

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA NATUREZA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA FLORESTAL - CIFLOR

RENATO MESQUITA DA CUNHA

ESTIMATIVA DA PERDA DE BIOMASSA EM ÁREA DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NA AMAZÔNIA COM USO COMBINADO DE LIDAR E CÂMERA RGB A BORDO DE AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA

RIO BRANCO ACRE - BRASIL NOVEMBRO – 2018

RENATO MESQUITA DA CUNHA

ESTIMATIVA DA PERDA DE BIOMASSA EM ÁREA DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NA AMAZÔNIA COM USO COMBINADO DE LIDAR E CÂMERA RGB A BORDO DE AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Acre, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para a obtenção do título de Mestre em Ciência Florestal.

RIO BRANCO ACRE - BRASIL NOVEMBRO – 2018 Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da UFAC

C972e Cunha, Renato Mesquita da, 1983 -

Estimativa da perda de biomassa em área de manejo florestal sustentável na Amazônia com uso combinado de lidar e câmera RGB a bordo de aeronave remota remotamente pilotada / Renato Mesquita da Cunha; orientador: Dr. Marcus Vinicio Neves D' Oliveira. - 2018.

105 f.: il. ; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Acre, Mestrado Nacional Ciência Florestas, Mestre em Ciência Florestal, Rio Branco, 2018. Inclui referências bibliográficas.

1. Floresta tropical. 2. Exploração de impacto. 3. Sensoriamento remoto. I. D' Oliveira, Marcus Vinicio Neves (orientador). II. Título.

CDD: 634

Bibliotecária: Nádia Batista Vieira CRB-11º/882.



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação Centro de Ciências Biológicas e da Natureza Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal

> ATA DE SESSÃO DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DO MESTRANDO, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA FLORESTAL, **RENATO MESQUITA DA CUNHA** REALIZADA NO DIA TREZE DE NOVEMBRO DE 2018.

As quatorze horas do dia treze de novembro do ano de dois mil e dezoito, na sala de videoconferência da Universidade Federal do Acre, realizou-se a Defesa de Dissertação intitulada: "Estimativa da perda de biomassa em área de Manejo Florestal Sustentável na Amazônia com uso combinado de LIDAR e câmera RGB a bordo de aeronave remotamente pilotada", de autoria do mestrando, Renato Mesquita da Cunha, discente do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, em nível de Mestrado. A Comissão Examinadora esteve constituída pelos membros: Pesquisador, Dr. Marcus Vinício Neves D'oliveira (Presidente/Orientador/UFAC), Pesq. Dr. Evandro Orfanó Figueiredo (Colaborador/ EMBRAPA/Acre), Dra. Vera Lúcia Reis Brown (Membro externo/ IMC/ Acre. Após a exposição oral, houve arguição pelos examinadores. Ao final da arguição, reaberta a sessão pública, o discente foi considerado APROVADO pela Comissão Examinadora. E para constar, foi lavrada a presente ata, que será assinada pelos membros da Comissão.

Marcus Vinieio Neves D'oliveira Dr. Presidente/Orientador/UFAC),

Peso Dr. Evandro Orfanó Figueiredo (Colaborado) EMBRAPA/Acre)

Vera ta OWN

Dr^a. Vera Lúcia/Reis Brown (Membro externo/ IMC/ Acre)

Dedico este trabalho a Deus, a minha esposa Luciana, meus pais: Francisco Cunha e Maria Hilda, meus irmão: Ariane, Luciana, Vinícius, Daniel e ao meu amigo Daniel Papa.

Dedico!

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Acre e ao programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal pelas oportunidades oferecidas.

Ao Instituto de Meio Ambiente do Acre – IMAC, pelo suporte financeiro.

A Embrapa Acre pelo apoio logístico e compartilhamento de informações.

Ao meu orientador Marcus Vinicio, pela paciência e contribuição técnica.

Ao amigo e analista da Embrapa Daniel Papa, que muito contribuiu para conclusão desse trabalho.

Ao pesquisador Luís Claudio pela grande contribuição nas análises estatísticas.

Ao pesquisador Evandro Orfanó Figueiredo pelo conhecimento compartilhado sobre os ARPs.

À professora Symone Figueiredo pela contribuição relacionada ao sensoriamento remoto.

Ao professor Nei pelo apoio fundamental para conclusão desse trabalho.

A todos que de alguma maneira contribuíram para a realização desse trabalho.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Georreferenciamento de áreas com receptor GPS em atividade pré-
exploratório de inventário florestal conforme técnicas de manejo florestal de
precisão (Figueiredo, et al., 2007)
Figura 2. a) Abertura de estrada florestal: b) Pátio de estocagem na área de maneio
florestal
Figura 3. Foto aérea de clareira aberta por derrubada de árvores em atividade de
maneio florestal sustentável na Amazônia
Figura 4 Característica dos diferentes sistemas ALS (A) sistema de ondas contínuas
(full-waveform) e (B) sistema de pulsos (discrete echo) (GIONGO et al. 2010)
(fuir wavereinin) e (b) sistema de puises (diserece cene) (Grervere, et d., 2010). 24
Figura 5 (a) Localização da Floresta Estadual do Antimary- FEA no estado do Acre.
(b) Localização das LIPAs na EFA: (c) Topografia e hidrografia da EFA e: (d)
(b) Elocalização das OTAS na TEA, (c) Topografia e matografia da TEA e, $(a)Tipologias florestais predominantes na FEA 28$
Figura 6 a) Localização da LIPA 03 na EEA: b) áreas do estudo: voo Lidar (polígono
vormalha), voa APP (naligona, amarala), a naraalas, normanantas (naligonas
vermenio), voo AKr (pongono amareio) e parceias permanentes (pongonos
pieros, c) area do voo Lidar com suas raixas de voo, d) area do voo AKP e suas
$\mathbf{\Sigma} = \mathbf{Z} + \mathbf{U} + $
Figura /. Georreferenciamento com receptor L1/L2 dos vertices das parcelas
permanentes alocadas na Floresta Estadual do Antimary, Acre
Figura 8. (a) Modelo de ARP classe III, Phantom 4 pro; (b) ARP com seus
componentes, controle, dispositivo móvel e ponto de decolagem; (c)
georreferenciamento de alvo em campo
Figura 9. Fluxograma com etapas para estimativa de área impactada e perda de
biomassa
Figura 10. (a). Nuvem de pontos sem a normalização (b) efeito da normalização das
nuvens de pontos
Figura 11. Etapas para quantificação da perda de biomassa na área de impacto do
manejo florestal
Figura 12. (a) Gráfico de regressão BSAS MELO x BSAS Lidar; (b) gráfico de
resíduos
Figura 13. Nuvem de pontos Lidar das parcelas permanentes. a, b e c) Parcelas com
superestimava de BSAS [•] d e e f) Parcelas com subestimava de BSAS
Figura 14 a) Mana de biomassa (<i>raster</i>) para a área de o voo Lidar com resolução
esnacial de 100 m gerado a nartir da equação de BSAS ajustada com métricas
Lidar: b) mana de biomassa da área do voo ARP: c) gráfico hor plot com a
distribuição dos valores de BSAS para área do voo Lidar ($0 < BSAS < 500 \text{ Mg ha}^-$
aistriourçuo dos vulores de Dorro pura area do voo Eldar (o _ Dorro _ 500 Mg.lia

¹); d) histograma de distribuição de frequências de BSAS para área do voo Lidar
$(0 \le BSAS \le 500 \text{ Mg.ha}^{-1}).$
Figura 15. a) imagem RGB da área de estudo, com resolução espacial de 30 cm; b)
classificação da imagem RGB da área de estudo com o mapeamento das classes
Infraestrutura, floresta decídua, floresta e clareira; c) imagem ARP evidenciado a
classe infraestrutura (polígono vermelho) d) erro de classificação com a inclusão
de árvore decídua na classe de clareira (polígono amarelo) e) erro de classificação
decorrente inclusão de sombra na classe de clareira (polígono amarelo)
Figura 16. a) Ortofoto RGB em ARP na UPA 03R da FEA, contendo a classe estrada.
b) árvore de grande porte no trajeto da estrada que impediu a sua classificação
como estrada florestal

LISTA DE TABELAS

RESUMO

As florestas tropicais são fontes de produtos e serviços ambientais que contribuem para economia e regulação do clima mundial. Ao longo dos anos, o desmatamento e a degradação têm reduzido grandes extensões dessas florestas. Práticas sustentáveis como manejo florestal vêm sendo adotadas como alternativa de uso da terra. Entretanto, monitorar o uso sustentável das florestas é essencial para a sua conservação. Atualmente, o uso de geotecnologias no manejo de florestas tropicais vem se tornando uma realidade em vários países. Esse trabalho teve como objetivo avaliar o uso combinado de sensores Lidar e RGB em aeronave remotamente pilotada (ARP) para quantificação de áreas perturbadas pela extração seletiva em área de manejo florestal. O estudo foi realizado em uma área de exploração de 203,1 ha na Floresta Estadual do Antimary (FEA), entre os municípios de Bujarí e Sena Madureira, no estado do Acre. Amostras de 10 parcelas permanentes, de 1 ha, foram utilizadas para gerar modelos de regressão para estimar biomassa seca acima do solo (BSAS) para toda área do estudo a partir de métricas extraídas do voo Lidar realizado antes da exploração. O voo ARP foi realizado após a exploração e gerou uma ortofoto de alta resolução, a qual foi usada para classificação e quantificação das áreas impactadas por clareiras, estradas e pátios. Foi gerado um mapa de biomassa para toda área do estudo, com resolução de 100 x 100 m, a partir de duas variáveis preditoras Lidar: (i) elevação inter quartil e (ii) elevação L da curtose. A classificação da imagem RGB, obteve à acurácia global de 93,3% e índice de Kappa 0,91, considerado excelente. A área de impacto total representou 13 % da área do estudo e pela perda de BSAS 31,5 Mg.ha⁻¹; erro padrão (EP) ± 0.24 Mg.ha⁻¹, destes, a classe clareira correspondeu a 82% da área total impactada e média de BSAS perdida de 26,1 Mg.ha^{-1;} EP± 5,2 Mg.ha⁻¹. Os percentuais de área e perda de BSAS em área de exploração foram semelhantes a trabalhos utilizando exclusivamente com voo Lidar. O uso combinado dos dois sensores possibilitou estimativas precisas de biomassa e podem ser utilizadas em estudos de monitoramento de florestas tropicais sobre regime de manejo florestal.

Palavras-chaves: Floresta tropical; monitoramento; exploração de impacto reduzido, manejo de precisão; sensoriamento remoto.

