins de classificação e bonificação no lote de concessão florestal. Edital n° 01/2007 - Anexo 12, 2008. 26p.

SFB. SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Flona do Jamari RO**. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/concessoes-florestais/concessoes-florestais-florestas-sob-concessao/flona-do-jamari>. Acesso em: 30 mar. 2020.

SHAHI, S.; PULKKI, R. Supply chain network optimization of the Canadian forest products industry: A critical review. **American Journal of Industrial and Business Management**, v. 3, n. 7, p. 631-643, 2013.

SHAN, J.; TOTH, C. K. (Eds.). **Topographic laser ranging and scanning:** principles and processing. 2ª edição. CRC press, 2018. 654p.

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.

SHEN, X; CAO, L. Tree-Species Classification in Subtropical Forests Using Airborne Hyperspectral and LiDAR Data. **Remote Sensing**, v. 9, n. 11, p. 1-24, 2017.

SHERIDAN, R. D. et al. Modeling forest aboveground biomass and volume using airborne LiDAR metrics and forest inventory and analysis data in the Pacific Northwest. **Remote Sensing**, v. 7, n. 1, p. 229-255, 2014.

SILVA, J. N. M. et al. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, v. 71, p. 267-274, 1995.

SILVA, A. G. P. et al. Influência da janela do filtro de terreno em dados LiDAR sob duas coberturas florestais. In: **X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e SIG Aplicados à Engenharia Florestal**, v. 10, p. 65-72, 2012.

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**. 2013. 152 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2013.

SILVA, E. J. V.; PAPP, L. M. **Certificação e auditoria florestal**. In: Moraes, C. S. B; Pugliesi, E. Auditoria e certificação ambiental / Clauciana Schmidt Bueno de Moraes, Erica Pugliesi (Orgs). Curitiba: InterSaberes, 2014.

SILVA, C. V. J. et al. Floristic and structure of an Amazonian primary forest and a chronosequence of secondary succession. **Acta Amazonica**, v. 46, n. 2, p. 133-150, 2016.

SILVA, C. A. et al. Impacts of Airborne Lidar Pulse Density on Estimating Biomass Stocks and Changes in a Selectively Logged Tropical Forest. **Remote Sensin**g, v. 9, n. 10, p. 1-19, 2017.

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, 2018.

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, 2019a.

SILVA, J. C. et al. Métodos de medição da altura comercial de árvores na região Amazônica. **Scientia Forestalis**, v. 47, n. 123, p. 588-598, 2019b.

SILVA, E. F. et al. Optimized forest planning: allocation of log storage yards in the Amazonian sustainable forest management area. **Forest Ecology and Management**, v. 472, p. 1-9, 2020.

SOUZA, D. V. et al. Growth rate of tree species in a terra firme natural forest after logging and silvicultural treatments, in the municipality of Paragominas, Pará, Brazil. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 4, p. 873-883, 2015.

SØVDE, N.E.; LØKKETANGEN, A.; TALBOT, B. Applicability of the GRASP metaheuristic method in designing machine trail layout. **For. Sci. Technol**. 9, 187–194,2013.

STANTON, T. W. et al. ‘Structure’ density, area, and volume as complementary tools to understand Maya Settlement: An analysis of lidar data along the great road between Coba and Yaxuna. **Journal of Archaeological Science: Reports**, v. 29, p. 1-15, 2020.

STARK, S. C. et al. Amazon forest carbon dynamics predicted by profiles of canopy leaf area and light environment. **Ecology Letters**, v. 15, p. 1406-1414, 2012.

STONE, T. A.; LEFEBVRE, P. Using multi-temporal satellite data to evaluate selective logging in Pará, Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, n. 13, p. 2517-2526, 1998.

STRUNK, J. L. et al. An examination of diameter density prediction with k-NN and airborne LiDAR. **Forests**, v. 8, n. 11, p. 444, 2017.

SZOMBARA, S. et al. Analyses of the Prądnik riverbed Shape Based on Archival and Contemporary Data Sets-Old Maps, LiDAR, DTMs, Orthophotomaps and Cross-Sectional Profile Measurements. **Remote Sensing**, v. 12, n. 14, p. 1-30, 2020.

TAKAHASHI, K; RUSTANDI, A. Responses of crown development to canopy openings by saplings of eight tropical submontane forest tree species in Indonesia: a comparison with cool-temperate trees. **Annals of Botany**, v. 97, n. 4, p. 559-569, 2006.

VAGLIO LAURIN, G. et al. Tree height in tropical forest as measured by different ground, proximal, and remote sensing instruments, and impacts on above ground biomass estimates. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 82, p. 1-17, 2019.

VALBUENA, R. et al. Diversity and equitability ordering profiles applied to study forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 276, p. 185-195, 2012.

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.

VATRAZ, S. et al. Efeito da exploração de impacto reduzido na dinâmica do crescimento de uma floresta natural. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 109, p. 261-271, 2016.

WAGNER, W.; ULLRICH, A.; MELZER, T.; BRIESE, C.; KRAUS, K. From single-pulse to full waveform airborne laser scanners: potential and practical challenges. In: ISPRS CONGRESS INTERNATIONAL ARCHIVES OF PHOTOGRAMMETRY AND REMOTE SENSING, 20., 2004, Freiburg. **Anais**… Freiburg: ISPRS, 2004. p. 201-206.

WATSON, J. E.M. et al. The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 4, p. 599-610, 2018.

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.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1989.

WICKHAM, H. (2007). Reshaping Data with the reshape Package. **Journal of Statistical Software**, v. 21, n. 12, p. 1-20, 2007.

WICKHAM, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016. Disponível: <http://www.springer.com/gp/book/9783319242750>. Acesso em: 01 set. 2020.

YAN, W. Y.; SHAKER, A.; LAROCQUE, P. E. Water mapping using multispectral airborne LiDAR data. **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. XLII-3, p. 2047-2052, 2018.

YANG, Z. et al. Prediction of individual tree diameter and height to crown base using nonlinear simultaneous regression and airborne LiDAR data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 14, p. 1-22, 2020.

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.

ZARIN, D. J. et al. Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. **Conservation biology**, v. 21, n. 4, p. 916-925, 2007.

ZHANG, K. Identification of gaps in mangrove forests with airborne LIDAR. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 5, p. 2309-2325, 2008.

ZHANG, Z.; CAO, L.; SHE, G. Estimating forest structural parameters using canopy metrics derived from airborne LiDAR data in subtropical forests. **Remote Sensing**, v. 9, n. 9, p. 1-26, 2017.

ZHANG, Z. et al. Prediction of diameter distributions with multimodal models using LiDAR data in subtropical planted forests. **Forests**, v. 10, n. 2, p. 125, 2019.

ZHOU, X. et al. Estimation of tree height by combining low density airborne lidar data and images using the 3D tree model: A case study in a subtropical forest in China. **Forests**, v. 11, n. 12, p. 1-19, 2020.

ZHOU, L; BRAUN, W. J. Fun with the R Grid Package. **Journal of Statistics Education**, v. 18, n. 3, p. 1-35, 2010.

ZIMMERMAN, B. L.; KORMOS, C. F. Prospects for sustainable logging in tropical forests. **BioScience**, v. 62, n. 5, p. 479-487, 2012.