



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS

**DISTRIBUIÇÃO E GEOMETRIA DE CLAREIRAS EM
FLORESTA DA AMAZÔNIA CENTRAL COMBINANDO
IMAGENS DE AERONAVE REMOTAMENTE
PILOTADA (ARP) E DADOS DE CAMPO**

ADRIANA SIMONETTI LOPES PEIXOTO

Manaus, Amazonas

Junho, 2021

ADRIANA SIMONETTI LOPES PEIXOTO

**DISTRIBUIÇÃO E GEOMETRIA DE CLAREIRAS EM
FLORESTA DA AMAZÔNIA CENTRAL COMBINANDO
IMAGENS DE AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA
(ARP) E DADOS DE CAMPO**

Orientador: Dr. Joaquim dos Santos

Coorientador: Dr. Daniel Magnabosco Marra

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências de Florestas Tropicais área de concentração em Manejo Florestal e Ecologia.

Manaus, Amazonas

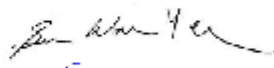


Junho, 2021

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS

**ATA DE DEFESA PÚBLICA DE DISSERTAÇÃO
MESTRADO**


Ata da Defesa Presencial de **ADRIANA SIMONETTI LOPES PEIXOTO**, ocorrido no dia 09/07/2021, via Plataforma de Videoconferência Zoom.

Aos nove dias do mês de julho, do ano de 2021 às 14h, realizou-se a Defesa Pública de Dissertação de **ADRIANA SIMONETTI LOPES PEIXOTO**, aluna do Programa de Pós-Graduação *Stricto sensu* em Ciências de Florestas Tropicais, intitulada "Distribuição e geometria de clareiras em floresta da Amazônia Central combinando imagens de aeronave remotamente pilotada e dados de campo", sob a orientação do Prof. Dr. Joaquim dos Santos (INPA) e coorientação do Prof. Dr. Daniel Magnabosco Marra (Instituto Max-Planck para Biogeoquímica - Alemanha), em conformidade com o Art. 52 do Regimento Geral da Pós-Graduação do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (MCTIC/INPA) e Art. 67 do Regimento Interno do Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais, como parte das atividades para conclusão e obtenção do Título de Mestre em Ciências de Florestas Tropicais. A **Banca Examinadora** foi constituída pelos seguintes membros: Bruce Walker Nelson (INPA), Eric Bastos Gorgens (UFVJM) e Jeffrey Quintin Chambers (LBNL), tendo como suplentes os seguintes membros: Susan Trumbore (MPI-BGC) e Adriano José Nogueira Lima (INPA). O Presidente da Banca Examinadora deu início à Seção e informou os procedimentos do exame. A aluna fez uma exposição do seu estudo, e ao término foi arguida oralmente pelos membros da Comissão. Após as arguições os membros da banca se reuniram para avaliação e chegaram ao seguinte parecer:

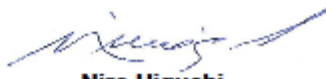
Nome	Parecer	Assinaturas
Bruce Walker Nelson	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovou <input type="checkbox"/> Reprovou	
Eric Bastos Gorgens	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovou <input type="checkbox"/> Reprovou	
Jeffrey Quintin Chambers	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovou <input type="checkbox"/> Reprovou	

Menção: "Com Distinção" "Com Louvor" "Com Distinção e Louvor"

Nada mais havendo a tratar, foi lavrada a presente Ata que, após lida e aprovada, foi assinada pela Coordenação:



Joaquim dos Santos
Presidente da Banca / Orientador



Niro Higuchi
Coordenador do PPG-CFT
PO. Nº 242/2017

©SEDAB/INPA - Ficha Catalográfica Automática gerada com dados fornecidos pelo(a) autor(a)
Bibliotecário responsável: Jorge Luiz Calvo Alauzo - CRB11/908

P379d Peixoto, Adriana Simonetti Lopes
DISTRIBUIÇÃO E GEOMETRIA DE CLAREIRAS EM
FLORESTA DA AMAZÔNIA CENTRAL COMBINANDO IMAGENS DE
AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA (ARP) E DADOS DE
CAMPO / Adriana Simonetti Lopes Peixoto; orientador
Joaquim dos Santos; coorientador Daniel Magnabosco
Marra. -- Manaus: [s.l.], 2021.
50 f.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós Graduação
em Ciências de Florestas Tropicais) -- Coordenação
do Programa de Pós-Graduação, INPA, 2021.

1. Mortalidade de árvores. 2. Sensoriamento
remoto - Fotogrametria. 3. Floresta de terra firme
- Amazônia. 4. Inventário florestal contínuo. 5.
Biomassa de galhos. I. Santos, Joaquim dos, orient.
II. Marra, Daniel Magnabosco, coorient. III. Título.

CDD: 333.75

*“Pode apostar
Balbúrdia de aluno é o que educa
Ensina o governante que caduca
Retroceder não é uma opção
Respeito é pra quem dá educação”*

Flaira Ferro

Agradecimentos

À Amazônia, o berço da minha história e dos meus ancestrais.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), em especial ao Programa de Pós-graduação em Ciências de Florestas Tropicais (PPG/CFT) pela oportunidade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela bolsa de mestrado.

Ao projeto INVENTA/ATTO, o qual é financiado pelo Ministério de Educação e Ciência na Alemanha e o Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação do Brasil.

Ao projeto INCT Madeiras da Amazônia pelo suporte recebido.

Aos meus mestres Tapioca, Raquel e Caíque, por me guiarem ao longo dessa caminhada e pelos ensinamentos que serão eternizados. Vocês foram essenciais.

Aos líderes do grupo de pesquisa, Niro, Joca e Adriano, pela oportunidade, confiança, conversas e orientações.

Aos pesquisadores Bruce Nelson, Eric Gorgens, Susan Trumbore e Jeffrey Chambers pelas contribuições que ajudaram a enriquecer esse trabalho.

A todo grupo do Laboratório de Manejo Florestal e ZF-2, que me acolheram, me ensinaram e confiaram.

À logística extraordinária do Laboratório de Manejo, essencial no desenvolvimento do trabalho.

À minha mãe Diana, mulher guerreira e fonte da minha força de seguir em frente.

Ao meu pai Alberto, meu irmão Betinho e minha cunhada Anne, por apoiarem a minha caminhada.

Aos meus amigos pelo cuidado, apoio, incentivo e por estarem comigo na alegria e na tristeza. Eu sou grata por ter vocês comigo.

RESUMO

A compreensão mais refinada da estrutura e dos mecanismos de formação de clareiras são importantes para a previsão de como os estoques de carbono em florestas tropicais podem responder em condições alternativas de mudança do clima. Diante disso, esse estudo teve como objetivo quantificar a distribuição de tamanho, geometria e sazonalidade de clareiras, com o uso combinado de fotogrametria proveniente de imagens adquiridas de Aeronave Remotamente Pilotada (ARP) e monitoramento em campo de uma floresta de terra firme na Amazônia Central. A pesquisa foi desenvolvida na plataforma INVENTA, que está localizada na Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST), Manaus, Amazônia Central, e cobriu o período de outubro de 2018 a janeiro de 2021. Em ambos os métodos, a detecção delas gerou informações da captação de distúrbios formados no dossel superior e no sub-bosque. As clareiras identificadas no período estudado variaram de 9,6 m² a 834,7 m². Em geral, as métricas de sensoriamento remoto não diferiram daquelas obtidas no inventário florestal. As lacunas menores que 40 m² contribuíram com ~ 50% da área total dos distúrbios. Em relação aos modos de morte para a formação das clareiras, além das clareiras formadas pela quebra e desenraizamento de árvores, também detectamos e quantificamos a importância relativa daquelas formadas pela queda de galhos. As perdas de biomassa foram maiores nas clareiras formadas devido à quebra e desenraizamento das árvores. A taxa de formação de clareiras (% da área de estudo por mês) correlacionou-se diretamente com a frequência de eventos diários de chuva acima do percentil 99 (ou seja, 67 mm dia⁻¹). Esses resultados mostram que a combinação de inventário florestal detalhado e dados de sensoriamento remoto em alta resolução temporal e espacial permite uma descrição detalhada dos processos de regulação da dinâmica do dossel e mortalidade de árvores em florestas tropicais densas. Os resultados também sugerem que os distúrbios de pequena escala têm relativamente mais importância nos processos que regulam a dinâmica do dossel e mortalidade de árvores na Amazônia Central.

ABSTRACT

A more refined understanding of the structure and mechanisms of forest gap formation is relevant for robust predictions of carbon stocks in tropical forests and how they are responding to climate change. Considering this, this study aimed to quantify the size distribution, geometry, and seasonality of forest gaps, using combined photogrammetry from Remotely Piloted Aircraft System (RPAS) imagery and field monitoring of a terra firme forest in Central Amazonia. The research was developed on the INVENTA platform, which is located at the Experimental Station of Tropical Forestry (EEST), Manaus, Central Amazon, and covered the period from October 2018 to January 2021. In both methods, their detection generated information from the capture of disturbances formed in the upper canopy and understory. The gaps identified in the period studied ranged from 9.6 m² to 834.7 m². In general, remote sensing metrics did not differ from those obtained in the forest inventory. Gaps smaller than 40 m² contributed with ~ 50% of the total disturbance area. Regarding the modes of death that led to the formation of gaps, in addition to gaps formed by snapping and uprooting, we also detected and quantified the relative importance of those formed by branch fall. Biomass losses were greater in gaps formed by tree snapped and uprooting. Gap formation rate (% of study area per month) correlated directly with the frequency of daily rainfall events above the 99th percentile (i.e., 67 mm day⁻¹). These results show that the combination of detailed forest inventory and remote sensing data at high temporal and spatial resolution allows for a detailed description of the processes regulating canopy dynamics and tree mortality in dense tropical forests. The results also suggest that small-scale disturbances have relatively more importance in the processes regulating canopy dynamics and tree mortality in Central Amazonia.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVO	4
2.1 OBJETIVO GERAL.....	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3. REFERENCIAL TEÓRICO	5
3.1 A FLORESTA AMAZÔNICA E A MUDANÇA DO CLIMA	5
3.2 ESTRUTURA DE CLAREIRAS E MODOS DE MORTALIDADE E QUEDA DE GALHOS DE ÁRVORES.....	6
3.3 MONITORAMENTO DE CLAREIRAS	7
3.3.1 USO DE SENSORES REMOTOS.....	7
3.3.2 USO DE ARP E TÉCNICA DE FOTOGRAMETRIA.....	8
4. MATERIAL E MÉTODOS	11
4.1 ÁREA DE ESTUDO	11
4.2 COLETA DE DADOS.....	12
4.2.1 DADOS REMOTOS	14
4.2.2 DADOS DE CAMPO.....	18
4.3 ANÁLISE DE DADOS	21
5 RESULTADOS	22
6 DISCUSSÃO	32
7 CONCLUSÃO	39
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40
9 APÊNDICE	50
APÊNDICE 1	50