ABSTRACT

Tropical forests are sources of environmental products and services that contribute to the economy and regulation of the global climate. Over the years deforestation and degradation have reduced large areas of these forests. Sustainable practices such as forest management have been adopted as an alternative land use. However, monitoring the sustainable use of forests is essential for their conservation. Currently, the use of geotechnology in the management of tropical forests has become a reality in several countries. This work aimed to evaluate the combined use of Lidar and RGB sensors in remotely piloted aircraft (RPA) for quantification of areas disturbed by selective extraction in a forest management area. The study was carried out in an exploration area of 203.1 ha in the Antimary State Forest (FEA), between the municipalities of Bujari and Sena Madureira, State of Acre. A sample of 10 permanent plots of 1 ha were used to generate regression models to estimate above - ground biomass (AGB) for the entire study area from metrics extracted from the Lidar flight performed prior to exploration. The ARP flight was performed after the exploration and generated a high resolution orthophoto, which was used in the classification and quantification of areas impacted by gaps, roads and log landings openness. A biomass map was generated the study area, with a resolution of 100 x 100 m, from two predictor Lidar variables: (i) interquartile elevation and (ii) elevation L of kurtosis. The classification of the RGB image, obtained with global accuracy of 93.3% and Kappa indices of 0.91, was considered excellent. The total impacted areas represented 13% of the study area and the loss of AGB 31.5 Mg.ha⁻¹ SE \pm 0,24 Mg.ha⁻¹. Gaps alone to 82% of the total impacted area or an average loss of 26.1 Mg.ha⁻¹ SE \pm 5.2 Mg.ha⁻¹. The percentages of area and AGB loss in the exploitation area were similar to works using exclusively with Lidar flight. The combined use of the two sensors enabled accurate estimates of biomass and can be used in tropical forest monitoring studies on tropical forest management.

Keywords: Tropical forests; monitoring; reduced-impact logging; RPA; precision management; remote sensing.

SUMÁRIO

L	ISTA DE FIGURAS	7
L	ISTA DE TABELAS	9
R	ESUMO	. 10
A	BSTRACT	11
1	INTRODUÇÃO	. 13
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	. 15
	2.1 Manejo Florestal Sustentável	15
	2.1.1 Exploração de Impacto Reduzido – EIR	16
	2.2 Avaliação e monitoramento do impacto do manejo florestal	19
	2.2.1 Tipos de impacto	19
	2.2.2 Técnicas de Monitoramento Florestal	20
3	MATERIAL E MÉTODOS	. 27
	3.1 Área de estudo	27
	3.2 Coleta de dados	29
	3.2.1 Parcelas de campo	29
	3.2.2 Coleta de dados Lidar aerotransportado	31
	3.2.3 Coleta de dados com fotogrametria de ARP	32
	3.3 Processamento e análise de dados	33
	3.3.1 Dados Lidar	34
	3.3.2 Dados RGB embarcados em ARP	36
	3.4 Quantificação da perda de biomassa na área de impacto do manejo floresta	al 37
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	. 39
	4.1 Estimativa de biomassa	39
	4.2 Classificação da ortofoto RGB obtida com ARP	45
	4.3 Estimativa do impacto da exploração florestal	47
5	CONCLUSÃO	. 50
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	. 51

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais, a exemplo da floresta Amazônica, são responsáveis pela maior parte da biodiversidade do planeta (VIEIRA et al., 2018), e ao longo dos anos, vêm sofrendo distúrbios antropogênicos, decorrentes do desmatamento e da degradação florestal. Estes fatores têm feito destas florestas, importante fonte de emissão de carbono para atmosfera, cooperando para o aquecimento global (LEI et al., 2018).

A conservação de áreas de floresta, em particular, por meio do uso sustentável dos recursos naturais, está no centro das discussões sobre as mudanças no clima global, previstas pelo Programa de Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+) das Nações Unidas (LEI et al., 2018). A quantificação precisa dos estoques de biomassa florestal é fundamental para entender as respostas dos diversos ecossistemas florestais a essas mudanças, bem como buscar práticas que diminuam seus efeitos (SHAO et al., 2018).

Os métodos convencionais de monitoramento de florestas demandam um inventário de campo intensivo, o que envolve um grande esforço humano, bem como altos custos de implantação e acompanhamento em campo, fatores esses, que torna impraticável a sua aplicação em grandes áreas (TIMOTHY et al., 2016). Muitos estudos vêm integrando métodos de campo com imagens de satélite (MARTINS et al. 2006; HOU et al., 2013; NEBA et al., 2014; SANDE et al., 2017). Apesar desses avanços, o uso de satélites convencionais apresenta limitações para caracterização de pequenas variações na estrutura de florestas densas, e são insuficientes para estimar, com precisão, variáveis como volume e biomassa (LEFSKY et al., 2002; PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012) em áreas degradadas e sob-regime de manejo florestal.

Nos últimos anos, novas metodologias de monitoramento da cobertura florestal foram desenvolvidas para a região amazônica, como o uso de sensores remotos ativos e passivos (D'OLIVEIRA et al.2014, FIGUEIREDO et al., 2016; MASCARO et al., 2011; NÆSSET; GOBAKKEN, 2008), proporcionando maior precisão na quantificação das alterações sofridas pela vegetação. O uso do sensor Lidar (Light Detection and Ranging) em áreas de floresta densa, por exemplo, é capaz de penetrar na vegetação e captar a variação da estrutura vertical da floresta (LEFSKY, et al., 2002) e por isso tem sido usado em larga escala na região amazônica, para fins de pesquisa e em projetos piloto de manejo florestal. Outra inovação no mapeamento das florestas é o uso de sensor RGB (red, green, blue) embarcado em aeronave remotamente pilotada (ARP) (ALEXANDER, et al., 2018; FIGUEIREDO et al., 2016), que tem como principal característica a autonomia de uso e custo baixo para coleta de dados comparado ao sobrevoo Lidar, apesar de limitações comuns a um sensor passivo, incapaz de captar dados abaixo da superfície da floresta.

O uso dos sensores Lidar e RGB embarcado em ARP são exemplos de inovações promovidas pelo avanço da geotecnologia capazes de mudar a forma de se planejar e executar atividades produtivas na região amazônica, proporcionando menor custo de coleta de dados, maior precisão das informações e redução do impacto ambiental da atividade em campo (D'OLIVEIRA; FIGUEIREDO; PAPA, 2014; FIGUEIREDO et al., 2016). Entretanto, ainda são poucos os estudos que avaliam o uso combinado dos sensores Lidar e RGB embarcado em ARP para monitoramento e quantificação de impacto causado por atividades de manejo florestal.

Por esse motivo, o objetivo geral desse estudo é avaliar os impactos decorrentes da exploração florestal, na Floresta Estadual do Antimary, com uso associado de sensor Lidar aerotransportado e fotogrametria com aeronave remotamente pilotada (ARP). Para tal, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Testar metodologia de classificação de ortofoto RGB em ARP para mapear áreas impactadas pela exploração florestal;
- Estimar a área de impacto e perda de biomassa decorrentes da exploração florestal com uso combinado de Lidar e sensor RGB em ARP.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Manejo Florestal Sustentável

Muitas são as definições de manejo florestal sustentável (MFS). Para a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação, "o manejo florestal sustentável como um conceito dinâmico e evolutivo visa manter e aumentar o valor econômico, social e ambiental de todos os tipos de florestas, para o benefício das gerações presentes e futuras" (FAO, 2009). Para Higuchi et al. (2005), manejo florestal sustentável é a condução de um povoamento florestal aproveitando apenas aquilo que ele é capaz de produzir, ao longo de um determinado período de tempo, sem comprometer a sua estrutura natural e o seu capital inicial.

Em meados do século XIX, as primeiras tentativas de introduzir técnicas de manejo florestal na Amazônia foram feitas a partir do conceito da silvicultura desenvolvida na Europa Central (SANTOS et al., 2003). As técnicas silviculturais foram adaptadas com objetivo de minimizar os impactos ambientais à floresta remanescente nas práticas de exploração madeireira, tendo por pressuposto a produção sustentada (BARRETO et al., 1993). No Brasil, o marco regulatório do manejo florestal foi o código florestal de 1965. Essa lei definiu que as florestas primárias da Amazônia só poderiam ser utilizadas através de planos técnicos de manejo (BARRETO et al., 1993). De acordo com o novo Código Florestal, o manejo florestal sustentável (MFS) é

[...] a administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos e sociais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema. Esta definição deixa claro que para ser sustentável, o manejo deve ser economicamente viável, ecologicamente correto e socialmente justo. (Brasil, 2012).

Apesar dos avanços legais, as normas que regulam a atividade de manejo florestal no Brasil não se atualizam com a mesma velocidade dos avanços científicos e tecnológicos. Portanto, é fundamental que haja um aperfeiçoamento constante nas normas, recomendações e procedimentos que direcione com maior ênfase o manejo de florestas tropicais para sua sustentabilidade (BRAZ, 2010).

2.1.1 Exploração de Impacto Reduzido – EIR

As florestas tropicais são muito diversas tanto do ponto de vista biológico, como topografia e clima, por esta razão não existe método único para sua exploração, mas sim adaptações de técnicas mais apropriadas para cada local (PUTZ et al., 2008). A exploração de impacto reduzido (EIR) consiste no emprego de diretrizes técnicas desenvolvidas para favorecer a regeneração natural, minimizar danos ao solo, à água e as espécies remanescentes a fim de proteger a diversidade biológica e permitir a manutenção dos processos cíclicos dos ecossistemas (AMARAL; AMARAL NETO, 2000; BARRETO et al., 1998).

A Exploração de Impacto Reduzido é dividida em três fases distintas: préexploratória, exploratória e pós-exploratória (AMARAL; AMARAL NETO, 2000; BARRETO et al., 1998).

2.1.1.1 Fase pré-exploratória

A fase pré-exploratória ocorre geralmente um ano antes da exploração. Nesta fase são realizadas atividades de macro e microplanejamento da área de manejo, bem como atividades de campo. Quanto ao planejamento, são definidas as áreas a serem exploradas ou unidades de produção anual – UPA, bem como suas subdivisões em unidades de trabalho. Já em campo, as atividades pré exploratórias são: abertura de picadas, inventário florestal 100% ou censo, corte de cipós e microzoneamento da hidrografia (AMARAL; VERÍSSIMO; BARRETO, 1998).

Com a evolução das ferramentas tecnológicas de sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas, houve a incorporação destas na atividade préexploratória, o que viabilizou o georreferenciamento das árvores (Figura 1) e dos cursos d'agua com GPS de alta sensibilidade, aumentando a precisão das informações coletadas em campo. Com essas informações é possível gerar mapas com o planejamento de toda a infra-estrutura da exploração, como: pátios, estradas principais e secundárias (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2007).



Figura 1. Georreferenciamento de áreas com receptor GPS em atividade préexploratório de inventário florestal conforme técnicas de manejo florestal de precisão (Figueiredo, et al., 2007)

2.1.1.2 Fase exploratória

Na fase exploratória ocorrem as atividades de abertura de estradas e pátios de estocagem, derrubada das árvores selecionadas para o corte e o transporte das toras até a indústria (BRASIL, 2006).

As atividades de abertura de estradas e pátios consistem na retirada total da vegetação, respeitando o traçado estabelecido no planejamento pré-exploratório (Figura 2). As dimensões das estradas variam de 4 a 6 metros de largura e os pátios de estocagem têm área variando entre 500 e 625 m² (AMARAL; VERÍSSIMO; BARRETO, 1998).



Figura 2. a) Abertura de estrada florestal; b) Pátio de estocagem na área de manejo florestal.

A operação de corte das árvores é executada pelo motosserrista, seguindo técnicas de queda direcionada, considerando os seguintes aspectos: direção de queda natural, presença de árvores remanescentes e clareiras naturais; de forma a minimizar o dano na floresta. A derrubada das árvores provoca dois tipos de impacto: o dano na vegetação remanescente decorrente da queda da copa e fuste da árvore e, a abertura do dossel e entrada de luz no entorno do toco da árvore derrubada (Figura 3) (AMARAL; VERÍSSIMO; BARRETO, 1998).



Figura 3. Foto aérea de clareira aberta por derrubada de árvores em atividade de manejo florestal sustentável na Amazônia.

A operação de arraste, consiste na retirada da árvore cortada e seccionada em toras do interior da floresta até o pátio de estocagem. Este procedimento é executado pelo operador do trator florestal (skidder) e o seu ajudante, este último localiza a árvore abatida e planeja, por meio de fitas de sinalização, o melhor caminho para a execução das trilhas de arraste, desviando de árvores de grande porte, proibidas de corte, troncos e de outros obstáculos para a passagem do skidder. Na operação de arraste de toras, as árvores são retiradas pelo *skidder* por uma trilha de arraste secundária, que leva a uma trilha primária ou principal e desta até o pátio de estocagem (AMARAL; VERÍSSIMO; BARRETO, 1998; (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2007).

2.1.1.3 Fase pós-exploratória

Com o término da exploração inicia-se uma fase muito importante, a pósexploratória. Essa fase tem um conjunto de atividades voltadas para a avaliação do impacto da exploração, monitoramento do restabelecimento da vegetação e favorecimento do crescimento da floresta com objetivo de contribuir para a manutenção da capacidade produtiva da floresta para o ciclo de produção (SABOGAL et al., 2009).

Nesta fase, são adotadas medidas de proteção às áreas exploradas, para evitar a ocorrência de incêndios florestais, invasões, caça e pesca e a exploração ilegal de madeira (SABOGAL et al., 2000).

O monitoramento do crescimento da floresta após a exploração é fundamental para se avaliar o efeito da intensidade de exploração executado na área, e a capacidade de resiliência da floresta ao longo do tempo. Isso pode ser feito utilizando-se métodos diretos de medição em campo, por meio de parcelas permanentes (SILVA et al., 2015) ou de modo indireto, com uso de técnicas de sensoriamento remoto (DJOMO; CHIMI, 2017).

2.2 Avaliação e monitoramento do impacto do manejo florestal

A Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) pode ser entendida como uma ferramenta de planejamento, de cunho técnico-cientifico que é empregada na identificação, previsão e interpretação de efeitos ambientais de uma dada ação humana (SANCHEZ et al., 1995). Na atividade de manejo florestal, não é diferente, pois envolve a exploração de recursos naturais e consequentemente, causa impacto na paisagem florestal. A avaliação e monitoramento do impacto são atividades fundamentais para assegurar a conservação e continuidade da produção madeira para os próximos ciclos de corte (IFT, 2014; SABOGAL, 2000).

2.2.1 Tipos de impacto

As operações florestais, com destaque a exploração madeireira, geram impactos ambientais como: (i) diminuicão da cobertura florestal; (ii) danos as árvores remanescentes; (iii) alteração da composição florística e; (iv) perda de biomassa florestal para construção de estradas e pátios de estocagem.

O corte e arraste de árvores, a construção de estradas e pátios são etapas da exploração florestal que a priori, diminuem a cobertura florestal. A dimensão desses danos varia conforme a intensidade de exploração, e do seu adequado planejamento e

da organização e capacitação da equipe envolvida na execução da atividade (JARDIM; SERRÃO; NEMER, 2007; SIST, 2000; JONG; SMITH, 2011). A derrubada de árvores exploráveis é responsável pela formação de clareiras no local da queda da copa e do fuste, danificando as árvores remanescentes. Outra consequência do corte é o desenvolvimento de espécies indesejadas e de baixo interesse comercial em razão da maior incidência de luz ocasionada pela abertura do dossel florestal (JARDIM; SERRÃO; NEMER, 2007; SILVA, 1989).

A redução da cobertura florestal provocada pelas clareiras pode ser representada pelo volume e número de árvores abatidas por unidade de área, bem como por área aberta por hectare. É importante levar em consideração o tamanho das clareiras, pois elas exercem influência na perda de árvores e no número de indivíduos remanescente, interferindo diretamente na regeneração natural da floresta (SCHUPP, 1989).

Em operações de arraste de toras, as árvores ao longo de trilhas estão vulneráveis a incidência de danos principalmente nas cascas em árvores grandes e quebra ou remoção em casos de árvores menores isso se deve ao intenso movimento do trator florestal *skidder* em busca das árvores abatidas (SILVA, 1989).

A abertura de estradas e pátios constitui fatores que geram perturbações na floresta. A construção dessas infraestruturas resulta na remoção total da vegetação ao longo se suas áreas. Embora haja completa supressão arbórea, ressalta-se, que essas infraestruturas são construídas seguindo diretrizes técnicas da exploração de impacto reduzido que recomenda que o seu trajeto seja construído desviando de árvores grandes e em terrenos planos e bem drenados, o que contribui para a redução de danos (FIGUEIREDO et al., 2007; WOODS, 1989).

A avaliação de impactos da exploração florestal é importante para analisar a qualidade da execução do manejo, bem como, gerar elementos técnicas que subsidiem a adoção de medidas que atenuem danos e maximizem os rendimentos da atividade florestal (PUTZ et al., 2000).

2.2.2 Técnicas de Monitoramento Florestal

2.2.2.1 Parcelas Permanentes

O uso de parcelas permanentes constitui uma ferramenta importante para o monitoramento florestal, uma vez que através delas é possível conhecer o comportamento da floresta face às mudanças ambientais, tanto naturais como antrópicas. Por meio delas, se obtém dados qualitativos e quantitativos da floresta, que são fundamentais para se estimar os estoques florestais, bem como suas perdas, além de prever a sua continuidade para os próximos anos (SILVA et al., 2015). Tais informações são obtidas por diversos métodos de amostragem ou pela enumeração de indivíduos específicos (SCOLFORO; MELO, 2006).

Os métodos de amostragem possibilitam a obtenção de parâmetros florísticos, fitossociológicos e qualitativos da floresta que permitem traçar estratégias de manejo dos recursos naturais (BRITO et al., 2007). O método mais difundido para monitorar a dinâmica da floresta é o método de área fixa através de parcelas permanentes.

As parcelas permanentes são empregadas frequentemente para obtenção de variáveis dendrométricas nas quais com a utilização de equações alométricas é possível estimar os estoques de biomassa e carbono existentes na floresta (BOMBELLI et al., 2009). A utilização de parcelas permanentes é relevante, também, para compreender os processos dinâmicos envolvidos no estabelecimento e desenvolvimento das florestas permitindo traçar estratégias de conservação e uso sustentado dos recursos nelas existentes (KANIESKI et al., 2012). As desvantagens das parcelas permanentes estão relacionadas aos altos custos de implantação e medição (PÉLLICO NETO; BRENA, 1997).

2.2.2.2 Sensoriamento remoto

O sensoriamento remoto (SR) pode ser compreendido como um processo de obtenção de informações de um objeto sem que haja um contato físico com mesmo (MENESES et al., 2012). O início das medições se deu através de pipas, balões, aeronaves e pássaros. Na atualidade, as imagens são obtidas por satélites, aviões, ARPs entre outros (MENESES et al., 2012).

O SR baseia-se no princípio da emissão e reflexão de energia emitida pela superfície terrestre. Para isso se faz necessário três elementos fundamentais: (i) sensor, que faz a captação da energia refletida ou emitida em diferentes comprimentos de onda; (ii) radiação eletromagnética (REM), que consiste na união de campo magnético e campo eletromagnético que se propagam no vácuo transportando energia; (iii) alvo, corpo que em função da sua natureza, reflete energia em diferentes comprimentos de onda (FLORENZANO, 2011).

Em SR os sensores utilizados então divididos em duas categorias: Os passivos e ativos. Sensores passivos registram energia eletromagnética refletida ou emitida pelo alvo tendo como fonte a radiação solar. São exemplos de sensores passivos, os sensores multiespectrais a bordo de diversos satélites como *RapidEye*, *Spot*, *Landsat* 8, *Quickbird*, dentre outros. No caso dos sensores ativos, eles proporcionam sua própria fonte de energia. São exemplos: os radares, sonares e o Lidar (FILHO et al., 2006).

As imagens de sensores remotos apresentam diversas resoluções a serem classificadas:

• Resolução espacial: refere-se à dimensão do terreno que é representado pelo menor elemento da imagem. Baixas resoluções podem ser aplicadas para estudos em maior escala;

• Resolução espectral: refere-se ao número e tamanho dos intervalos de comprimento de onda do espectro estudado;

• Resolução temporal: refere-se ao intervalo de tempo para obtenção de imagens de um mesmo local;

• Resolução radiométrica: refere-se à forma e a precisão de como a radiação eletromagnética é medida pelo sensor.

Diversas são as aplicações do sensoriamento remoto, dentre eles destacam: identificação de áreas desmatadas e degradadas, estimativas de biomassa, monitoramento de queimadas, produtividade de plantios florestais e agrícolas (HOU et al., 2013).

2.2.2.3 LIDAR (Light Detection and Ranging)

O LiDAR, sigla empregada para *Light Detection and Ranging* ou Sistema de Varredura a Laser (ALS), é o termo usado para denominar esta tecnologia de sensoriamento remoto. A tecnologia Lidar é baseada nos mesmos princípios utilizados no sistema de Radar, com a diferença de que, ao invés do uso de ondas de rádio para localizar os objetos de interesse, o sistema Lidar utiliza pulsos de luz (GIONGO et al., 2010).

A tecnologia Lidar foi inicialmente planejada para a utilização em levantamento de dados para a elaboração de Modelos Digitais de Elevação (MDE), em que os métodos tradicionais não eram suficientes, principalmente em áreas de difícil acesso. Seu funcionamento consiste na emissão de feixes de laser em direção a superfície terrestre, sendo refletidos após atingir os objetos (terreno, florestas, edificações) e posteriormente registrado pelo sensor (LATIFI et al., 2015). Ocorre que para cada pulso que se emite, há o registro preciso da localização e orientação do ponto de lançamento do pulso e do tempo de percurso entre o veículo que transporta o sensor (emissor) e o ponto atingido pelo pulso na cena alvo, o que possibilita que seja calculada a distância e a localização de cada ponto (WAGNER; ULLRICH; MELZER, 2004).

Os sensores de varredura a laser apresentam uma grande vantagem em relação aos clássicos sensores passivos (fotografias aéreas e imagens de satélite) é que o laser não precisa da luz solar como fonte de iluminação. Desta forma, seus dados não são prejudicados pela sombra causada por nuvens ou objetos vizinhos (WAGNER; ULLRICH; MELZER, 2004). Outro diferencial deste sensor é que os pulsos de laser podem penetrar por pequenas aberturas no dossel da floresta e fornecer informações sobre a estrutura florestal e também sobre o relevo destas áreas (BABCOCK et al., 2015).