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Parcela Plataforma INVENTA/ATTO, instalada a ~50 km ao norte de Manaus - (AM), em parcela permanente de 600 m x 300 m (18 ha).	12
Figura 2. Desenho esquemático demonstrando o cálculo de sobreposição efetiva entre imagens em relação ao dossel da floresta.	14
Figura 3: Os três principais processos do fluxo de trabalho SfM.	16
Figura 4. Clareira visualizada em modelos de superfície do dossel e ortomosaicos calculados a partir de análises fotogramétricas de imagens de ARP.....	18
Figura 5. Mapa de distúrbios do dossel na parcela de 18 ha (retângulo cinza, 600 x 300 m).....	23
Figura 6. Clareira detectada somente na imagem ARP (falso positivo).. ..	24
Figura 7. Clareiras detectadas somente em campo (falso negativo).	25
Figura 8. Geometria de distúrbios no dossel da floresta.. ..	27
Figura 9. Mapa de clareiras abertas na plataforma ATTO/INVENTA entre 24 de outubro de 2018 a 19 de janeiro de 2021 e modelo digital do terreno (MDT).	28
Figura 10. Área da clareira em função do Modelo Digital do Terreno (a) e declividade (b).	29
Figura 11. Área das clareiras (a) e biomassa perdida (b) em cada categoria de modo de morte principal da árvore para formação das clareiras durante outubro de 2018 a janeiro de 2021 em uma floresta da Amazônia Central.....	30
Figura 12. Área acumulada das clareiras por mês (representada pela área total de cada retângulo) (a) e número de clareiras por mês (representado aqui pela área dos retângulos) (b) em cada um dos 27 intervalos de imagem ARP.	31
Figura 14. Área acumulada das clareiras por mês (representada pela área total de cada retângulo) (a) e frequência de eventos extremos de chuva (percentil ≥ 99) (b).	32
Figura 15. Matriz de confusão utilizando correlação de Pearson de todas as variáveis coletadas nas clareiras.	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Período da realização de campanhas de sobrevoos (ARP-RGB) e de campo com seus respectivos intervalos de tempo em dias.....	13
Tabela 2. Matriz de confusão entre cada evento de clareira observado na imagem ARP e em campo.....	24
Tabela 3. Geometria das clareiras detectadas ao longo de 27 meses em parcela de 18 ha por meio de imagem ARP e monitoramento em campo.....	25
Tabela 4. Área acumulada de clareiras, durante 27 meses.	26
Tabela 5. Contribuição dos diferentes modos de mortalidade em relação à área total de clareiras observadas.	30

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, relatos de aumento na mortalidade de árvores em todo o mundo levantaram questões sobre as respostas das florestas à mudança do clima (Laurance et al., 2004; Phillips and H. 2011; Allen et al., 2015). Nos trópicos, esse cenário é acentuado devido a eventos extremos, como tempestades convectivas cada vez mais intensas e frequentes (IPCC, 2014; Tan et al., 2015), as quais elevam a mortalidade de árvores e/ou queda de galhos (Laurance et al., 2004; Phillips et al., 2004; McDowell et al., 2018) e geram maior perda de carbono estocado pela floresta (Brienen et al., 2015). A manutenção dos estoques de carbono em florestas tropicais depende da dinâmica das árvores (Brienen et al., 2015; McDowell et al., 2018), as quais detêm dois terços dos estoques de carbono da biomassa terrestre (Pan et al., 2013). Neste contexto, a compreensão dos mecanismos de distúrbio é necessária para melhorar as estimativas do ciclo de carbono atual e o futuro das florestas tropicais sob cenários atuais de emissão (Leitold et al., 2018).

Distúrbios no dossel, ou clareiras, são aberturas no dossel da floresta causadas pela queda de árvores e/ou galhos (Whitmore, 1989). Essas clareiras exercem grande influência na dinâmica e funcionamento de florestas tropicais, pois alteram a estrutura (Kellner et al., 2009), a regeneração natural (GRUBB 1977; Kellner and Asner 2014), a diversidade e a distribuição de espécies (Denslow 1987; Magnabosco Marra et al., 2018), a dinâmica de nutrientes no solo (Dos Santos et al., 2016) e a produtividade (Phillips et al., 1994). Logo, entender a dinâmica de formação e fechamento de clareira é uma questão importante (Runkle, 1985). O tamanho e a geometria de clareiras (por exemplo a área, perímetro e forma) são variáveis essenciais para descrever a quantidade de luz e a disponibilidade de recursos (Denslow, 1987; Lima, 2005). A distribuição de tamanho e geometria de clareiras podem ser influenciadas pelo clima local, topografia, solo, composição florística e a distribuição de tamanho das árvores (Denslow, 1987). O tamanho de uma clareira natural pode variar de alguns metros quadrados a milhares de hectares, dependendo do agente causal (Nelson et al., 1994; Fontes et al., 2018; Magnabosco Marra et al., 2018; Esquivel-Muelbert et al., 2020; Araujo et al., 2021).

Clareiras ou aberturas no dossel de florestas podem ser detectadas em campo ou por meio de sensores remotos (Danson et al., 2007; Negrón-Juárez et al., 2011; Asner et al., 2013; Getzin et al., 2014). Dados obtidos em diferentes resoluções espaciais, espectrais e temporais contêm informações que permitem mensurar e monitorar vários aspectos da

estrutura florestal, incluindo a frequência de tamanho e geometria das clareiras com alta precisão (Gómez et al., 2012; Kane et al., 2014; Wallace et al., 2016). Na Amazônia, estudos utilizando sensores remotos de resolução intermediária (White et al., 2016) evidenciaram que distúrbios naturais pequenos no dossel da floresta ($< 0,1$ ha) são mais frequentes do que eventos relativamente maiores, como grandes blowdowns associados à tempestades convectivas (Nelson et al., 1994; Negrón-Juárez et al., 2011; Araujo et al., 2017). Entretanto, o uso de sensores remotos de resolução espacial intermediária como imagens Landsat (pixel de 30 m x 30 m, 0,09 ha), não permite mapear distúrbios menores e mais frequentes. Conforme demonstrado para a região de Manaus, imagens Landsat são sensíveis na detecção de eventos de mortalidade e requer um número mínimo de 6 a 8 árvores caídas (Negrón-Juárez et al., 2011). Assim, a lacuna entre o monitoramento de clareiras observadas em inventários florestais (Brokaw, 1982; Lawton e Putz, 1988; Yavitt et al., 1995) e imagens de Landsat (Nelson et al., 1994; Negrón-Juárez et al., 2010; Araujo et al., 2017) mostra que há uma falta de conhecimento sobre a distribuição de tamanho e geometria de eventos de mortalidade relativamente menores e mais frequentes (Negrón-Juárez et al., 2011).

Uma alternativa para o monitoramento detalhado da dinâmica da formação de clareiras no dossel da floresta é o uso de imagens aéreas adquiridas por Aeronaves Remotamente Pilotadas (ARP), popularmente conhecidas como *drones*, e software de fotogrametria, que fornecem ferramentas excelentes para monitorar dosséis florestais repetidos com ARPs podem auxiliar na quantificação da dinâmica do dossel em áreas de floresta contínua relativamente extensas e em alta resolução temporal (Araújo et al., 2021) e espacial. Nuvens de pontos derivadas das fotografias são geradas com técnicas de fotogrametria, tais como *Structure from Motion* (SfM). O produto dessa técnica é capaz de detectar a estrutura 3D da superfície imageada, a qual pode fornecer medidas da estrutura e dinâmica dos ecossistemas florestais (Dandois and Ellis, 2013). Sobrevoos sucessivos podem gerar uma ampla fonte de informações da dinâmica do dossel, tais como a quantificação de queda de galhos e/ou árvores que deem origem às aberturas, clareiras. Árvores de dossel constituem uma alta proporção de estoques de carbono acima do solo e produtividade (Araújo et al., 2020). Portanto, o monitoramento detalhado do dossel da floresta por meio de sensores de alta resolução sensíveis à formação de clareiras oferecem excelente oportunidade para detalhar processos naturais de mortalidade de árvores que influenciem os estoques de carbono, assim como a importância relativa dos diferentes mecanismos de mortalidade de árvores, os quais ainda são pouco conhecidos (McDowell et al., 2018).

Contudo, o monitoramento do dossel da floresta por meio de imagens de alta resolução espacial (1 m²) deve ser validado com dados de monitoramento em campo. A obtenção de dados realizada em intervalos de tempo mensal ou bimestral, é fundamental para o entendimento dos mecanismos de mortalidade (Brokaw, 1982b; Fontes et al., 2018; Aleixo et al., 2019) pois a decomposição de árvores mortas é um componente importante no ciclo do carbono do ecossistema florestal (Denslow, 1987; Franklin et al., 1987) e suas altas taxas em florestas tropicais obscurecem ainda mais as evidências dos mecanismos subjacentes e fatores de risco (Arellano et al., 2019). Estudos utilizando sensores de alta resolução e dados de campo em escala bimestral ainda são raros. Mesmo que quantificados na imagem, a confirmação em campo dos eventos detectados permite determinar com relativa precisão alguns dos mecanismos de mortalidade, assim como mensurar a quantidade de árvores mortas e a biomassa perdida em cada evento.

Esta pesquisa visou quantificar o padrão de distribuição de tamanho e geometria de clareiras, e sua relação com mecanismos de mortalidade e a biomassa perdida em função dos danos em uma floresta madura na Amazônia Central. Para tanto, foram combinados dados obtidos a partir de um sensor remoto de alta resolução com dados de inventário florestal detalhado para responder às seguintes perguntas: i) existe diferença na distribuição de tamanho e geometria de clareiras detectadas em imagens de alta resolução e por meio do monitoramento em campo? ii) a área de clareiras detectáveis é influenciada pelo número e diâmetro de árvores mortas, biomassa e volume perdidos, modo de morte e aspectos topográficos? iii) a frequência e a área de clareiras são influenciadas pela sazonalidade da precipitação? Os resultados desta pesquisa evidenciam os padrões de frequência e geometria de clareiras em florestas de terra-firme da Amazônia Central, assim como os principais mecanismos de mortalidade de árvores. Mais ainda, confirmam a aplicabilidade e importância de ARPs no monitoramento da dinâmica de florestas contíguas, com alta resolução temporal e espacial.

2. OBJETIVO

2.1 OBJETIVO GERAL

Quantificar padrões de distribuição de tamanho, geometria e sazonalidade de formação de clareiras em uma floresta de terra-firme madura por meio de sensor remoto de alta resolução combinado com medidas em campo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i. Quantificar a sensibilidade de detecção das clareiras por aerofotogrametria obtidas por ARP e por meio do monitoramento em campo.
- ii. Comparar a distribuição de tamanho, volume e geometria de clareiras detectadas por aerofotogrametria obtidas por ARP e por meio do monitoramento em campo.
- iii. Correlacionar o tamanho das clareiras com a biomassa perdida, modo de morte e a topografia do terreno.
- iv. Testar o efeito da sazonalidade da precipitação sobre a área e a frequência de formação das clareiras.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A FLORESTA AMAZÔNICA E A MUDANÇA DO CLIMA

As florestas tropicais, têm um importante papel na regulação climática mundial, por atuar diretamente nos ciclos da água, do carbono e de energia (Higuchi et al. 2011; Marra et al. 2014; Malhi et al. 2014) e chegam a contribuir com cerca de 41 Pg C ano⁻¹, 34% do total da produtividade primária bruta (PPB) global (Pan et al. 2011). Nesse cenário, a floresta amazônica, considerada maior floresta tropical do mundo, pois conta com metade da área de florestas tropicais global (Malhi et al. 2014), na qual cerca de 50% de sua chuva é oriunda das taxas de evapotranspiração da própria floresta (Kunert et al. 2017) e possui cerca de 150 a 200 Pg C estocado em sua biomassa viva e nos solos (Brienen et al. 2015). Embora vários estudos apresentem quantitativamente a importância da floresta amazônica, incertezas ainda existem a respeito das respostas da floresta em função das mudanças ambientais (Brienen et al. 2015).

Estudos recentes sugerem que as florestas amazônicas estão se tornando mais dinâmicas ao longo do tempo. Nas últimas décadas, relatos de aumento na mortalidade de árvores em todo o mundo levantaram questões sobre as respostas das florestas à mudança do clima (Allen et al. 2015; Laurance et al. 2004). Alguns estudos vinculam mortalidade com a intensidade do período de seca (Phillips et al. 2004, Lewis et al. 2011) enquanto outros às tempestades de vento, como os *blowdowns* (Nelson et al., 1994; Arriaga 2000; Baker et al. 2002; Fisher et al. 2008; Negrón-Juárez et al. 2010). Marra et al. (2018) demonstraram que os impactos desses eventos na estrutura e composição da floresta podem se estender por décadas. Contudo, tais resultados refletem o impacto e recomposição de florestas afetadas por distúrbios episódicos de grande escala promovidos por eventos climáticos extremos.