O produto do sensor Lidar são dados tridimensionais, em forma de nuvem de pontos (x, y e z) com elevada precisão, que correspondem a superfícies e objetos presentes no terreno (WAGNER; ULLRICH; MELZER, 2004).

No tocante do sistema de registro, que refere-se a forma como o pulso laser é armazenado, estes podem ser classificados em: retornos discretos (*discrete return*) e o retornos de onda continua ou completa (*full-waveform*), conforme ilustrado na Figura 4.

23



Figura 4. Característica dos diferentes sistemas ALS, (A) sistema de ondas contínuas (full-waveform) e (B) sistema de pulsos (discrete echo) (GIONGO, et al., 2010).

O emprego da tecnologia Lidar considera duas abordagens principais para caracterizar os recursos florestais. A primeira dependente de área para o fornecimento de dados em nível de área (ABA- Abordagem baseada em área) (MEANS et al., 2000) e a outra com foco na identificação de árvores individuais (ITD – Detecção de árvore individual), onde as unidades de amostra básica são arvores individuais (WULDER et al., 2012).

Na abordagem ABA as nuvens de pontos obtidas representam uma área determinada (parcela ou talhão) (HILL; HINSLEY; BROUGHTON, 2014; NI-MEISTER et al., 2010; TORRESAN et al., 2017). A metodologia baseia-se na forte correlação entre os atributos florestais e as métricas extraídas dos dados Lidar. Com base nos dados coletados, de uma parcela, são calculadas métricas que permitem a caracterização florestal, as quais atuam como variáveis preditoras de atributos mensurados em campo (WHITE et al., 2013).

2.2.2.3.1 Aplicações do LIDAR na área florestal

As aplicações na área florestal são diversas, uma vez que fornece informações de variáveis extremamente uteis para a ciência florestal. A altura do dossel é uma variável relevante para a estimativa de biomassa florestal (FELDPAUSCH et al., 2012), além desta é possível medir a profundidade da copa, densidade do dossel emergente e cobertura da copa (HARDING; CARABAJAL, 2005).

Laurin et al. (2016) utilizaram dados Lidar para estimar biomassa acima do solo e riqueza de três espécies florestais em floresta tropical em Gana. Baccini et al. (2012) e Saatchi et al. (2011) utilizaram dados GLAS, imagens de satélite e medidas no campo para gerar mapas de estoque de carbono florestal para regiões tropicais. Asner et al. (2012a e 2012b), utilizando a integração de dados LiDAR aerotransportado, imagens de satélite e parcelas no campo, obtiveram mapas de carbono florestal de alta resolução de parte das florestas Amazônia na Colômbia, Peru e todo o ecossistema florestal da Costa Rica. D'Oliveira et al. (2012) estimaram a biomassa florestal acima do solo e identificaram áreas afetadas por manejo florestal de baixo impacto em 1.000 ha na Floresta Estadual do Antimary, Acre, Amazônia Sul-Ocidental, usando inventário em parcelas no campo e dados LiDAR aerotransportado.

2.2.2.4 Aeronave Remotamente Pilotada (ARP)

As ARPs podem ser entendidos como veículos aéreos motorizados e não tripulados (EVERAERTS, 2008). Estes veículos são controlados remotamente, semiautônomos, autônomos ou possuem uma combinação dessas capacidades. Comparando o ARP com as aeronaves tripuladas, a principal diferença entre os dois sistemas é que na ARP nenhum piloto está fisicamente presente na aeronave. Isso não significa necessariamente que uma ARP voe por si só de forma autônoma (HORUS, 2017).

Atualmente um novo termo vem sido muito empregado na literatura, trata-se do Sistema de Aeronaves não tripuladas ou sistema aéreo não tripulado, este é compreendido como um conjunto de tecnologias complementares reunidas para execução de uma tarefa especifica. Esse sistema é composto por três componentes principais: o veículo não tripulado, a estação de controle terrestre e o link de comunicação e transmissão de dados (ZHANG et al., 2016).

25

Um voo de uma ARP é, predominantemente, constituído de um operador. A maioria das aeronaves é de asa fixa ou rotativa, com peso inferior a 30 kg, dentro de um alcance inferior a 10 km e altitude abaixo de 300 metros, conduzindo uma câmera óptica de pequeno ou médio formato (geralmente no espectro do visível) e pilotada remotamente por um ser humano ou pilotada automaticamente por um piloto automático com base em duas principais tecnologias de navegação, sistema global de navegação por satélites (GNSS) e sistema de navegação inercial (INS) (COLOMINA; MOLINA, 2014).

As ARPs vem sendo empregados em mapeamentos fotogramétricos no qual executam voos equipados com câmeras fotográficas no qual percorrem áreas, fotografando-as verticalmente, conforme alguns preceitos técnicos como: ângulo máximo de cambagem, sobreposição frontal e lateral entre as fotos, entre outros (GUO et al., 2017). Com as ARPs é possível obter imagens, que processadas por softwares específicos que geram os materiais cartográficos, como ortofoto, modelo digital de superfície – MDS, modelo digital do terreno – MDT, nuvem de pontos, dentre outros (ZONGJIAN, 2008).

2.2.2.4.1 Aplicações das ARPs para área Florestal

As aplicações das ARPs na área florestal são diversas, uma vez que fornece uma série de informações úteis em atividades florestais, como a determinação do número de árvores por hectare, grau de cobertura de copas e estado fitossanitário de povoamentos florestais (SOARES et al., 2015). A avaliação de regeneração florestal e biodiversidade de aves frugívoras também foi feita com uso de ARP na Costa Rica (ZAHAWI et al., 2015). Estimativa de parâmetros como altura total, altura média do dossel, biomassa e volume de árvores em áreas de florestas temperadas com uso de ARP (DANDOIS; ELLIS, 2010; GUO et al., 2017; LISEIN et al., 2013) já são frequentemente obtidas para o gerenciamento de florestas nativas e plantas em alguns países.

Wallace et al. (2012) utilizaram uma ARP com sensor LIDAR acoplado para a realização do inventário florestal na Tasmânia. Figueiredo et al (2016a e 2016b) utilizaram ARP para o planejamento florestal e para estimativa de volume de madeira em pátio em floresta tropical. Figueiredo et al. (2018) dimensionaram área de impacto florestal na Amazônia.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Floresta Estadual do Antimary (FEA) no estado do Acre (Figura 2a). A FEA tem uma área de aproximadamente 46.000 ha e está localizada entre os municípios de Bujarí e Sena Madureira (Figura 5b). Possui uma Área de Manejo Florestal (AMF) de 37.687 ha, subdivida em 14 Unidades de Produção Anual (UPA).

O clima da região é classificado como Awi (Köppen) com uma precipitação anual de cerca de 2000 mm e uma temperatura média de 25°C. As estações húmidas e secas podem ser reconhecidas. A estação seca ocorre entre os meses de junho a setembro. A estação chuvosa, dura de outubro a maio. A área possui uma topografia suave com um alcance de elevação variando de 157 a 228 metros (Figura 5c) (EROS, 2015). A região de estudo está inserida na microbacia do rio Antimary, que tem vários afluentes dentro da FEA. Os solos predominantes são latossolos amarelos distróficos com alto teor de argila (FUNTAC, 1990).

Na FEA existem três tipos de floresta predominantes: floresta tropical densa com copa uniforme e árvores emergentes, floresta tropical densa com presença de palmeiras e floresta aberta com bambu (Figura 5d), denominadas tabocal dominadas por uma espécie de bambu conhecida localmente como tabocas (*Guadua sp.*) (ACRE, 2006).



Figura 5. (a) Localização da Floresta Estadual do Antimary- FEA no estado do Acre;
(b) Localização das UPAs na FEA; (c) Topografia e hidrografia da FEA e;
(d) Tipologias florestais predominantes na FEA.

O estudo foi realizado na UPA 03, cuja área total é de 3.970,55 hectares. Deste total, 1.462,08 ha foram explorados entre os anos de 2011 e 2013, e 1000,49 ha, em 2017 (SEMA, 2016). Esta última constitui um remanescente da UPA 03, denominada UPA 03R, onde se concentrou esse estudo de avaliação de impacto. A intesidade de exploração e o volume total autorizados na UPA 03R foram de 25,812 m³/ha e 19.200,636 m³, respectivamente, para um ciclo de corte de 30 anos (SEMA, 2016).

O planejamento da exploração utilizou técnicas de manejo de precisão, como mapeamento de árvores e hidrografia com uso de receptor GPS, traçado da rede viária pelos divisores de água e locação de pátios de estocagem em áreas de relevo plano e proximidade de árvores de maior volume. A execução do plano de manejo seguiu técnicas de exploração de impacto reduzido, como queda direcionada de árvores, planejamento de arraste e largura máxima da estrada de 4 metros.

3.2 Coleta de dados

A coleta de dados foi composta por três etapas distintas: parcelas de campo, sobrevoo Lidar e fotogrametria com ARP.

3.2.1 Parcelas de campo

Os dados de campo foram coletados em 10 parcelas de 100 x 100 metros (1 hectare), na Unidade de Produção Anual 03 da Floresta Estadual do Antimary. As parcelas foram instaladas e medidas pela primeira vez em 2013. Após a primeira fase da exploração florestal da UPA 03, que terminou em 2014, cinco parcelas permanentes foram afetadas pela exploração. Por essa razão, as dez parcelas tiveram que ser remedidas, em 2015, para avaliar os danos da exploração (Figura 6).



Figura 6. a) Localização da UPA 03 na FEA; b) áreas do estudo: voo Lidar (polígono vermelho), voo ARP (polígono amarelo) e parcelas permanentes (polígonos pretos; c) área do voo Lidar com suas faixas de voo; d) área do voo ARP e suas faixas de voo.

Em cada parcela foram tomadas medidas de circunferência a altura do peito (CAP), a 1,30 metro de altura do solo, de todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito $(DAP) \ge 10$ cm. A variável diâmetro foi utilizada para estimar a biomassa seca acima do solo (BSAS) por meio de uma equação alométrica ajustada para a região da área de estudo (MELO, 2017).

$$BSAS = (DAP^{2,671} \times 0,064)/1000$$

Em que:

BSAS: Biomassa seca acima do solo expressa em Mg.ha⁻¹ (megagrama por hectare); DAP: $\frac{CAP}{\pi}$ Diâmetro acima do peito em cm. A BSAS por parcela foi calculada pelo somatório da biomassa de todos os individuos levantados e, posteriormente, submetida ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk para identificar se os dados destas possuem distribuição normal e atendem aos pressupostos da regressão linear (SHAPIRO; WILK, 1965).

Foi calculada a densidade por parcela, na qual consistiu na contagem do número total de indivíduos inventariados em cada parcela.

Os vértices de cada parcela foram georeferrenciados com o receptor GNSS (Global Navigation Satellite Systems) modelo Zênite C (TECHGEO, 2018) de dupla frequência (L1 e L2) (Figura 7). Em cada vértice, o tempo de coleta foi de aproximadamente 10 a 15 minutos por ponto, o que conferiu precisão submétrica ao mesmo (TECHGEO, 2018).



Figura 7. Georreferenciamento com receptor L1/L2 dos vértices das parcelas permanentes alocadas na Floresta Estadual do Antimary, Acre.