A mortalidade é um parâmetro importante na determinação das mudanças que estão ocorrendo na dinâmica e estrutura das florestas tropicais. Para evitar suposições equivocadas, o monitoramento da mortalidade deve ser feito em curtos intervalos de tempo entre as remedições (Fontes et al., 2018). O monitoramento em intervalos menores de tempo aumenta o detalhamento das informações e a precisão na identificação dos modos de morte (Aleixo et al. 2019).

3.2 ESTRUTURA DE CLAREIRAS E MODOS DE MORTALIDADE E QUEDA DE GALHOS DE ÁRVORES

As clareiras, que são aberturas no dossel da floresta, conduzem o ciclo florestal (Whitmore, 1989). Em todas as florestas há um ciclo ecológico iniciado por distúrbios (Whitmore, 1989). A formação de clareiras pela mortalidade de árvores adultas é considerada um processo-chave, uma vez que aumenta a disponibilidade local de recursos, mais notavelmente da luz (GRUBB 1977; Swaine and Whitmore 1988; Marra et al. 2014). Árvores exigentes de luz (pioneiras) ganham o potencial de se promover e ocupam a clareira pela dispersão eficiente e de rápido crescimento (Denslow 1987; Clark and Clark 2001; Dalling et al. 2004). No entanto, os mesmos traços que transmitem um elevado potencial de crescimento para tais espécies pioneiras (baixo auto-sombreamento, densidade da madeira e custos de formação) enfraquecem sua força sob circunstâncias sem distúrbios (Marra et al. 2014). Assim, diferenças em tamanhos de clareiras resultam em diferenças na composição das espécies do próximo ciclo (Whitmore, 1989).

A composição das árvores mortas ou galhos caídos na clareira têm relação com fatores abióticos da mortalidade de árvores - particularmente seca, vento e relâmpagos – que regulam o ciclo de carbono da floresta tropical (Negrón-Juárez et al. 2010; Marra et al. 2014; Aleixo et al. 2019; Gora et al. 2020). No momento em que a árvore morre, ela não terminou de cumprir sua função ecológica no ecossistema, pois mesmo morta ela continua a influenciar os organismos ao seu redor (Franklin et al. 1987). São registrados na literatura três modos de morte das árvores: em pé, quebrada e desenraizada (Putz et al, 1983; Gale and Barfod 1999; Arriaga 2000; Gale and Hall 2001; Chao et al. 2008; de Toledo et al. 2012; Fontes et al. 2018; Arellano et al. 2021). Cada modo gera situações diferentes de entrada de luz, danos no sub-bosque e exposição do solo florestal (Brokaw, 1985). Árvores mortas em pé, em geral, causam menos distúrbio pois vão perdendo partes da copa ou fuste lentamente (Arriaga, 2000), disponibilizando os recursos para o ecossistema, como luz e nutrientes, de forma lenta e gradual (Cary et al. 1994). Árvores mortas quebradas e desenraizadas, geralmente ocorrem juntas e causam grande abertura no dossel da floresta, favorecendo o aparecimento de lianas e espécies pioneiras (Brokaw, 1982). Além disso, para a formação de um distúrbio na floresta, não necessariamente uma ou mais árvores precisam morrer, a queda de galho das árvores é considerada a causa de distúrbios mais frequentes em florestas

tropicais (Marvin & Asner, 2016; Leitold et al., 2018; Araújo et al., 2021). Estudos focados na morte de árvores são necessários para compreender como as mudanças causadoras da mortalidade estão reestruturando o ciclo do carbono nas florestas tropicais (Gora and Esquivel-Muelbert 2021).

A distribuição de frequência de classes de tamanho de clareiras é uma propriedade fundamental de todas as paisagens florestais (Valverde and Silvertown 1997; Cumming et al., 2000; Fisher et al., 2008). Na maioria das florestas tropicais, clareiras grandes, envolvendo a morte de várias árvores, são mais raras que clareiras pequenas, envolvendo só uma árvore ou um ou mais galhos de árvore (Brokaw, 1982; Van der meer e Bongers, 1996; Leitold et al., 2018). Compreender a composição e a estrutura da floresta exige a medição dessas mudanças pelo tempo (Brokaw, 1982). Embora uma análise da estrutura do dossel florestal em um ponto do tempo possa refletir o regime de perturbação da floresta, os aspectos dinâmicos da estrutura do dossel não podem ser estimados sem compilar dados observacionais ao longo do tempo (Tanaka & Nakashizuka, 1997).

3.3 MONITORAMENTO DE CLAREIRAS

3.3.1 USO DE SENSORES REMOTOS

O dossel florestal é a camada superior ou zona de habitat, formada pelas copas de árvores maduras e incluindo outros organismos biológicos (Parker, 1995). Estudos ecológicos do dossel da floresta amazônica são limitados devido a sua extensão, grande presença de áreas remotas sem acesso por estradas e dificuldade de visualizar as copas de árvores altas em função da alta densidade arbórea. Imagens de sensores remotos tem contribuído para solucionar esses entraves e vêm sendo utilizadas como uma importante ferramenta para monitorar a estrutura e dinâmica da floresta (Asner et al., 2005; Chambers et al., 2013; Kellner and Asner 2014; Stark et al., 2015).

Na Amazônia, estudos com sensores remotos descreveram uma ampla gama de tamanhos e frequências de clareiras promovidas por eventos de distúrbios naturais. Estes promovem um contínuo de eventos com diferentes períodos de recorrência (Chambers et al., 2009, 2013; Negrón-Juárez et al., 2010). Imagens com resolução espacial de escala intermediária como Landsat (White et al., 2016) detectam clareiras formadas pelo

dano/morte de 6 a 10 árvores. Tais eventos podem ser detectados em um nível de pixel (Negrón-Juárez et al., 2011; Araujo et al., 2017).

Com base no tamanho e na frequência de distúrbios naturais, Espírito-Santo et al. (2014) mostraram que escalonado para toda a área da floresta amazônica ($\sim 6,8 \times 10^8$ ha) (INPE, 2014), o carbono total liberado por distúrbios naturais é estimado em $1,30 \text{ PgCy}^{-1}$. Destes, $\sim 1,28 \text{ PgCy}^{-1}$ ou $\sim 98,6\%$ é atribuído à mortalidade de árvores em eventos de pequena escala ($< 0,1$ ha), $\sim 1,1\%$ de escala intermediária ($0,1 - 5$ ha) e apenas $\sim 0,3\%$ está associado a distúrbios de grande escala (≥ 5 ha). Embora visualmente impressionantes, grandes blowdowns são raros (período de recorrência da ordem de centenas a milhares de anos) (Chambers et al., 2013). A biomassa associada à esses eventos é de apenas $0,003 \text{ PgCy}^{-1}$ (Espírito-Santo et al., 2014).

O sensoriamento remoto pode potencializar o monitoramento em campo da estrutura e da dinâmica da floresta por meio da geoespacialização das características da floresta investigada. Padrões espectrais foram estudados a fim de se detectar e entender a severidade de distúrbios. Além de distintos métodos de avaliação espectral, existem diversos sensores ópticos que variam em resolução espacial e temporal (Escada et al., 2011; (Gómez et al., 2012; Kane et al., 2014; Wallace et al., 2016). Assim, a escolha do sensor remoto deve ser aliada ao objetivo e à escala espacial que se pretende trabalhar. A técnica de fotogrametria, por exemplo, vem sendo cada vez mais utilizada para estudos ecológicos da floresta (Getzin et al., 2012, 2014; Garzon-Lopez et al., 2013; Zhang et al., 2016; Huang et al., 2019; Park et al., 2019; Laurin et al., 2019; Araújo et al., 2020, 2021). Avanços na aquisição e processamento desta técnica possibilitam o desenvolvimento de produtos com alta resolução espacial tridimensional (3D), uma ferramenta importante em estudos florestais de fino detalhamento (Kane et al., 2014; Wallace et al., 2016).

3.3.2 USO DE ARP E TÉCNICA DE FOTOGRAMETRIA

A aerofotogrametria é uma subdivisão da fotogrametria na qual as fotografias do terreno são tomadas por uma câmera de precisão montada em uma aeronave. Embora originalmente a fotogrametria se ocupasse de analisar fotografias, atualmente integra dados provenientes de sensores remotos. A fotogrametria, num sentido mais restrito, refere-se aos métodos de obtenção de dados quantitativos como coordenadas e distância. A fotointerpretação consiste em obter dados qualitativos a partir da análise das fotografias (Tommaselli, 2003).

Entre as técnicas para levantamentos 3D, a fotogrametria tem papel histórico importante. Esta técnica permitiu a produção em massa de documentos cartográficos. A fotogrametria teve seu desenvolvimento iniciado no século XIX, com alguns experimentos com imagens tomadas a partir de balões. Enquanto era iniciada a aerofotogrametria, o ramo da fotogrametria terrestre foi decaindo por vários fatores, sobretudo, devido à dificuldade de padronizar processos, em função das diferentes situações para possibilitar as aquisições de fotos e à diversidade de requisitos de cada problema. A aerofotogrametria, contudo, foi a grande responsável pela produção de documentos cartográficos com especificações rígidas durante o século XX (Tommaselli 2003).

Os métodos tradicionais de fotogrametria são baseados na visão humana binocular (Iglhaut et al., 2019). A profundidade pode ser percebida a partir de dois pontos cuja posição relativa é conhecida. No entanto, profundidade, volume ou recursos 3D também podem ser percebidos a partir de um único ponto de observação se o observador ou o objeto está se movendo (Ullman, 1979; Bolles et al., 1987). O *Structure from Motion* (SfM) é uma técnica fotogramétrica baseada em ambos os princípios: (i) a visão binocular e (ii) a mudança da visão de um objeto que está se movendo ou diferentes visadas (Koenderink e van Door, 1991). O SfM é usado para estimar modelos 3D a partir de sequências de imagens 2D sobrepostas. Essa técnica ganhou popularidade recentemente devido ter ficado cada vez mais acessível pelo surgimento de softwares capazes de fazer esse processamento (Araújo et al., 2021). O SfM se difere da fotogrametria tradicional principalmente em três aspectos: (i) os recursos podem ser automaticamente identificados e imagens em escalas diferentes, ângulos de visão e orientação; (ii) as equações usadas no algoritmo podem ser resolvidas sem informações das posições da câmera ou pontos de controle no chão, embora ambos possam ser adicionados e usados e; (iii) a calibração da câmera pode ser resolvida ou refinada automaticamente durante o processamento. O SfM pode assim fornecer automaticamente modelos tradicionais de fotogrametria sem exigir rigorosa homogeneidade na sobreposição de imagens, poses e calibrações da câmera (Dandois e Ellis, 2013). O fluxo de trabalho de todo o processo consiste em (Iglhaut et al., 2019):

- **Alinhamento (SIFT)** - Detecção e alinhamento a partir de características comuns (texturas) em imagens sobrepostas;

- **Nuvem de pontos esparsas (SfM)** – Recebem coordenadas X, Y, Z e o software constrói uma rede de pontos 3D correspondentes.

- **Nuvem de pontos densa** - Após a criação da rede de pontos 3D, uma nuvem densa é gerada para preencher os espaços entre os pontos de ligação, portanto a partir do nível de detalhamento da nuvem os modelos serão diretamente derivados.

- **Geração dos modelos** – A partir da nuvem densa é obtido o Modelo Digital de Superfície (MDS) e o Ortomosaico. O MDS é um conjunto de dados geográficos digitais que representa elevações da superfície com coordenadas horizontais e verticais (x, y, z) e o ortomosaico é uma fotografia aérea não distorcida, com escala uniforme para todo o mosaico de imagens aéreas.

A tecnologia por meio do uso de ARP's, ou popularmente conhecido como *drones* estão cada vez mais acessíveis ao mercado e em avanço de pesquisas científicas. Araújo (2020) investigaram a estrutura e a dinâmica da Floresta Amazônica Central elucidando a importância de estudos utilizando câmera ótica RGB (Vermelho, Verde, Azul) montada em um *drone*. Park et al. (2019) identificaram o melhor modelo entre os diferentes recursos de cor e/ou textura e aplicaram o melhor modelo nas imagens para estimar a série temporal de cobertura foliar em floresta tropical no Panamá. Getzin et al. (2014) usaram *drone* a fim de obter imagens de alta resolução para mensurar padrões de tamanho e distribuição de clareiras em florestas manejadas e não manejadas na Alemanha. E, Araújo et al. (2021) também utilizaram *drone* para obtenção de imagens no período de 5 anos em uma parcela de 50 ha de floresta tropical no Panamá para estudar distúrbios no dossel e relacionar com as chuvas. Araújo et al. (2021) obtiveram frequência do tamanho das clareiras dominadas pelas menores classes de tamanho, com área de 25 m². Câmeras óticas acopladas à *drones* têm utilidade para registrar clareiras florestais de um tamanho pequeno e seus padrões espaciais devem ser monitorados com intervalos espacialmente explícitos para obter mais informações sobre a dinâmica da floresta (Getzin et al., 2012, 2014), porém, ainda é importante o reconhecimento em campo tanto das clareiras, quanto da estrutura de árvores mortas e a biomassa perdida associada para ser possível fazer relações das imagens de alta resolução com a verdade de campo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em parcela permanente monitorada no escopo da plataforma Interação Vento-Árvore na Amazônia (INVENTA), a qual está inserida no projeto Amazon Tall Tower Observatory (ATTO). A área de estudo se localiza na Estação Experimental de Silvicultura Tropical do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (EEST/INPA) (Figura 1). O acesso à EEST é feito pela estrada vicinal ZF-2, localizada no km 50 da BR-174 ao norte de Manaus. A plataforma INVENTA localiza-se à margem esquerda da vicinal ZF-2, no km 18. A plataforma abrange parcela permanente com 18 ha (600 m x 300 m) e está dividida em subparcelas de 20 m x 20 m, totalizando 450 subunidades amostrais, as quais estão subdivididas em quatro quadrantes de 10 m x 10 m (1800 quadrantes).

A parcela permanente foi instalada no ano 2000 como parte do Projeto Jacaranda (cooperação entre o INPA e Agência Internacional de Cooperação do Japão - JICA). Nessa ocasião, um censo florestal incluindo árvores, palmeiras e cipós com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm foi realizado a fim de estudar a estrutura e a distribuição espacial das espécies (Pinto et al., 2003). A plataforma INVENTA começou a ser implementada em 2017 com a remedição de todas as árvores e palmeiras com DAP ≥ 10 cm. Em 2019 foram instaladas três torres estaiadas com altura total entre 33 m e 36 m. Estas torres cobrem a variação topográfica local (platô, encosta e baixio) e são utilizadas para o monitoramento de padrões de vento a precipitação locais.

A EEST/INPA é coberta por floresta madura de terra-firme com árvores de 28,65 m \pm 0,46 m de altura (média \pm desvio padrão) (Araújo et al., 2020). O dossel é fechado e a riqueza de espécies de árvores na região de estudo é superior a 280 espécies ha⁻¹ (Oliveira and Mori 1999). Os solos são predominantemente distróficos, com baixos níveis de fósforo, cálcio, magnésio, sódio e potássio e altos níveis de alumínio (Telles et al., 2003). Os solos nos platôs são compostos predominantemente por Latossolos ricos em argila de caulinita (Oxissolo) (Telles et al., 2003). Nas porções mais baixas do relevo, também conhecidos como baixios, os solos são intermitentemente inundados e compostos de areia misturada com matéria orgânica (Espodossolo) (Telles et al., 2003). A precipitação média anual e a temperatura na região de Manaus são de, respectivamente, 2.231 \pm 118 mm ano⁻¹ (média \pm intervalo de confiança de 95%) e 26,9 \pm 0,17 ° C (período de 1970-2016) (INMET, 2016).

A região experimenta três meses consecutivos de seca (julho a setembro) (Marques-Filho et al., 2005), em geral, com volume total de chuvas inferior a 100 mm (Negrón-Juárez et al., 2017).

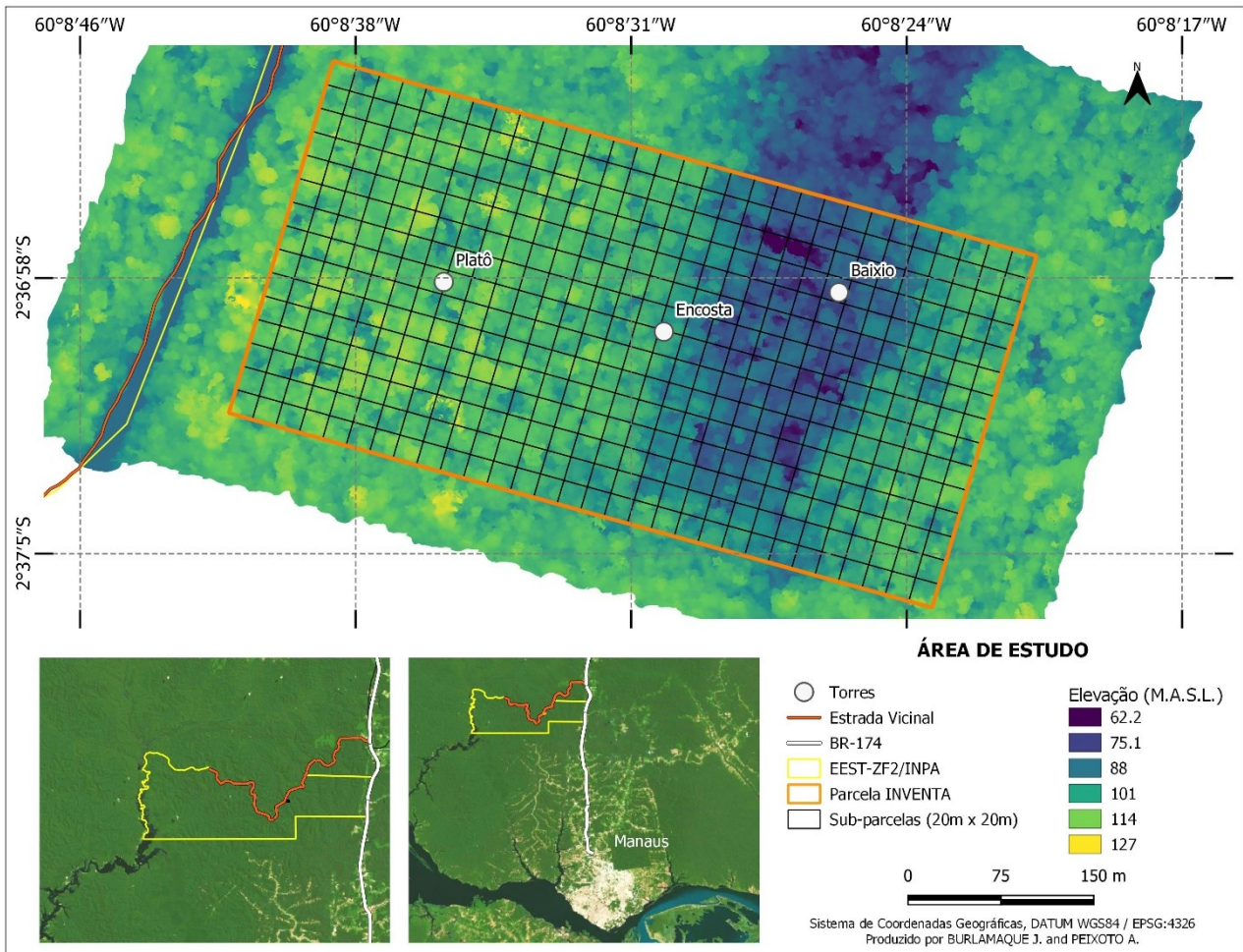


Figura 1. Parcela Plataforma INVENTA/ATTO, instalada a ~50 km ao norte de Manaus - (AM), em parcela permanente de 600 m x 300 m (18 ha). As elevações são referentes ao terreno mais superfície do dossel.

4.2 COLETA DE DADOS

Os dados de distribuição de tamanho e geometria de clareiras foram coletados mensalmente por meio de sensor remoto de alta resolução (seção 4.2.1). Os dados de campo foram coletados bimestralmente (seção 4.2.2) e incluem a identificação e descrição de

clareiras formadas entre Dezembro/2019 e Janeiro/2021 (13 meses). Os dados de sensoriamento remoto abrangem o período entre Outubro/2018 e Janeiro/2021 (27 meses) (Tabela 1).

Tabela 1: Período da realização de campanhas de sobrevoos (ARP-RGB) e de campo com seus respectivos intervalos de tempo em dias.

ARP-RGB	Intervalo em dias	Dados de campo	Intervalo em dias
9/18/2018			
10/24/2018	36		
12/27/2018	64		
01/12/2019	16		
04/05/2019	83		
5/28/2019	53		
6/24/2019	27		
7/15/2019	21		
8/17/2019	33		
8/29/2019	12		
9/25/2019	27		
10/21/2019	26		
11/01/2019	11	11/01/2019	
11/30/2019	29		
12/15/2019	15	12/15/2019	44
1/30/2020	46		
2/19/2020	20	2/19/2020	66
3/31/2020	41		
4/16/2020	16	4/16/2020	57
5/25/2020	39		
6/16/2020	22	6/16/2020	61
7/29/2020	43		
8/18/2020	20	8/18/2020	63
9/29/2020	42		
10/14/2020	15	10/14/2020	57
11/30/2020	47		
12/14/2020	14	12/14/2020	61
1/19/2021	36	1/19/2021	36

4.2.1 DADOS REMOTOS

4.2.1.1 AQUISIÇÃO DE DADOS

O imageamento com câmera digital foi realizado com ARP modelo Phantom 3 DJI. Esse modelo possui bateria de 15,2 V e autonomia de voo de ~20 minutos. O plano de voo é programado através do aplicativo “DJI Ground Station” no dispositivo portátil conectado ao controle e configurado para voo automatizado a partir de *waypoints* predefinidos.

A câmera é acoplada a um suporte “gimbal” de três eixos que deixa a câmera estável e reduz os efeitos do movimento do ARP. A câmera foi calibrada em cada voo para reduzir os efeitos da iluminação variável dentro e entre os voos. A lente da câmera possui ângulo de visada (Field of View - FOV) de 94° e as fotografias geradas possuem resolução de 12 Mp, com dimensões máximas de 4000 pixels x 3000 pixels. Voando a 9,9 m s⁻¹, a aeronave tem capacidade para imagear a área de estudo (18 ha) em um sobrevoo, sem substituição da bateria. Os sobrevoos foram feitos a 100 m de altura do solo gerando imagens com ~100 m de largura na altura do dossel. Para evitar a influência da iluminação, foram realizados três voos/levantamentos repetidos em cada visita ao campo, ou seja, sendo processados três voos do mesmo dia para cada mês. As fotografias foram capturadas a cada 2 segundos com 85% de sobreposição longitudinal e 70% de sobreposição lateral em relação ao chão (Figura 2).