3.2.2 Coleta de dados Lidar aerotransportado

O sobrevoo Lidar foi realizado em setembro de 2015, após a primeira fase da exploração da UPA 03 e antes da segunda fase que ocorreu no ano de 2017. Foi

utilizada uma aeronave CESSNA 206 equipada com o sensor LIDAR Harrier, modelo 68i da Trimble, que voou a 800 metros de altura, com uma frequência de operação de 300 kHz, ângulo de escaneamento de até 45° e footprint local de 30 cm. A densidade média de retornos foi de 6,84 pts/m², com precisão horizontal de \pm 0,2 cm e vertical de \pm 0,45 cm.

3.2.3 Coleta de dados com fotogrametria de ARP

O mapeamento fotogramétrico foi feito em setembro de 2017, após a exploração da área selecionada para o estudo dentro da UPA 03R, com uso de uma Aeronave Remotamente Pilotada (ARP) classe III, modelo Phantom 4 PRO (P4pro) da marca DJI (Figura 8a). O ARP é equipado com sistema GNSS (GPS e Glonass) de alta sensibilidade, barômetro, acelerômetro, giroscópio, bússola e câmera RGB Sony EXMOR de 20 megapixel, com lente de 24 mm (equivalente 35 mm), acoplada a um gimbal eletrônico 3 eixos (*PHANTOM 4 PRO/PRO+*, 2017).

Os voos foram realizados de forma autônoma, com uma velocidade constante de 12 m/s, altura de 160 metros acima do solo e sobreposição de 80% entre as faixas de voo. Os parâmetros dos voos foram calculados conforme Figueiredo et al (2016). O equipamento multirrotor tem homologação federal e as missões de voo foram aprovadas junto ao Departamento de Controle do Espaço Aéreo (DECEA).

As fotos foram georreferenciadas a partir de pontos de controle coletados em campo durante os voos (Figura 8b,c). Foram coletadas as coordenadas de cinco pontoscontrole com receptor GPS L2, com 60 minutos de apropriação em cada ponto e pósprocessamento com a estação de referência RIOB 93911 da Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC). O erro de precisão calculado nos eixos x e y do voo foi de 3,6 cm.



Figura 8. (a) Modelo de ARP classe III, Phantom 4 pro; (b) ARP com seus componentes, controle, dispositivo móvel e ponto de decolagem; (c) georreferenciamento de alvo em campo.

3.3 Processamento e análise de dados

A seguir é apresentado o fluxograma do processamento dos dados referentes a esse estudo (Figura 9).



Figura 9. Fluxograma com etapas para estimativa de área impactada e perda de biomassa.

3.3.1 Dados Lidar

A partir do conjunto de dados Lidar, foram extraídos os retornos que ocorreram dentro das 10 parcelas de campo, formando uma nuvem de pontos Lidar para cada uma delas. Em seguida, feito o procedimento de normalização dos dados de cada parcela a partir da diferença da cota de elevação de cada retorno Lidar em relação ao modelo digital do terreno (MDT). O MDT foi produzido com resolução de 1 m² a partir da filtragem dos pontos Lidar que atingiram a superfície do solo (Figura 10). Com isso, foi possível obter a variável altura (z) dos pontos da nuvem normalizada, com a qual foram geradas as estatísticas descritivas do Lidar para cada parcela (Tabela 1). Nessa etapa, utilizou-se todos os retornos acima de 1 m de altura para reduzir a quantidade de ruídos que ocorrem nesta faixa causados pela vegetação baixa e imperfeições na filtragem do ponto de solo. Os dados Lidar foram processados utilizando-se o programa FUSION (MCGAUGHEY, 2010) conforme metodologia descrita por D'Oliveira et al (2014).



Figura 10. (a). Nuvem de pontos sem a normalização (b) efeito da normalização das nuvens de pontos.

Tabela 1 – Resumo das variáveis Lidar derivadas da nuvem de ponto normalizada gerada para cada parcela na área de estudo.

Métricas extraídas da nuvem de pontos LiDAR				
Altura mínima acima do solo				
Altura máxima acima do solo				
Altura média acima do solo				
Média quadrática da altura acima do solo				
Mediana da altura acima do solo				
Moda da altura acima do solo				
Desvio padrão da altura acima do solo				
Variância da altura acima do solo				
Coeficiente de variação da altura acima do solo				
Altura interquartil da altura acima do solo				
Assimetria da altura acima do solo				
Curtose da altura acima do solo				
AAD (desvio absoluto médio da altura média) da altura acima do solo				
Altura L - momentos (L1, L2, L3, L4)				
Altitude L - momento assimetria				
Altitude L - momento curtose				
Percentil dos valores de altura (1st, 5th, 10th, 20th, 25th, 30th, 40th, 50th, 60th, 70th,				
75th, 80th, 90th, 95th, 99th percentil) da altura acima do solo				

As variáveis Lidar foram submetidas a uma análise de agrupamento com o objetivo de identificar e selecionar as variáveis pouco correlacionadas entre si. As variáveis foram dividas em 7 clusters. O critério de seleção das variáveis no agrupamento foi: $R^2 \ge 0.9$ dentro do cluster e $1-R^2 \le 0.3$ entre clusters.

As variáveis selecionadas foram submetidas à análise de regressão linear múltipla pelo método dos mínimos quadrados ordinários (BOZDOGAN h, 1987) para a geração de equações de estimativa de BSAS. A seleção da equação BSAS Lidar foi feita a partir da análise do coeficiente de determinação ajustado (R2), erro padrão (RMSE), análise de resíduos e fator de inflação (VIF) da variância, que teve o valor 5 como limite máximo de inclusão.

Após a seleção da melhor equação BSAS Lidar, aplicou-se a mesma para criar um mapa de biomassa, com estimativas para toda área do voo Lidar, conforme metodologia descrita por D' Oliveira et al (2014).

3.3.2 Dados RGB embarcados em ARP

O processamento das fotografias aéreas foi feito com a utilização do software Pix4D Mapper pelo procedimento SIFT (Scale-Invariant Feature Transform) (LOWE, 2004). O produto gerado foi um mosaico de ortofotos georeferrenciada com resolução espacial de 4 cm. Esse produto foi submetido a uma reamostragem de pixels para a resolução de 30 cm com a finalidade de otimizar o tempo de processamento da ortofoto.

A análise da ortofoto foi feita em quatro etapas: (i) segmentação; (ii) classificação; (iii) vetorização das classes de interesse e; (iv) avaliação de acurácia da classificação. As etapas são descritas a seguir.

A segmentação consistiu em agrupar feições homogêneas, baseado em informações numéricas contidas no pixel (informação espectral) e em outros atributos relacionados à cor, tonalidade, textura, tamanho, forma, padrão de sombra, padrão espacial e contexto (SILVA, 2016). Para essa etapa foi utilizado o algoritmo Multiresolution Segmentation, parâmetro de escala 80 e composição de homogeneidade de shape 0,4 (SILVA, 2016).

Após a segmentação foi realizada a classificação supervisionada utilizando o algoritmo "Vizinho mais próximo" orientada a objeto (Nearest Neighbor Object-Based Classification) (SILVA, 2016). Para a área de estudo foram definidas quatro classes:

- 1) Infraestrutura: compreende as estradas florestais e pátios de estocagem
- Clareira: compreende as clareiras feitas pelo corte de árvores e as trilhas de arraste;
- 3) Floresta decídua: compreende árvores sem folhas (senescente);
- 4) Floresta: contempla árvores com folhas e bambu (taboca).

Ao término da classificação automática foi realizada uma análise visual para corrigir inconsistencias referentes ao efeito de sombras e floresta deciduas classificadas como clareira na classificação.

Em seguida, as classes "infraestrutura" e "clareira" foram vetorizadas e tiveram sua área calculada. A classe "infraestrutura" foi dividida, manualmente, em duas classes: estrada e pátio. A determinação da área de impacto total foi calculada pela soma da área das classes estrada, pátio e clareira.

A avaliação da acurácia da classificação foi feita pela construção da matriz de confusão, para o calculo da exatidão global e índice de concordância Kappa. O método

da matriz de confusão relaciona o nível de concordância entre uma classe determinada pelo mapeamento e a verdade de campo (amostra de validação). Foram obtidas 15 pontos de verdade de campo, por classe de mapeamento, selecionados aleatoriamente na ortofoto de alta resolução objeto da classificação. A classificação foi considerada correta quando a classe determinada pelo algoritmo foi a mesma daquela indicada no ponto de verdade de campo.

Os índices exatidão global e o coeficiente de Kappa, derivados da matriz de confusão, avaliam a precisão temática e a confiabilidade da classificação da imagem. Os índices variam de 0 a 100% (exatidão global) e 0 a 1 (Kappa), sendo que quanto maior o valor, melhor é a classificação.

3.4 Quantificação da perda de biomassa na área de impacto do manejo florestal

A perda de biomassa foi quantificada para toda área impactada, que compreende clareira, estrada e pátio.

A biomassa da área impactada foi calculada pela interseção dos polígonos das classes clareira, estrada e pátio com o mapa de biomassa produzido pela equação BSAS Lidar. Após a interseção, cada polígono foi vinculado a respectiva interpolação de valor de BSAS (Mg.ha-1) do mapa de biomassa. Por meio desse valor foi calculada a BSAS proporcional ao tamanho da área de cada polígono.

Para isso, o mapa de biomassa (raster) foi convertido em arquivo vetorial (polígono), contendo as informações de BSAS Lidar estimada pela equação selecionada a partir das variáveis Lidar.

A seguir é apresentado um esquema com todas as etapas realizadas para quantificação da perda de biomassa. (Figura 11).



Figura 11. Etapas para quantificação da perda de biomassa na área de impacto do manejo florestal.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Estimativa de biomassa

Os dados de BSAS de campo apresentaram distribuição normal, com valor p = 0,79.

A equação selecionada para estimativa de biomassa foi:

$$BSAS = -769,792 + 56,152 * Elev IQ + 3809,864 * Elev_L_Kurt$$
(2)

Em que:

Elev IQ = elevação interquartil (metro)

Elev_L_Kurtosis = elevação no momento L Curtose



Figura 12. (a) Gráfico de regressão BSAS MELO x BSAS Lidar; (b) gráfico de resíduos.

A equação apresentou $R^2aj=0,68$ e erro padrão (RMSE) = ± 47,25 Mg.ha⁻¹. O valor de inflação (VIF) foi de 1,20 para os dois parâmetros da equação.

A seleção de Elev IQ e Elev L kurtosis como variáveis explicativas proporcionou um modelo preditivo para BSAS que está relacionado com a altura da floresta. A elevação do intervalo interquartil representa 50% da distribuição de valores de altura dos pontos de retorno da nuvem. Ocorre que essa variável expressa o intervalo onde se concentram a maior quantidade de valores de altura das árvores, e estes possuem correlação positiva moderada com a biomassa, com r=0,64. O momento L Curtose é uma medida de tamanho do achatamento da curva de uma distribuição de valores de altura dos pontos da nuvem que indica o grau de dominância dos picos de distribuição de retorno Lidar, com r=0,26. Quanto menor achatamento da curva de distribuição mais próximos os valores de altura das árvores estarão da mediana que faz com que essa variável apresente relação positiva com BSAS.