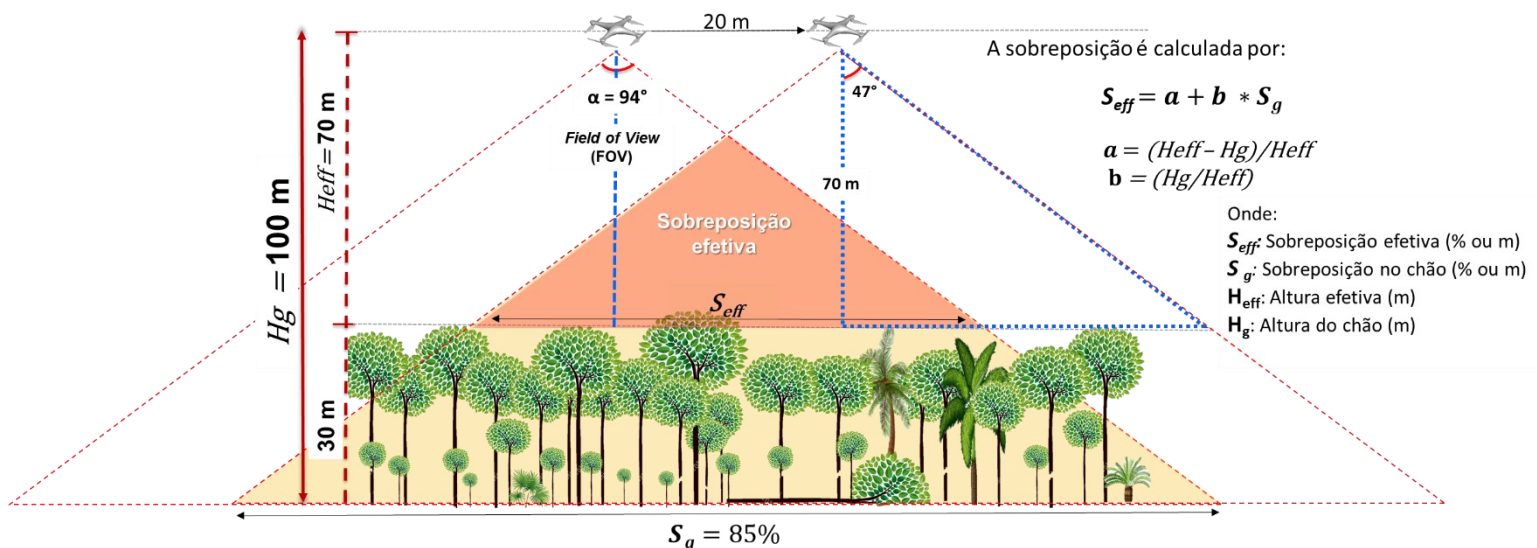
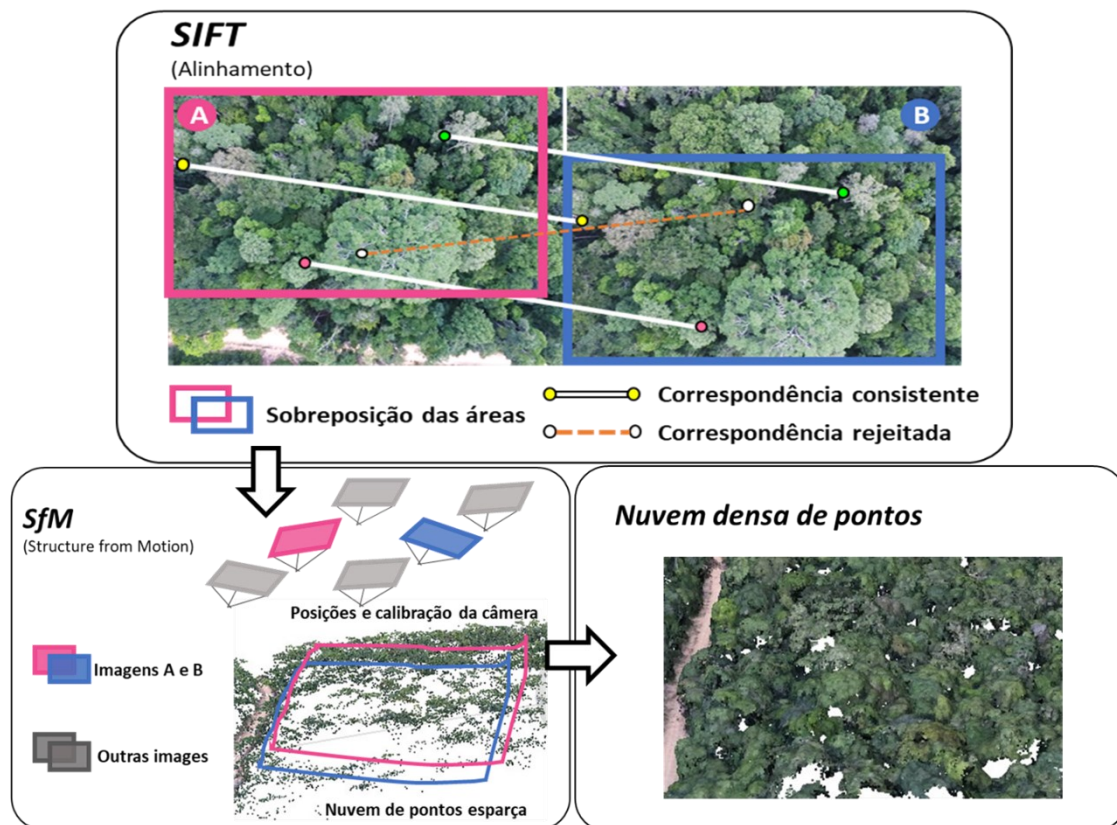


Figura 2. Desenho esquemático demonstrando o cálculo de sobreposição efetiva entre imagens em relação ao dossel da floresta.

4.2.1.2 PROCESSAMENTO DE DADOS

As fotografias foram processadas no *software* Agisoft Metashape versão 1.5.2 build 7838 (AGISOFT LLC., St. Petersburg, Rússia). Para tal procedimento, foi adotado o seguinte fluxo de processamento (Figura 3). Este *software* faz o alinhamento das fotos usando o algoritmo “*Scale Invariant Feature Transformation*” (SIFT) (Lowe, 2004), o qual possibilita o alinhamento de fotos com ângulo de cambagem maior que 3 graus. Por meio deste procedimento, as fotos são alinhadas a partir de características comuns (texturas) sobrepostas. Esses pontos alinhados recebem coordenadas X, Y, Z e o efeito paralaxe visto nas fotos sobrepostas reproduz a visão estereoscópica (3D), com base no método “*Structure from Motion*” (SfM). Após a criação da rede de pontos 3D, uma nuvem densa de pontos XYZ é gerada para preencher os espaços entre os pontos de ligação chamado Nuvem Densa de Pontos. A partir desta nuvem densa, o programa gera um modelo digital de superfície (MDS) e um ortomosaico. O MDS é um conjunto de dados geográficos digitais que representa elevações da superfície com coordenadas horizontais e verticais (X, Y, Z) (Ighlaut et al., 2019). O ortomosaico reproduz as dimensões reais dos objetos (Araújo et al., 2020), com resolução espacial horizontal de 3 cm a 7 cm.



Adaptado de Ighlaut et al. (2019)

Figura 3: Os três principais processos do fluxo de trabalho SfM.

Os modelos ortomosaico e o MDS, foram alinhados verticalmente e horizontalmente utilizando o processo de georreferenciamento a partir do dataset L3A - Airborne LiDAR transects summary collected by EBA in the Brazilian Amazon existente da parcela (Ometto et al., 2021). O fluxo de trabalho consiste em: (a) processar o primeiro sobrevoo (apenas uma vez), (b) processar fotografias usando o Z do plano de voo (100m) no Agisoft Metashape, (c) alinhar (georreferenciar) o ortomosaico aos dados LiDAR em ambiente SIG, (d) extrair pontos de controle e valores Z de LiDAR e (e) processar fotos no Agisoft Metashape, com os pontos de controle como marcador. Após esse primeiro processamento utilizando pontos de referência do LiDAR, os demais sobrevoos seguem o seguinte fluxo: (a) alinhamento das fotografias no Agisoft Metashape (b) alinhamento de chunks das duas nuvens de pontos com base no primeiro sobrevoo e (c) processamento final no Agisoft Metashape.

4.2.1.3 IDENTIFICAÇÃO DE DISTÚRBIOS NO DOSSEL

As clareiras foram definidas como áreas nas quais foi observada diminuição substancial na altura do dossel em porções contíguas do dossel entre intervalos de medição. As clareiras identificadas e descritas foram formadas a partir da queda de uma ou mais árvores, assim como pela queda de galhos. Assim, as clareiras foram identificadas por meio de uma combinação de análise das mudanças do MDS e interpretação visual do ortomosaico (Figura 4) (Araújo et al., 2021). Inicialmente, foi calculada a imagem-diferença para todos os pares de datas consecutivas, a fim de obter um produto *raster* descrevendo as mudanças de altura do dossel para cada um dos intervalos analisados. A imagem-diferença foi calculada por:

$$\textit{Imagem diferença do MDS} = \textit{MDS}_{data2} - \textit{MDS}_{data1}$$

Em seguida, foram selecionadas as áreas em que a altura do dossel diminuiu mais de 10 m em porções de dossel contínuo com, pelo menos, 5 m², pois esse foi o menor tamanho de clareiras descritas em estudos anteriores (Brokaw, 1982; Hubbell et al., 1999), e que teve uma relação área / perímetro superior a 0,6. A relação área/perímetro auxilia na remoção de artefatos associados a leves mudanças nas posições de árvores individuais entre conjuntos de imagens, seja devido ao deslocamento da copa em função do vento ou mudança no alinhamento das árvores. Por fim, todas as imagens geradas foram conferidas visualmente, observando imagens de ortomosaicos para subparcelas de 400 m² para cada par de imagens de datas sucessivas. Caso necessário, foi editado os polígonos pré-delineados, removendo os que surgiram por ruídos da imagem e adicionando novos distúrbios de dossel visíveis que não foram previamente delineados (seja porque eram muito pequenos em área ou por não apresentarem perda da altura do dossel pré-delineada) (Araújo et al., 2021).

Valores de topografia e declividade do terreno foram extraídos pelos dados LiDAR dataset L3A (Ometto et al., 2021) pelos valores mínimos da nuvem de pontos em resolução espacial de 10 m. A topografia apresentou a unidade de medida de altitude em Metros Acima do Nível do Mar (M.A.S.L), variando de 74 a 130 m. A declividade foi calculada em ambiente SIG, apresentando a unidade de medidas em graus variando de 0,06° a 44°. Em casos de a clareira ocupar mais de um pixel, o valor da altitude do terreno (topografia) e

declividade de cada clareira foram calculados pela média aritmética dos pixels que estão dentro da área da clareira.

A fração de clareira foi calculada como a soma total das áreas de clareiras formadas durante o período de monitoramento em campo e na imagem dividida pela área total da parcela, em porcentagem (%). Além disso, foi calculado a fração de clareira anualizada, sendo a razão da fração de clareira pelo período de monitoramento ($\% \text{ ano}^{-1}$). A fração de clareira anualizada foi calculada apenas para as clareiras provenientes de dados remotos, por abranger o maior período de monitoramento.

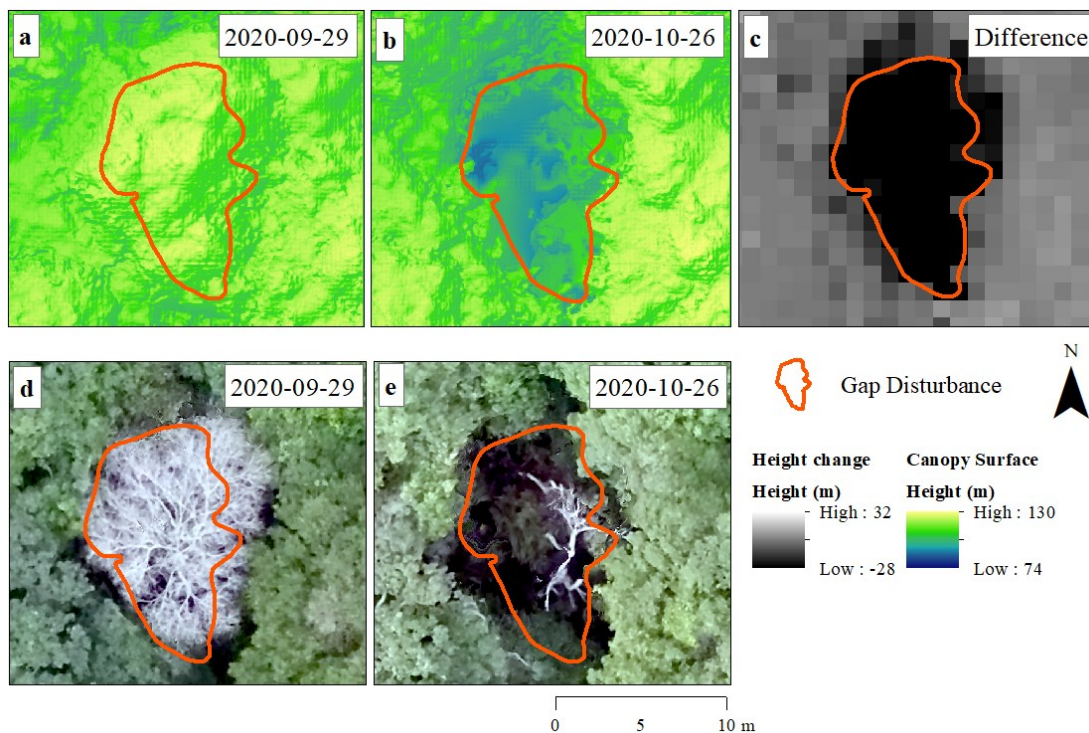


Figura 4. Clareira visualizada em modelos de superfície do dossel e ortomosaicos calculados a partir de análises fotogramétricas de imagens de ARP. Modelos de elevação para uma clareira do estudo em duas datas sucessivas, 29 de setembro de 2020 (a) e 26 de outubro de 2020 (b). Diferença na elevação entre as duas datas, com área preta indicando diminuição na altura do dossel (c). Ortomosaicos RGB das mesmas datas (d, e).