O R²aj gerado na equação explicou 69% das estimativas de biomassa, esse valor é bem satisfatório em florestas tropicais, uma vez que estas são muito heterogêneas, o que reduz a capacidade de predição de biomassa através de dados Lidar (D'OLIVEIRA et al., 2012; ELLI et al., 2016). Em trabalhos desenvolvidos por outros autores em florestas do Acre, foram encontrados valores semelhantes ao encontrados no presente estudo (Tabela 2), o qual os valores R²aj variaram de 0,60 a 0,89. Cabe destacar, entretanto que as equações desenvolvidas utilizaram equações alométricas diferente para estimar biomassa de campo.

O erro padrão também apresentou valor compatível com outros trabalhos desenvolvidos em florestas tropicais, variando de \pm 16,1 a \pm 49 Mg.ha⁻¹. Zolkos et al. (2013), em estudos biomassa em florestas tropicais em diversas partes do mundo com utilização de Lidar, encontrou erro padrão médio de \pm 40 Mg.ha⁻¹. Segundo o autor o erro tende a diminuir com aumento no número de parcelas de campo. Melo (2017) afirma que a densidade de pontos Lidar também é um fator de influência nos erros de estimativa de BSAS, principalmente em áreas com alta variação topográfica.

Tabela 2 - Tabela comparativa entre a equação, R²aj e erro padrão gerada nesse estudo (em negrito) e as desenvolvidas por outros autores em outras florestas no estado do Acre.

Modelo Equação			Erro padrão (Mg)
D'Oliveira & Oliveira.2017 (Bonal)	BSAS= -209 + 9,94*ElevP99	0,42	49
D'Oliveira & Oliveira.2017	BSAS= -255,4 + 4,42*ElevP70 + 8,88*ElevP95	0,6	41,9
D' Oliveira et al. 2012	$BSAS = (-0.834 + 0.837 * ElevMean)^2 + CF(2.12)$	0,63	46,16
D' Oliveira et al. 2012	$BSAS = (-1,583 + 0,796*QElevMean)^2 + CF(1,95)$	0,67	43,25
Biomassa (Mg ha- 1)	BSAS = (-566,347 + 45,586 x Elev_IQ+ 2818,221*Elev_L_Kurt)	0,69	47,25
Andersen, H. E et al. 2013	BSAS= (-132,67 + 16,18*P25 + 2,08*VAR)	0,7	41,5
D'Oliveira & Oliveira.2017 (FEA 09)	BSAS= 2,7 + 4,07*ElevVar - 16,91*ElevIQ - 80,5*ElevSkw + 6,54*ElevP0:	0,71	35,9
D' Oliveira et al. 2012	BSAS= $(3,119 + 0,564*P25 + 0,062*VAR)^2 + CF(1,74)$	0,72	40,2
D'Oliveira & Oliveira.2017 (FEA11)	BSAS= -708,48 + ElevVar*(-2,71) + 64,42*ElevIQ + 680,71*ElevL4	0,75	31,7
D'Oliveira & Oliveira.2017 (Kaxinawa)	BSAS= -135,86 + 15,37ElevMean	0,79	32,8
D'Oliveira & Oliveira.2017(Humaitá)	BSAS= 109,6 + 9,70*ElevP75	0,89	18
D'Oliveira & Oliveira.2017(CPAFAC)	BSAS= -299,8 + 18,94*ElevP75	0,89	16,1

BSAS = Biomassa seca acima do solo. Elev_IQ = Elevação interquartil; Elev_L_Kurt = Elevação no momento L da Curtose; ElevP05 = 5° percentil da elevação; ElevP25 = 25° percentil da elevação; ElevP70 = 70° percentil da elevação; ElevP75 = 75° percentil da elevação; ElevP95 = 95° percentil da elevação; ElevP95 = 99° percentil da elevação; VAR = Variância da altura acima do solo; CF = Fator de correção; QElevMean = Quartil da elevação média; ElevMean = Elevação média; ElevSkw = Assimetria da elevação acima do solo; ElevL4 = momento L4 da elevação. CPAFAC = Embrapa Acre (Rio Branco); FEA 09 = Floresta Estadual do Antimary FEA – UPA 2009; FEA 11 = FEA – UPA 2011 (Bujarí); Kaxinawa = Reserva Indígena Kaxinawa (Feijó); Bonal = Fazenda Bonal (Senador Guiomard) e Humaitá = PAD Humaitá (Porto Acre).

A estimativa da BSAS de campo a partir das parcelas permanentes está descrita na Tabela 3, juntamente com a estimativa de BSAS Lidar, calculada a partir das variáveis Lidar. Os valores de resíduo mostram a diferença entre as duas estimativas para cada parcela.

Tabela 3 - Estimativa de biomassa acima do solo (BSAS) e estatísticas para 10 parcelas permanentes, localizadas na UPA 03 da FEA, utilizando equação Melo (2017) e equação Lidar.

		CAMP	0	L		
Parcela	densidade	BSAS MELO 2017 (Mg/ha)	Erro Padrão (Mg)	BSAS Equação de predição (Mg/ha)	Erro padrão da predição (Mg)	Resíduo (Mg)
1	347	215	0,11	265	18,2	-49,94
2	301	146	0,06	153	27,7	-7,01
3	404	415	0,38	341	28,2	74,29
4	242	225	0,19	267	15,5	42,12
5	347	328	0,21	362	32,3	-34,16
6	340	296	0,28	231	22,1	64,79
7	376	257	0,16	247	21	9,55
8	300	277	0,21	294	19,3	-17,93
9	290	142	0,08	143	27,9	-1,19
10	332	194	0,12	191	38	3,73
Total	3279	2495		2494		
Média	328	250		249		

O valor médio de biomassa para as 10 parcelas foi 250 Mg.ha⁻¹, muito próximo ao estimado para a região, que são de 251 Mg.ha⁻¹ (BROWN; LUGO, 1992).

Observa-se grande variação de biomassa entre parcelas com mesma quantidade de indivíduos, isso se deve a variação espacial de árvores de maior volume.

No que se refere aos resíduos da equação, estes foram submetidos ao teste de normalidade, apresentando valor p = 0,22, que indica que os mesmos possuem distribuição normal.

Ao analisar a diferença da biomassa de campo pela biomassa estimada pelo Lidar (Tabela 3), observou-se, em algumas parcelas, valores de BSAS superestimados (parcelas nº 1, 5 e 8) (Figura 13 a, b e c) e subestimados (parcelas nº 3, 4 e 6) (Figura 13 d, e e f). Isso pode estar relacionado a erros de medição no inventário, presença ou ausência de copa de árvores nos limites da parcela e ocorrência de indivíduos com DAP< 10 cm e espécies como bambu e palmeiras não inventariadas, mas contidos nos dados Lidar.



Figura 13. Nuvem de pontos Lidar das parcelas permanentes. a, b e c) Parcelas com superestimava de BSAS; d, e e f) Parcelas com subestimava de BSAS.

Com a equação modelada a partir das variáveis Lidar foi possível criar um mapa de biomassa com estimativa de BSAS para toda a área do voo, com resolução

100 x 100 metros (Figura 14), esta é compatível com as dimensões das parcelas alocadas em campo.

Os valores de BSAS para o todo o mapa variaram entre < 0 a 400 Mg.ha-1. Destaca-se que valores negativos e próximos a 0 estão concentradas nos limites mapa, isso está atribuído ao efeito de borda. Observa-se também que a distribuição dos valores de BSAS apresentam uma distribuição normal (Figura 14 c e d).



Figura 14. a) Mapa de biomassa (*raster*) para a área de o voo Lidar, com resolução espacial de 100 m, gerado a partir da equação de BSAS ajustada com métricas Lidar; b) mapa de biomassa da área do voo ARP; c) gráfico *box plot* com a distribuição dos valores de BSAS para área do voo Lidar (0 ≤ BSAS ≤ 500 Mg.ha⁻¹); d) histograma de distribuição de frequências de BSAS para área do voo Lidar (0 ≤ BSAS ≤ 500 Mg.ha⁻¹).

4.2 Classificação da ortofoto RGB obtida com ARP

Os resultados do processo de reamostragem de pixels e da classificação são apresentados na figura 15 (a e b).



Figura 15. a) imagem RGB da área de estudo, com resolução espacial de 30 cm; b) classificação da imagem RGB da área de estudo com o mapeamento das classes Infraestrutura, floresta decídua, floresta e clareira; c) imagem ARP evidenciado a classe infraestrutura (polígono vermelho) d) erro de classificação com a inclusão de árvore decídua na classe de clareira (polígono amarelo) e) erro de classificação decorrente inclusão de sombra na classe de clareira (polígono amarelo).

A imagem RGB reamostrada com resolução para 30 cm permitiu a identificação de estrada, pátio e clareiras (Figura 15a). O método de classificação apresentou algumas limitações na distinção dos limites entre estradas e pátios; e entre clareiras e trilhas de arraste (Figura 15b,c). Ocorreram problemas de classificação, relacionados à inclusão de clareiras na classe floresta decídua, bem como a classificação de árvores sem folhas na classe de clareira. Isso se deve a semelhança entre árvores decíduas e as galhadas das árvores cortadas (Figura 15d). Uma alternativa para minimizar esse efeito seria realizar o voo ARP em um período do ano em que as folhas das árvores decíduas já estivessem restituídas.

Áreas de sombra entre copas de árvores geraram erros na classificação, sendo classificadas e incluídas na classe de clareira (Figura 15e).

A acurácia da classificação foi avaliada pela matriz de confusão (Tabela 4).

Tabela 4 - Matriz de confusão da classificação gerada a partir imagem RGB na resolução espacial de 30 cm.

Matriz de confusão para análise de acurácia da classificação								
Classificação	Dad	Acurácia Clabal	Índice					
	Infraestrutura	Clareira	Floresta decídua	Floresta	Total	(%)	Kappa	
Infraestrutura	93,3%	0,0%	0,0%	0,0%	23,3%	93,3	0,91	
Clareira	0,0%	100,0%	6,7%	0,0%	26,7%			
Floresta decídua	0,0%	0,0%	93,3%	13,3%	26,7%			
Floresta	6,7%	0,0%	0,0%	86,7%	23,3%			
Total	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%			

A imagem classificada apresentou alta acurácia global e índice de Kappa considerado excelente, conforme Figueiredo et al (2009). A classe clareira teve um percentual de acerto de 100% na classificação, seguido de infraestrutura e floresta decídua. A classe Floresta apresentou o maior erro, isso pode ser atribuído ao número maior de feições atribuídas a essa classe. Já as classes Floresta decídua e infraestrutura apresentaram o mesmo erro percentual. O erro de classificação observado na floresta decídua deve-se ao fato desta ter sido atribuída à classe clareira dada as suas semelhanças a solo exposto. A matriz de confusão (Tabela 4) indicou 100% de concordância na classe de clareira. Isso aconteceu porque todos os pontos de referência indicados na amostra de validação coincidiram com a classificação, apesar disso

observou-se que algumas áreas de clareira foram erroneamente classificadas como floresta decídua.

4.3 Estimativa do impacto da exploração florestal

As estimativas de impacto da exploração florestal por classe foram estimadas na forma de área alterada (hectare) e perda de biomassa (Mg.ha⁻¹). Os resultados são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Resumo das estimativas de áreas impactadas e perda de BSAS pela atividade de exploração florestal na UPA 3 da FEA.

Resumo	Área (ha)	%	BSAS total (Mg)	%	BSAS (Mg/ha)
Área total estudo (ha)	203,1	100	46678,9	100,0	229,8
Área de Impacto Total (ha)	26,8	13	6402,2	13,7	31,5
Área de Clareiras (ha)	21,9	11	5305,2	11,4	26,1
Área de estradas (ha)	4,1	2	919,6	2,0	4,5
Área de pátios (ha)	0,7	0,3	177,4	0,4	0,9

A área de impacto total calculada a partir de voo ARP foi semelhante aos resultados obtidos em outros trabalhos com a utilização de dados Lidar combinados ou não com imagens de satélite, sendo de aproximadamente 13% da área total, para uma intensidade de corte de 15,6 m³.ha⁻¹.

Em estudos que utilizaram dois sobrevoos Lidar, antes e depois da exploração, as estimativas da área de impacto total na região amazônica obtiveram valores médios de 15,4%, com intensidade de corte entre 10 e 15 m³.ha⁻¹ na FEA (D'OLIVEIRA, et al., 2012) e 14,2%, com intensidade de corte entre 10,1 e 19,3 m³.ha⁻¹ na Floresta Nacional do Jamarí (LOCKS, 2017). Utilizando dados Lidar e imagens de satélite MODIS, Yonghua Qu et al (2018) estimaram a área de impacto total em 13% em área de exploração florestal em Paragominas no Estado do Pará.

Carvalho et al. (2017) obtiveram estimativas menores, entre 7 a 8,6%, utilizando dois sobrevoos Lidar na FEA, a uma intensidade de corte de 10,5 a 13 m³.ha⁻¹. Os autores atribuem seus resultados ao fato do voo Lidar ter sido feito 2 anos após a exploração, período em que a regeneração natural pode ter encoberto parte das áreas impactadas. Estudos de monitoramento de florestas tropicais com uso de Lidar recomendam que o sobrevoo seja feito em no máximo 2 anos (ELLIS et al., 2016), sendo o intervalo de até 1 ano considerado como ideal (LOCKS, 2017).

Locks (2017) observou em áreas de manejo florestal na Amazônia, que os valores de impacto encontrados, variaram em 4,4 a 28% da área total, para intensidade de corte entre 10,1 a 19,3 m³.ha⁻¹. O autor atribui essa variação as diferentes intensidades de corte obtida nas áreas estudadas.

Quanto às estimativas de biomassa, um estudo parecido, realizado em área de manejo florestal na FLONA Jamari, Silva (2014) estimou perda média BSAS em 90 Mg.ha⁻¹, valor superior ao obtido nesse estudo (31,5 Mg.ha⁻¹). Esse elevado valor está relacionado ao fato de terem sido utilizadas imagens de satélite com resoluções de 1,6 e 1,8 metros. Aliado a isso, a autora afirma que houve superestimativa na quantificação das trilhas de arraste por meio da inclusão de sombras da imagem.

No que se refere aos impactos por classe, os resultados também se aproximaram dos percentuais obtidos em outros trabalhos. Melendy et al. (2018), por exemplo, encontraram em duas áreas de manejo florestal na Indonésia, de 10,5 a 21,3 % de área impactada por clareiras e trilhas de arraste. No presente estudo, as áreas de clareira e trilhas foram responsáveis por 11,4% da área total e 82% da biomassa impactada, representando 26,1 Mg.ha⁻¹ de BSAS perdida. Isso se deve ao fato de que: (i) clareiras estão próximas da árvores de grande porte; (ii) liberação da área projetada pela copa após o corte (iii) área decorrente da queda da árvore (iv) dano produzido pelo corte nas árvores vizinhas.

A classe de infraestrutura (estrada e pátio) representou 17% da área de impacto total e correspondeu a perda média de BSAS de 5,4 Mg.ha⁻¹. O baixo impacto da infraestrutura sobre a floresta pode ser atribuido às técnicas de planejamento e exploração de impacto reduzido, que consideram a realidade topografica local no trajeto da estrada. Além disso, as estradas avaliadas na área de estudo apresentam largura máxima de 4 metros, compativel com a legislação vigente. Em função destas caracteristicas, o sensor RGB da ARP não captou em dadas situações a infraestrutura, em função das árvores de maior porte ao longo do seu trajeto (Figura 16a e b).



Figura 16. a) Ortofoto RGB em ARP na UPA 03R da FEA, contendo a classe estrada.

b) árvore de grande porte no trajeto da estrada que impediu a sua classificação como estrada florestal.

5 CONCLUSÃO

A equação ajustada a partir de métricas Lidar apresentou resultados compatíveis com outros trabalhos realizados em floresta tropical, podendo esta ser utilizada em outros estudos em florestas semelhantes. A combinação de dados Lidar e dados RGB em ARP possibilitou as estimativas de área de impacto e perda de biomassa em área de manejo florestal sustentável.

A imagem obtida a partir de aeronave remotamente pilotada (ARP), reamostrada com resolução espacial de 30 cm, foi adequada para a classificação dos impactos da exploração madeireira em floresta tropical. Das classes analisadas neste estudo a partir da imagem RGB, a clareira foi responsável pela maior área impactada e maior perda de biomassa, seguidos das classes estrada e pátio, corroborando com estudos de impactos realizados exclusivamente com dados Lidar.

Em razão da imagem produzida pela câmera a bordo do ARP constituir o produto de um sensor passivo, não foi possível quantificar os impactos situados abaixo da copa das árvores. Outra conclusão desse estudo é que a época do ano em que se realiza o voo ARP influencia na classificação dos impactos, em razão da presença de copas desfolhadas de espécies decíduas no período seco (junho – setembro na área de estudo) se confundirem com clareiras.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre. Fase II: documento Síntese – Escala 1:250.000**. Rio Branco: SEMA, 2006. 354p. Disponível em:
 - <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/CD194D39/ZEE-Acre-faseII _Parte1-baixareol.pdf>. Acesso em Fev.2018.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711-728, dez. 2013.
- AMARAL, P.; VERISSIMO, A.; BARRETO, P.; VIDAL, E. Floresta para Sempre: um Manual para Produção de Madeira na Amazônia. Belém: Imazon, 1998. pp 130.
- ANDERSEN, H.E., REUTEBUCH, S.E., MCGAUGHEY, R.J., D'OLIVEIRA, M.V.N., KELLER, M., 2014. Monitoring selective logging in western Amazonia with repeat lidar flights. Remote Sensing Environment. 151, 157–165.
- ARAGÃO, L. E.; SHIMABUKURO, Y. E. The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. Science, v. 328, n. 5983, p. 1275-1278, Jun. 2010.
- ASNER, G. P.; KNAPP, D. E.; BROADBENT, E. N.; OLIVEIRA, P. J.; KELLER, M.; SILVA, J. N. Selective logging in the Brazilian Amazon. Science, v. 310, n. 5747, p. 480-482, Oct. 2005.
- BARRETO, P.; AMARAL, P., VIDAL, E.; UHL, C. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. Forest Ecology and Management, n. 108, p. 9–26, 1998.
- BARRETO, P.; UHL, C.; YARED, J. G. O Potencial de produção sustentável de madeira em Paragominas, Pará na Amazônia Oriental. In: 1º CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO E 7º CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, Curitiba. Anais... Curitiba: Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais, p. 387-392, 1993.
- BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n. 6.938, de 31 de agosto de 1981, n. 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n. 4.771, de 15 de setembro de 1965, e n. 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n. 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 28 maio. 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011.
- BRAZ, E.V. Subsídios para o planejamento do manejo de florestas tropicais da Amazônia. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, 2010.

- BRITO, A.; FERREIRA, M. Z.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S.; OLIVEIRA, A. D., JÚNIOR, F. W. A. Comparação entre os Métodos de Quadrantes e Prodan para análises florística, fitossociológica e volumétrica. Cerne. v. 13, n. 4, p. 399-405, 2007.
- BROWN, S.; LUGO, A. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. Interciencia, v. 17, n. 1, 1992.
- BOMBELLI, A.; AVITABILE, V.; BELELLI, M.L.; BALZTER, H.; BERN, O. M.; HALL, R.; HENRY, M.; LAW, B. E.; MANLAY, R.; MARKLUND, L.G.; SHIMABUKURO, Y.E. Biomass: assessment of the status of the de velopment of the standards for the terrestrial essential climate variables. Rome: GTOS. p.18, 2009.
- BOZDOGAN, H. Model selection and Akaike's information criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. Psychometrika, 52, 345 370. 1987
- BURIVALOVA, Z.; LEE, T. M.; GIAM, X.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; WILCOVE, D. S.; KOH, L. P. Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences, v. 282, n. 1808, Mai 2015.
- DE CARVALHO, A. L. D'OLIVEIRA, M.V.N; PUTZ, F.E.; OLIVEIRA, L.C. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. Forest Ecology and Management, v. 392, p. 36–44, 2017.
- D'OLIVEIRA, M. V. N.; REUTEBUCH, S. E.; MCGAUGHEY, R. J.; ANDERSEN, H. E. Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. Remote Sensing of Environment, New York, v. 124, p. 479-491, set. 2012.
- D'OLIVEIRA, M.V.N DE.; OLIVEIRA, L.C.DE. Comparação de modelos lidar para a estimativa de biomassa seca acima do solo de florestas com diferentes históricos de perturbação natural ou antrópica no Estado do Acre. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 18., 2017, Santos. Anais... Santos: Inpe, 2017. 8 p.
- D'OLIVEIRA, M. V. N de; FIGUEIREDO, E. O.; PAPA, D. A. Uso do Lidar como ferramenta para o manejo de precisão em florestas tropicais. Brasília, DF: Embrapa, 2014. 130 p.
- EDWARDS, D. P.; LARSEN, T. H.; DOCHERTY, T. D.; ANSELL, F. A.; HSU, W. W.; DERHÉ, M. A.; HAMER, K. C.; WILCOVE, D. S. Degraded lands worth protecting: the biological importance of Southeast Asia's repeatedly logged forests. Proceedings of the Royal Society of London B: **Biological Sciences**, v. 278, n. 1702, p. 82-90, Jan. 2011.
- ELLIS, P.; GRISCOM, B.; WALKER, W., GONÇALVES, F.; CORMIER, T. Mapping selective logging impacts in Borneo with GPS and airborne lidar. Forest Ecology and Management, v. 365, p. 184–196, 2016.
- EROS. NASA Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC) Products. 2015. Disponível em: https://lta.cr.usgs.gov. Acesso em: 20 fev. 2017.
- FAO. Food and Agricultural Organization of the United Nations. 2009. Sustainable Management of Forests and REDD+: Negotiations Need Clear Terminology, FAO. Disponível em: http://www.fao.org/forestry. Acesso em 10 out. 2017.
- FIGUEIREDO, E. O.; BRAZ, E. M.; D'OLIVEIRA, M. V. N. Manejo de precisão em florestas tropicais: modelo digital de exploração florestal. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 2007.