4.2.2 DADOS DE CAMPO

4.2.2.1 MEDIÇÕES DE CLAREIRAS COM TRENA A LASER

A identificação e descrição das clareiras em campo foi realizada por meio de caminhamento em toda a parcela. O caminhamento foi feito em faixas de 10 metros dentro

de cada subparcela (20x20m), de forma a facilitar a identificação de clareiras não rastreadas por meio de sensoriamento remoto. Em campo, as clareiras foram definidas como aberturas no dossel da floresta estendendo-se desde o estrato superior até uma altura média de dois metros acima do solo (Brokaw, 1982). Clareiras formadas antes do início deste monitoramento foram identificadas nas imagens e sinalizadas em campo, a fim de compor uma linha de base usada como referência para o período estudado. A geometria de clareiras formadas por eventos de mortalidade e/ou queda de galhos também foi descrita em campo. Para tanto, foi adotado o método de Brokaw (1982), o qual consiste na tomada das coordenadas (distância e direção) de um ponto conveniente próximo do centro até a borda da clareira. A definição dos limites da clareira em campo foi feita de acordo com a projeção dos limites da abertura no dossel até o chão. Para as medições de distância e azimute foi utilizada uma trena a laser TruPulse, modelo 360B (Laser Technology). O centro das clareiras foi definido em campo e as coordenadas coletadas com média de pontos de GPS/GLONASS portátil. A partir do centro das clareiras, as medições das 8 coordenadas foram iniciadas no sentido anti-horário. Com o auxílio de uma bússola, a primeira medição foi iniciada apontando para o norte ($360^{\circ}/0^{\circ}$). Os dados de cada clareira foram vetorizados em ambiente SIG a partir do ponto central.

4.2.2.2 COMPOSIÇÃO DAS CLAREIRAS

A coleta das informações da estrutura da floresta nas áreas de clareira foi realizada após a delimitação dos seus limites. Para árvores vivas foram coletadas ainda as seguintes variáveis: número da clareira identificada, número de árvores, placa de identificação do inventário florestal, parcela e subparcela, diâmetro à altura do peito (DAP) sendo padronizado a 1,30 m em relação ao nível do solo e altura de quebra e/ou dano principal (quando existente). Para árvores mortas, além destas variáveis, foram coletados: o azimute da direção de queda, o modo de mortalidade e a altura de quebra (quando existente), seguindo a classificação utilizada por Marra et al., 2014; Ribeiro et al., 2016; Fontes et al., 2018:

- Árvores mortas em pé: foram aquelas que apresentarem ausência de folhas e/ou de seiva. A árvore morta em pé pode liberar o galho ou cair o fuste principal para a formação da clareira, em ambos os casos, o modo principal de morte para a formação da clareira foi definido como árvore morta em pé;

- Árvores mortas quebradas: caracterizadas pela ruptura mecânica do fuste (quebra ou rachaduras), com seiva muitas vezes ainda presente e em geral, com a copa caída.

- Árvores mortas desenraizadas: indivíduos arrancados do solo, com raízes expostas e, em geral, com tronco principal intacto e ainda conectado à copa.

Além disso, foi realizado a estimativa da biomassa e volume perdidos. Para árvores com DAP ≥ 10 cm e passível de medição, foi aplicada a equação alométrica de simples entrada para volume de madeira para indivíduos com DAP ≥ 10 cm (Lima, 2010) e biomassa acima do solo (Silva, 2007), ambos ajustados localmente. Para galhos com diâmetro ≥ 5 cm, o volume foi obtido por meio de cubagem rigorosa combinando os métodos Smalian (medição dos diâmetros na base e no topo) e Hohenald (divisão relativa do comprimento da secção) (Higuchi et al., 2015). A biomassa acima do solo foi aproximada multiplicando o volume de cada componente pela densidade básica da madeira (peso seco em estufa dividido pelo volume saturado) (Fearnside, 1997; Romero et al., 2021). Em função da impossibilidade de identificar todas as espécies em função da ausência de folhas e/ou estruturas férteis, foi utilizado a densidade básica média aritmética do fuste (densidade na altura do peito e no topo do fuste) de árvores da Amazônia Central (Nogueira et al., 2005).

4.2.2.3 PRECIPITAÇÃO

Os dados de precipitação para o período estudado foram coletados por um pluviômetro instalado na base de pesquisa da EEST/INPA, localizada à cerca de 2 km de distância da parcela. As medições são anotadas manualmente em escala temporal diária. Como não houve mês com precipitação inferior a 100 mm (definida como estação seca na literatura), a estação seca foi definida a partir da média da precipitação mensal ao longo do tempo de monitoramento (meses com precipitação < 200 mm). Foram utilizados dados de precipitação acumulado e a contagem de eventos de chuva mais forte diária, acima do 99th dos dias (em todo o intervalo de estudo).

4.3 ANÁLISE DE DADOS

i. Sensibilidade de detecção das clareiras em imagens ARP e campo

Foi realizada uma matriz de confusão para resumir a precisão de classificação e calculamos os percentis de acurácia (a), precisão (p), *recall* (r) e *Score FI* (F) (Eqs. 1– 4). O percentil a representa o total de detecções corretas. O percentil p é utilizada para indicar a relação entre as previsões positivas realizadas corretamente, e todas as previsões positivas (incluindo as falsas). O percentil r é utilizado para indicar a relação entre as previsões positivas realizadas corretamente e todas as previsões que realmente são positivas (Verdadeiro Positivo [VP] e Falso Negativo – [FN]). O *Score FI* (F) representa a média harmônica entre p e r , ou seja, a média entre os erros de comissão e erros de omissão. Valores de F mais altos indicam maior concordância entre as clareiras identificadas/validadas em campo (valor verdadeiro) e na imagem (valor observado).

$$(1) \textit{Acurácia} (a) = ((VP+VN) /n) *100$$

$$(2) \textit{Precisão} (p) = (VP/(VP+FP)) *100$$

$$(3) \textit{Sensibilidade (Recall)} (r) = (VP/(VP+FN)) *100$$

$$(4) \textit{Score FI} = (((2*p*r) / (p + r))) *100$$

ii. Geometria de clareiras em imagens ARP e campo

A partir da estrutura tridimensional dos nossos dados fotogramétricos, foi quantificado os distúrbios no dossel em termos de perda vertical em altura e da área horizontal. Para cada distúrbio, foi calculado a altura e volume médio de queda das diferenças dos modelos de superfície da copa das árvores. Foi testado como a queda média de altura e volume estavam correlacionadas com a área das clareiras, utilizando a correlação de Pearson.

Foi quantificado a distribuição de tamanho das clareiras medidas utilizando dados fotogramétricos e medidas em campo (Brokaw, 1982) e apresentado graficamente a distribuição das clareiras ao longo das classes de tamanho (cada classe tem 20 m²) medidas em ambos os métodos. Foi realizado o teste t pareado para comparar entre os dois métodos de medidas de clareiras as métricas de geometria (área, perímetro e índice de complexidade de forma da clareira (Getzin et al., 2012, 2014)).

iii. Os modos de mortalidade, biomassa e estrutura das clareiras

Inicialmente, foi calculada uma matriz de correlação de Pearson entre todas as variáveis descrevendo a geometria das clareiras e os dados da estrutura da vegetação, modos de mortalidade e danos obtidos e/ou validados em campo (Apêndice 1). A partir desta matriz, foram selecionadas as variáveis com correlações apresentando p-valor $\leq 0,05$, e interpretação ecológica pertinente. As variáveis selecionadas foram relacionadas com as métricas de área da clareira por meio de regressão linear, como a área da clareira em função do Modelo Digital do Terreno (MDT) e declividade do terreno.

Para cada clareira identificada, foi classificado o modo de mortalidade ou queda de galho principal para sua formação. Foi separada a área e biomassa formada em cada modo de mortalidade e queda de galho e testado se há diferença entre cada modo de mortalidade e queda de galho utilizando Análise de Variância (ANOVA).

iv. Sazonalidade da precipitação, área e frequência de formação de clareiras

Foi avaliado a relação da variação temporal da área e frequência de distúrbios, que foram normalizadas pelo tempo em meses entre cada par de MDSs, com a precipitação acumulada e a contagem de chuvas mais fortes (percentil ≥ 99 th) dentro de cada período entre imagens. Essas variáveis foram correlacionadas utilizando dados gráficos e correlação de Pearson.

5 RESULTADOS

No período de outubro/2018 a janeiro/2021 (27 meses) foram detectadas 32 clareiras (Figura 5). Destas, 15 clareiras foram formadas durante o período de monitoramento apenas pelas imagens (outubro/2018 a novembro/2019), durante o qual não foi realizado o período de validação de campo. Num segundo ano (dezembro/2019 a janeiro/2021), durante o qual foi realizado o monitoramento bimestral para obtenção da verdade campo, foram registadas outras 18 clareiras.

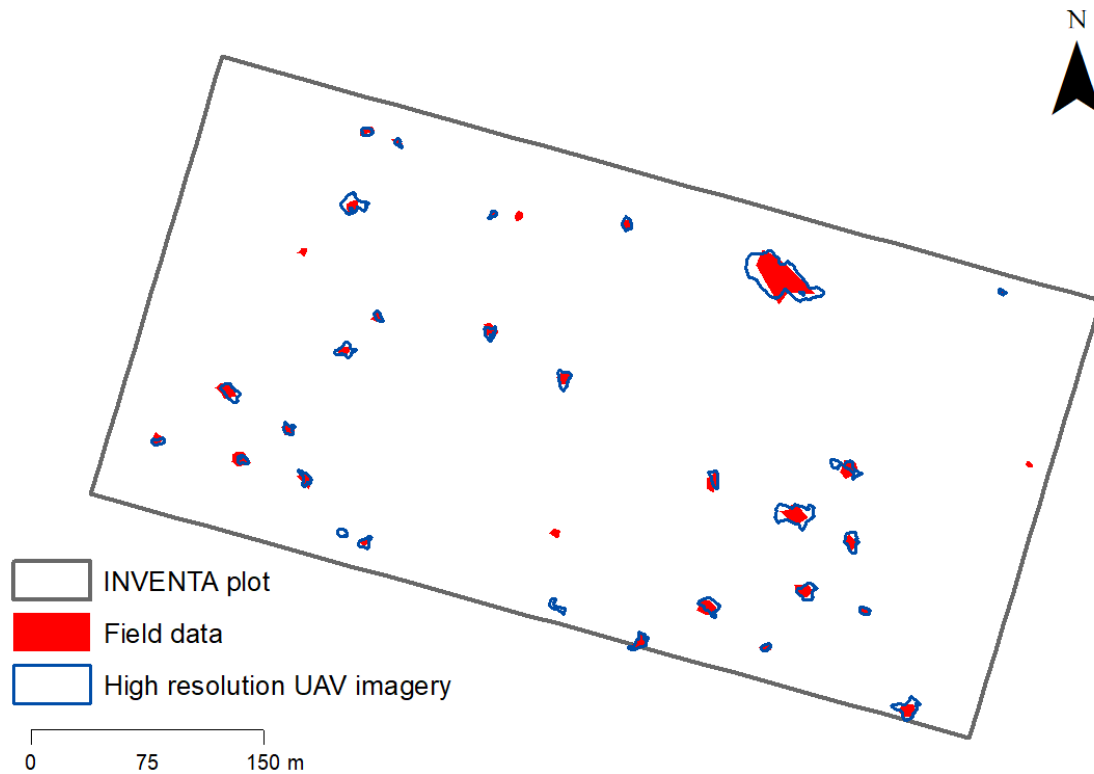


Figura 5. Mapa de distúrbios do dossel na parcela de 18 ha (retângulo cinza, 600 x 300 m). Localizado na Parcela Plataforma INVENTA/ATTO da EEST-ZF2, Manaus- AM de 24 de outubro de 2018 a 19 de janeiro de 2021.

i. Sensibilidade de detecção das clareiras em imagens ARP e campo

Do total de 18 clareiras monitoradas simultaneamente em campo (valor verdadeiro) e na imagem (valor observado), 14 foram detectadas no campo e imagem, 3 foram detectadas apenas no campo e 1 apenas na imagem (Tabela 2). As clareiras detectadas apenas em campo tiveram área de 15 m², 20 m² e 26 m², ou seja, alocadas nas menores classes de tamanho (Figura 7). O principal modo de morte ou queda de galho para formação dessas clareiras detectadas apenas em campo foram duas por árvore morta em pé e uma por queda de galho. Já a clareira detectada apenas na imagem (Figura 6), foi detectada por ter ocorrido perda em altura no dossel superior, porém, não se encaixou na definição de clareira de Brokaw (1982), com a abertura se estendendo do céu até, pelo menos, há dois metros de altura do chão. O principal modo de morte da árvore para a formação dessa clareira foi árvore morta em pé que perdeu os galhos.

Tabela 2. Matriz de confusão entre cada evento de clareira observado na imagem ARP e em campo.

	Dados de campo (Valor verdadeiro)	
	Imagem ARP (Valor observado)	14 (Verdadeiro Positivo – VP)
	1 (Falso Positivo – FP)	0 (Verdadeiro Negativo – VN)

Acurácia (a) = 77,78%

Precisão (p) = 93,33%

Sensibilidade (Recall) (r) = 82,36%

Score F1 = 87,50%

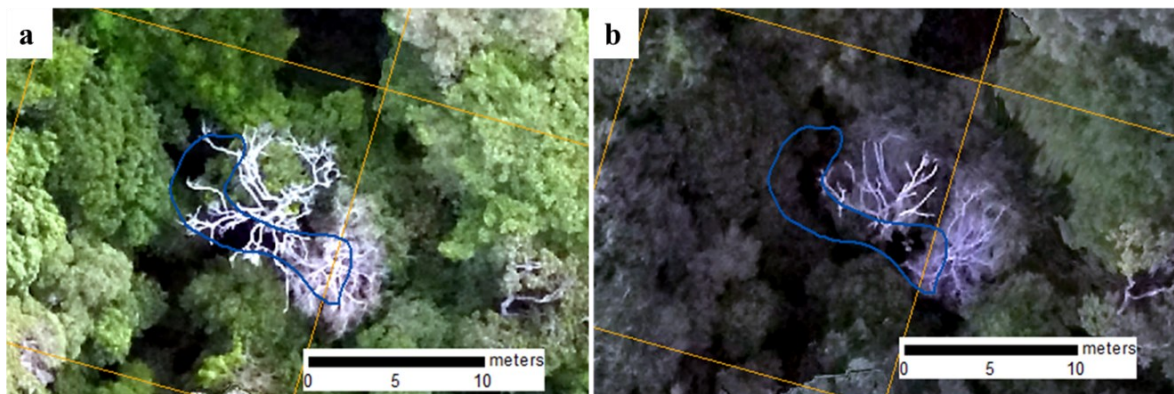


Figura 6. Clareira detectada somente na imagem ARP (falso positivo). Legenda: Perda de galhos antes (a) e depois (b) do distúrbio detectado.

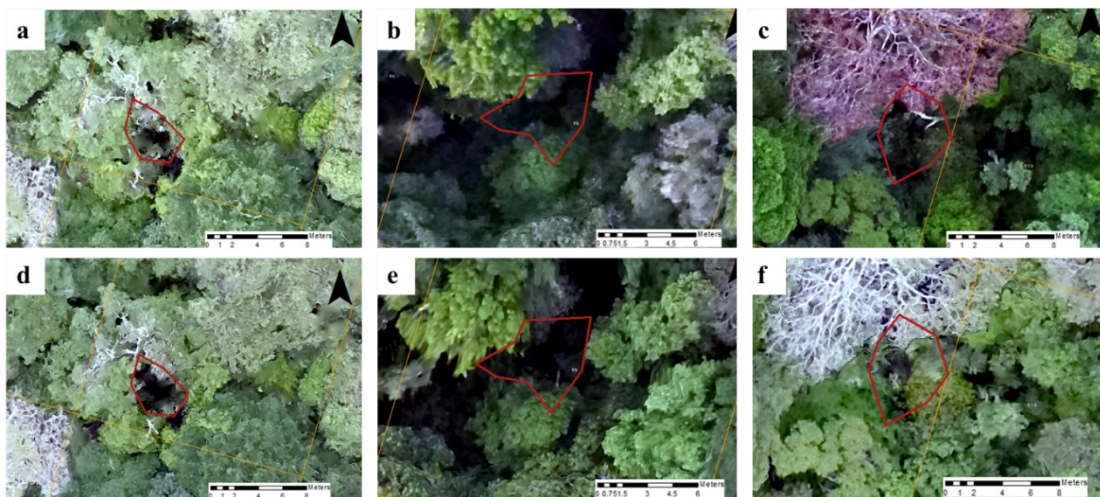


Figura 7. Clareiras detectadas somente em campo (falso negativo). Legenda: Antes da formação das clareiras detectadas em campo (a, b, c) e depois (d, e, f).

ii. Geometria de clareiras em imagens ARP e campo

As áreas da menor e a maior clareira descritas por meio dos dois métodos tiveram diferença de 1,39 m² e 253,93 m², respectivamente (Tabela 3). A área média das clareiras não variou em função do método aplicado ($p = 0,8544$). As estimativas de perímetro e do índice de complexidade da forma da clareira (GSCI) variaram entre métodos ($p = 0,01019$ e $p = < 0,001$, respectivamente) (resultados dos testes). A fração das clareiras monitoradas foi de aproximadamente 1,4% da área total (Tabela 2), variando de 1,09% para os dados de campo a 1,36% para os dados da imagem. A fração de clareira anualizada (calculada apenas utilizando dados da imagem na qual obtivemos maior período de monitoramento), resultou em 0,60% ao ano (Tabela 3).

Tabela 3. Geometria das clareiras detectadas ao longo de 27 meses em parcela de 18 ha por meio de imagem ARP e monitoramento em campo. ¹GSCI, é o índice de complexidade de forma da clareira ($GSCI = \text{perímetro} / \sqrt{\text{área} \cdot 4 \pi}$), cujo menor valor de referência é 1,0 para descrever um círculo (ver em Getzin et al., 2012, 2014). A ²fração de clareira é a taxa da soma da área de todas as clareiras, dividida pela área total da parcela. A ³fração de clareira anual é a soma da área de clareiras em 27 meses, anualizada (% da área de estudo por ano).

Método	# clareiras capturadas	Menor área (m ²)	Maior área (m ²)	Área média (m ²) ± IC (95%)	Área mediana (m ²)	Perímetro médio (m) ± IC (95%)	GSCI ¹ Média/Max	Fração de clareira ² (%)	Fração de clareira anual ³ (% ano ⁻¹)
Dado de campo	31	9,59	580,65	68,50 ± 37,91	44,88	29,86 ± 6,92	1,13/1,35	1,09	0,60
Imagem ARP	30	10,37	834,65	80,07 ± 56,81	37,43	35,42 ± 9,22	1,28/1,6	1,36	

A amplitude em área para clareiras medidas nas imagens e em campo foi de 823,60 m² e 571,06 m² respectivamente (Tabela 3). O menor e maior tamanho de clareira identificado nas imagens foi de 10,37 e 834,65 m², respectivamente. E o menor e maior tamanho identificado em campo foi de 9,59 e 580,65 m², respectivamente (Tabela 3). Considerando a área acumulada de clareiras durante 27 meses, 50% da área total de clareiras foram contribuídos por eventos de até 40 m², indicando maior frequência de clareiras nas menores classes de tamanhos.

Tabela 4. Área acumulada de clareiras, durante 27 meses.

Método	Área acumulada (% da área do estudo)				
	≤ 20 m ²	≤ 25 m ²	≤ 30 m ²	≤ 35 m ²	≤ 40 m ²
Dado de campo	10,71	25,00	25,00	35,71	46,67
Fotogrametria/Imagem ARP	13,33	23,33	40,00	46,67	53,33

A frequência de abertura foi inversamente proporcional à área das clareiras. A frequência das clareiras por classe de tamanho foi um pouco menor para as clareiras quantificadas em campo na primeira classe de tamanho e maior na imagem (Fig. 8a). Em função da distribuição de tamanhos observada, foi definida classes centralizadas a cada 20 m². Na primeira classe de tamanho foram detectadas 12 clareiras na imagem e sete em campo. A frequência observada decresce continuamente até 120 m². Nas classes seguintes foi observada apenas uma clareira em campo e imagem. Nas classes de tamanho com centro igual a 80 m² e 120 m², ambos os métodos apresentam a mesma frequência.

O tamanho das clareiras foi positivamente relacionado com a redução na altura do dossel (Pearson $r = 0,64$) (Fig. 8b) e com o volume perdido das clareiras (Pearson $r = 0,99$) (Fig. 8c). Os dois pontos mais discrepantes da distribuição da relação de volume perdido e tamanho das clareiras ($volume\ loss < 0.5\ m^3$) foram as duas clareiras que foram oriundas de edição manual (área de 36,76 e 14,02 m^2 e altura média perdida de 1,13 e 2,13 m, respectivamente), mas não pela classificação sistemática prévia.

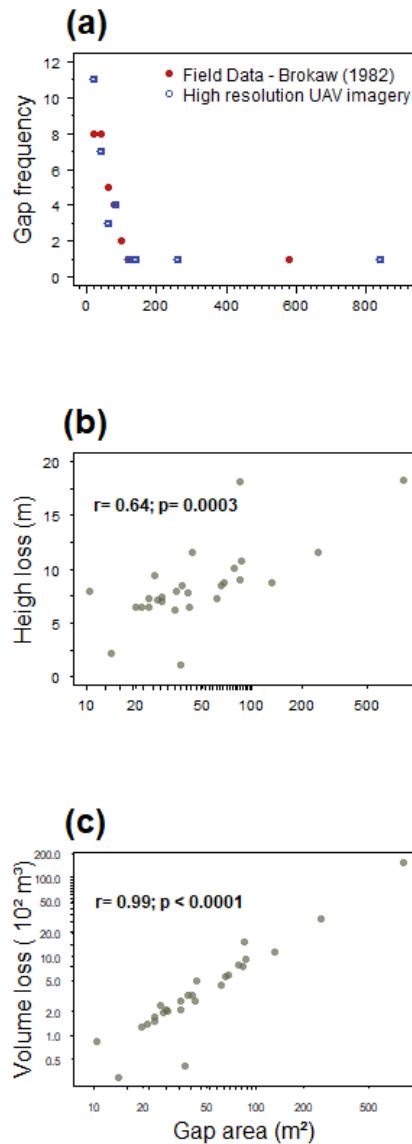


Figura 8. Geometria de distúrbios no dossel da floresta. Distribuição em tamanho dos distúrbios no dossel registrados em dados de campo (vermelho) e da técnica de fotogrametria obtidas por câmera com sensor RGB montado em ARP (UAV) (azul), cobrindo um período de 27 meses (a); Relação da queda vertical média de altura com a área horizontal entre os distúrbios do dossel (b); Relação da perda de volume da clareira com a área horizontal entre os distúrbios do dossel (c).

iii. Relações entre geometria de clareiras, topografia do terreno e padrões de mortalidade

a) Relação entre área das clareiras e elevação e inclinação do terreno

A área das clareiras apresentou relação negativa com o Modelo Digital do Terreno (MDT), o que indica que maiores clareiras foram abertas nas porções mais baixas do relevo (Figura 9). O MDT explicou 14% ($p < 0,02513$) da variação de tamanho das clareiras (Figura 10a). A inclinação do terreno (“*slope*”) não influenciou o tamanho das clareiras observadas ($p = 0,5181$) (Figura 10b). Ainda que a proporção de áreas monitoradas em platô (57,8%), encosta (21,7%) e baixio (20,5%) não tenha sido a mesma, esse padrão de clareiras maiores formadas em áreas de baixio também pôde ser observado na distribuição do tamanho das clareiras ao longo da topossequência da parcela (Figura 9).