- FIGUEIREDO, E.O; D'OLIVEIRA, M.V.N. de; LOCKS, C.J.; PAPA, D.A. Estimativa do volume de madeira em pátios de estocagem de toras por meio de câmeras RGB instaladas em Aeronaves Remotamente Pilotadas (ARP). Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 2016. (Série Embrapa Acre, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 55.
- FIGUEIREDO S. M.M.; CAVALCANTE, L.M.C.; VALENTIM, J.F.; FIGUEIREDO, E.O. Avaliação da acurácia de classificação digital de imagens no mapeamento de áreas de pastagens degradadas em Rio Branco, Acre. In. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009. Anais... Natal, AL: INPE, 2009, p. 5789-5796.
- FILHO, P.W.M.S; PARADELLA, R.W; JÚNIOR, C.S; VALERIANO, D.M;MIRANDA, F.P. Sensoriamento Remoto e recursos naturais da Amazônia. São Paulo. Ciência e Cultura, v. 58, 2016..
- FUNTAC. Fundação de Tecnologia do Estado do Acre. Estrutura do plano de manejo de uso múltiplo da floresta Estadual do Antimary. Rio Branco, Acre. 103 pp.
- GONÇALVES, F.; TREUHAFT, R.; LAW, B.; ALMEIDA, A.; WALKER, W.; BACCINI, A.; SANTOS, J.B.; GRAÇA, P. Estimating aboveground biomass in tropical forests: Field methods and error analysis for the calibration of remote sensing observations. **Remote Sensing**, v. 9, n. 1, 2017.
- HIGUCHI, N.; SANTOS, J dos.; LIMA, A.J.N.; TEIXEIRA, L.M.; CARNEIRO, V.M.C.; PINTO, F.R. Manejo de Florestas Tropicais (Amazônia). In: Lopes, E. da S.; Miranda, G. de M.; Gomes, G.S. (Eds). Anais da VII Semana de Estudos Florestais: primeira reunião do grupo de pesquisa "biodiversidade e sustentabilidade de ecossistemas florestais". Irati: Unicentro, 2005, p. 180-198.
- HIGUCHI, N.. Utilização e manejo dos recursos madeireiros das florestas tropicais úmidas. Acta Amazonica, v. 24(3/4), p. 275-288. 1994.
- INSTITUTO FLORESTAL TROPICAL (IFT). Manejo florestal e exploração de impacto reduzido em florestas naturais de produção da Amazônia. [s.l.]: Instituto Florestal Tropical, 2014. 31 p. (Informativo técnico 1).
- KANIESKI, M. R.; SANTOS, T. L.; NETO, J. G.; SOUZA, T.; GALVÃO, F.; RODERJAN, C. V. Influência da Precipitação e da Temperatura no Incremento Diamétrico de Espécies Florestais Aluviais em Araucária-PR. Floresta e Ambiente. v. 19, n.1, p. 17-25, 2012.
- LEI, Y.; TREUHAFT, R.; KELLER, M.; SANTOS-dos, M.; GONÇALVES, F.; NEUMANN, M. Quantification of selective logging in tropical forest with spaceborne SAR interferometry. Remote Sensing of Environment, New York, v. 211, p. 167-183, 2018.
- LEFSKY, M. A.; COHEN, W. B.; PARKER, G. G.; HARDING, D. J. Lidar remote sensing for ecosystems studies. **BioOne Research Evolved**, v. 52, n. 1, p. 19-30, jan. 2002.
- LOWE, D.G. Distinctive image features from scale-invariant keypoints. International journal of computer vision, v.60, n.2, p.91-110, 2004.
- LOCKS, C. J. Aplicações da tecnologia LiDAR no monitoramento da exploração madeireira em áreas de concessão florestal. 2017. 97 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais. – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2017.
- LOWE, D.G. Distinctive image features from scaleinvariant keypoints. International Journal of Computer Vision, v.60, n. 2, p. 91-110, 2004.

- LOCKS, C. J. Aplicações da tecnologia LiDAR no monitoramento da exploração madeireira em áreas de concessão florestal. 2017. 97 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais. – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2017.
- MASCARO, J.; DETTO, M.; ASNER, G. P.; MULLER-LANDAU, H. C. Evaluating uncertainty in mapping forest carbon with airborne LiDAR. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 115, n. 12, p. 3770-3774, dez. 2011.
- MELENDY, L.; HAGEN, S.C.; SULLIVAN, F.B.; PEARSON, T.R.H.; WALTER, S.M.; ELLIS, P.; KUSTIYO, SAMBODO, A.K.; ROSWINTIARTI, O.; HANSON, M.A.; KLASSEN, A.W.; PALACE, M.W.; BRASWELL, B.H.; DELGADO, G.M. Automated method for measuring the extent of selective logging damage with airborne LiDAR data. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, v. 139, p. 228–240, 2018.
- MELO, A.W. F. DE. Alometria de Árvores e Biomassa Florestal na Amazônia Sul-Ocidental. 154, 2017. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais Instituto de Pesquisa da Amazônia-INPA, Manaus/AM, 2017.
- MOURA, N. G.; LEES, A. C.; ANDRETTI, C. B.; DAVIS, B. J.; SOLAR, R. R.; ALEIXO, A.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A. Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 167, p. 339-348, Nov. 2013.
- NÆSSET, E.; GOBAKKEN, T. Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 112, n. 6, p. 3079-3090, jun. 2008.
- PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. Inventário Florestal, Curitiba: Universidade Federal do Paraná Universidade Federal de Santa Maria, 316 p. 1997.
- *PHANTOM 4 PRO/PRO+.* User Manual V.1.4. 2017, 69p. Disponível em:< https://dl.djicdn.com/downloads/phantom_4_pro/20171017/Phantom_4_Pro_P ro Plus User Manual EN.pdf>. Acesso em: 12 Maio 2018.
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. Sensoriamento remoto da vegetação. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.
- QU, Y.; SHAKER, A.; SILVA, C.A.; KLAUBERG, C.; PINAGÉ, E.G. Remote sensing of leaf area index from LiDAR height percentile metrics and comparison with MODIS product in a selectively logged tropical forest area in Eastern Amazonia. Remote Sensing, v. 10, n. 6, 2018.
- SABOGAL, C.; SILVA, J. N. M.; ZWEEDE, J.; PEREIRA JÚNIOR, R.; BARRETO, P.; GUERREIRO, C. A. Diretrizes técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de terra firme na Amazônia brasileira. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2000. 217 p.
- SALOMÃO, R. P.; VIEIRA, I. C. G.; BRIENZA-JÚNIOR, S.; AMARAL, D. D.; SANTANA, A. C. Sistema Capoeira Classe: uma proposta de sistema de classificação de estágios sucessionais de florestas secundárias para o estado do Pará. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, v. 7, n. 3, p. 297-317, set./dez. 2012.
- SANTOS, J.R., FREITAS, C.C., ARAUJO, L.S., DUTRA, L.V., MURA, J.C., GAMA, F.F., SOLER, L.S., SANT'ANNA, S.J. Airborne P-band SAR applied to the aboveground biomass studies in the Brazilian tropical rainforest. Remote Sensing of Environment. 87 (4), 482–493, 2003.
- SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. Inventário Florestal. Lavras: UFLA/FAEPE,

561 p. 2006.

- SEMA. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Plano Operacional Anual para Manejo Florestal Madeireiro na Floresta Estadual do Antimary – UPA-03R. Bujari/ Sena Madureira – AC, 2016.
- SILVA, J.L. Danos florestais e estimativa da redução no estoque de carbono em áreas de manejo florestal sob concessão pública: Floresta Nacional do Jamari – RO, Brasil. 2014. 113 pp. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais - Instituto de Pesquisa da Amazônia-INPA, Manaus/AM, 2014.
- SILVA, K. E.; SOUZA, C. R.; AZEVEDO, C. P.; ROSSI1, L. M. B. Dinâmica florestal, estoque de carbono e fitossociologia de uma floresta densa de terra-firme na Amazônia Central. **Scientia Forestalis**. v. 43, n. 105, p. 193-201, 2015.
- SILVA, J.N.M. The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian amazon after logging. 1989. 302p. (Doctor Thesis) University of Oxford, Oxford, 1989.
- SHAO, G.;SHAO, G.;GALION, J.; SAUNDERS, M. R.; FRANKENBERGER, R.;FEI, S. Improving Lidar-based aboveground biomass estimation of temperate hardwood forests with varying site productivity. Forest Ecology and Management, n. 204, p. 872–882, 2018.
- SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. Biometrika Trust An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). Ed. Oxford University Press on behalf of Biometrika Trust Stable. In: An analysis of varianc. Biometrika, v. 52, n. 3, p. 591–611, 1965. Disponível em < http://www.jstor.org/stable/2333709>. Acessado em 20 agosto 2018.
- SOLAR, R. R. D. C.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; THOMSON, J. R.; LOUZADA, J.; MAUÉS, M.; MOURA, N.; OLIVEIRA, V. H. F.; CHAUL, J. C.; SCHOEREDER, J. H.; VIEIRA, I. C. G.; MAC NALLY, R.; GARDNER, T. A. How pervasive is biotic homogenization in human modified tropical forest landscapes?. Ecology Letters, v. 18, n. 10, p. 1108-1118, Out. 2015.
- TIMOTHY, D.; ONISIMO, M.; CLETAH, S.; ADELABU, S.; TSITSI, B. Remote sensing of aboveground forest biomass: A review. Tropical Ecology, v. 57, n. 2, p. 125–132, 2016.
- TECHGEO. **Zênite.** Especificações técnicas. Disponível em http://download.techgeo.com.br/folder/ZENITE.pdf. Acesso em 20 setembro 2018.
- VIEIRA, I. C. G.; TOLEDO, P. M.; HIGUCHI, H. A Amazônia no antropoceno. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 1, São Paulo, Jan./Mar, 2018.
- WAGNER, W.; ULLRICH, A.; MELZER, T.; BRIESE, C.; KRAUS, K. From singlepulse to fullwaveform airborne laser scanners: potential and practical challenges. In: ISPRS Congress, 20., 2004. Istanbul, Turkey. Geo-Imagery Bridging Continents: proceedings...Istanbul, 2004. p. 201-206. (International archives of photogrammetry, remote sensing and spatial information sciences, v. 35, pt. B3). Comission 3. Disponível em: http://www.isprs.org/proceedings/XXXV/congress/comm3/papers/267. pdf >. Acesso em: 27 Julho 2018.
- WHITE, J.C., WULDER, M.A., VASTARANA, M., COOPS, N.C., PITT, D., WOODS, M., 2013. The utility of image-based point clouds for forest inventory: a comparison with airborne laser scanning. Forests 4. Disponível em: http://dx.doi.org/10.3390/f4030518. 518- 236>. Acesso em: 17 Ourubro 2017.

ZOLKOS, S. G.; GOETZ, S. J.; DUBAYAH, R. A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using lidar remote sensing. **Remote Sensing** of Environment, v. 128, p. 289–298, 2013.