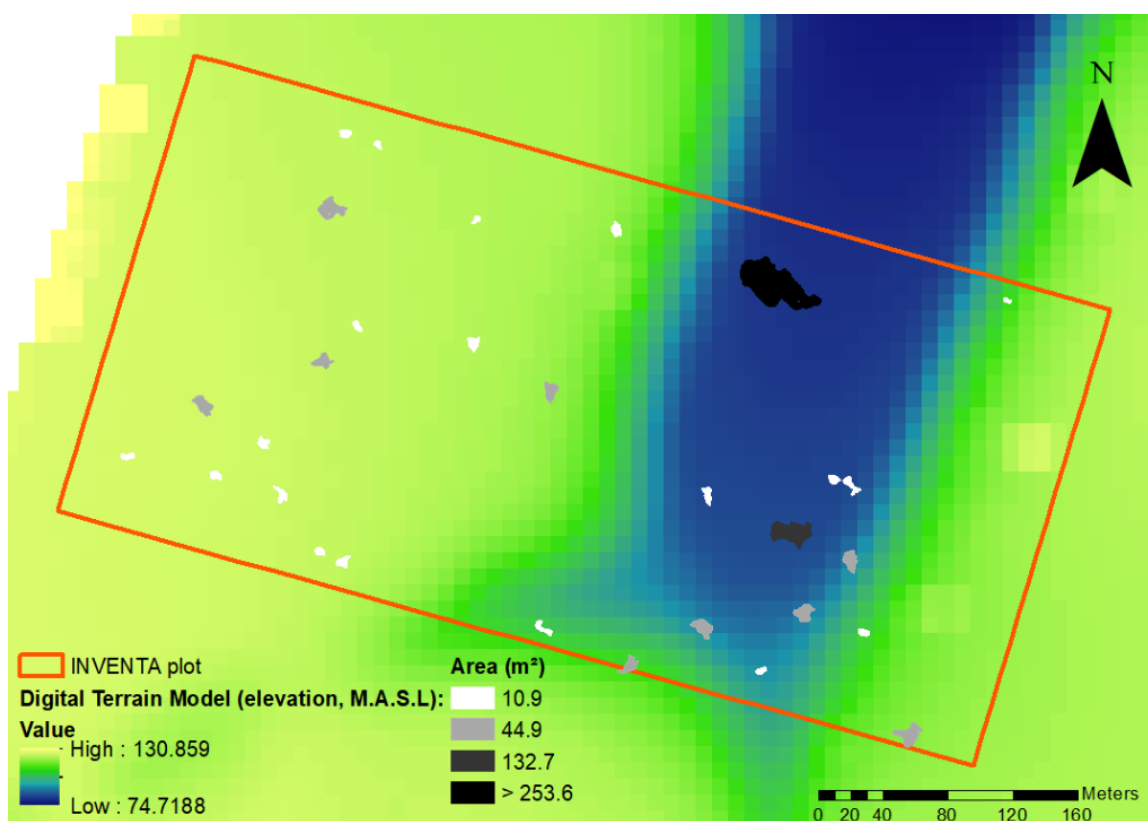


Figura 9. Mapa de clareiras abertas na plataforma ATTO/INVENTA entre 24 de outubro de 2018 a 19 de janeiro de 2021 e modelo digital do terreno (MDT).
Legenda: M.A.S. L.: Metros Acima do Nível do Mar.

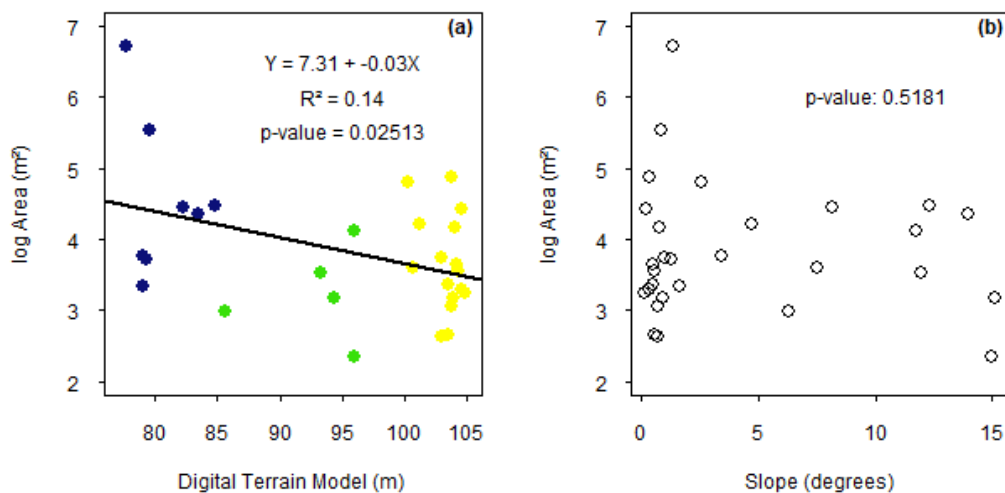


Figura 10. Área da clareira em função do Modelo Digital do Terreno (a) e declividade (b).

b) Frequência, área e biomassa perdida de cada modo de morte e queda de galho principal para a formação da clareira

A queda de galhos foi a mais frequente causa de formação de clareiras ($n = 11$), representando 34,38% do total observado (Tabela 5). Porém, a área total acumulada nessas clareiras representou apenas 17% da área total amostrada. Clareiras formadas por árvores quebradas tiveram a segunda maior frequência ($n = 8$), representando 25% do total de clareiras observadas. A área total destas clareiras representou 59,01% da área total, sendo o modo de mortalidade mais expressivo/importante. Árvores desenraizadas foram o terceiro modo de morte mais observado ($n = 7$), seguido de mortas em pé ($n = 6$), os quais representaram, respectivamente, 16,53% e 7,37% da área total das clareiras (Tabela 5).

A área das clareiras não variou em relação ao modo de mortalidade e queda de galho ($p = 0.179$) (Figura 11a). Para biomassa perdida em cada modo de mortalidade e queda de galho, foi observada diferença significativa ($p = 0.00305$) entre a biomassa perdida das clareiras formadas por queda de galho e formadas por árvore quebrada (Figura 11b). Nas duas relações, clareiras formadas por árvore quebrada apresentou maior média de área e biomassa perdida por clareira. Embora a área média das clareiras formadas por queda de galho não tenha sido a menor, a biomassa gerada pelos danos e mortalidade causadas por esse modo foi menor. A menor média da área de clareira relacionada com o modo de morte principal para a formação da clareira foi das formadas por árvores mortas em pé, mas não apresentando diferença significativa com os demais modos de morte.

Tabela 5. Contribuição dos diferentes modos de mortalidade em relação à área total de clareiras observadas. Legenda: n- número de observações do modo de mortalidade ou queda de galho; Proporção n- proporção de n em relação à área total observada; Área total- soma das áreas de clareiras atribuídas a cada modo de mortalidade ou queda de galho principal; Proporção área total- proporção da área total afetada.

	n	Proporção n (%)	Área total (m ²)	Proporção área total (% m ²)
Queda de galho	11	34,38	414,57	17,01
Quebrada	8	25,00	1440,58	59,10
Desenraizada	7	21,88	402,9	16,53
Morta em pé	6	18,75	179,55	7,37
TOTAL	32		2437,60	

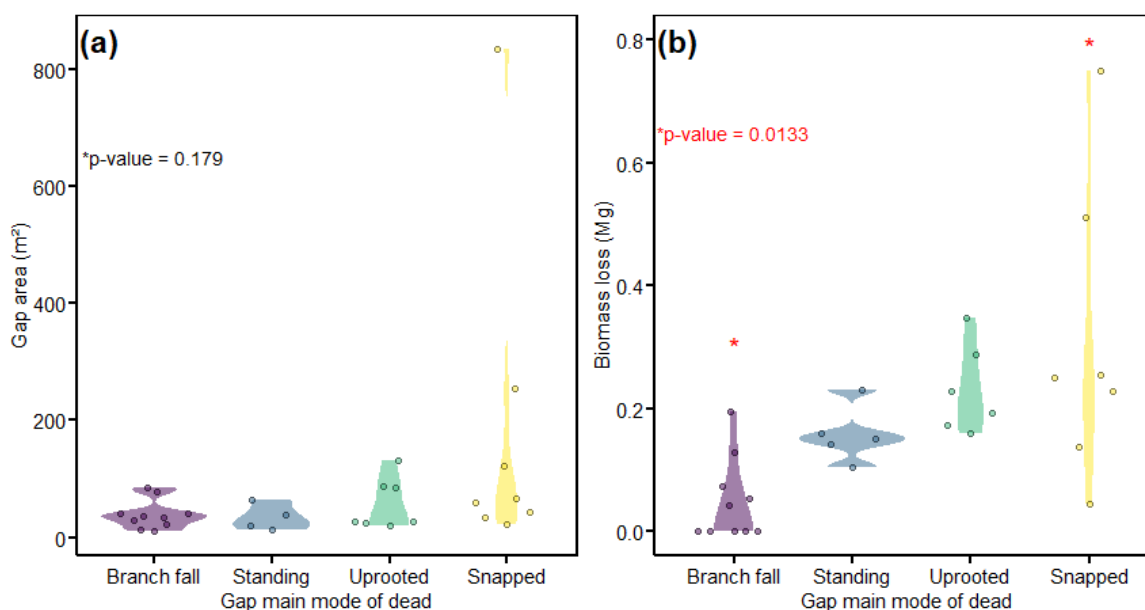


Figura 11. Área das clareiras (a) e biomassa perdida (b) em cada categoria de modo de morte principal da árvore para formação das clareiras durante outubro de 2018 a janeiro de 2021 em uma floresta da Amazônia Central. Legenda: *Branch fall* - queda de galho; *Standing dead* - morta em pé; *Uprooted dead* – morta desenraizada; *Snapped dead* - morta quebrada. Asteriscos em vermelho é o resultado do teste de ANOVA com teste post-hoc de

Tukey, onde foi detectada diferença significativa apenas entre os tratamentos Branch fall e Snapped dead do painel b (biomassa).

iv. Sazonalidade da precipitação, frequência e taxa de formação de clareiras

A taxa de formação e a frequência de clareiras na área de estudo foram calculadas a partir das 31 clareiras identificadas. Houve forte variação da área afetada (Figura 12a) e do número de clareiras (Figura 12b) entre os 27 intervalos de tempo analisados. A precipitação acumulada no intervalo de tempo coberto pelas imagens não teve correlação significativa com a área total afetada ($p = 0,4193$) (Figura 12a) e o número de clareiras ($p = 0,8081$) (Figura 12b).

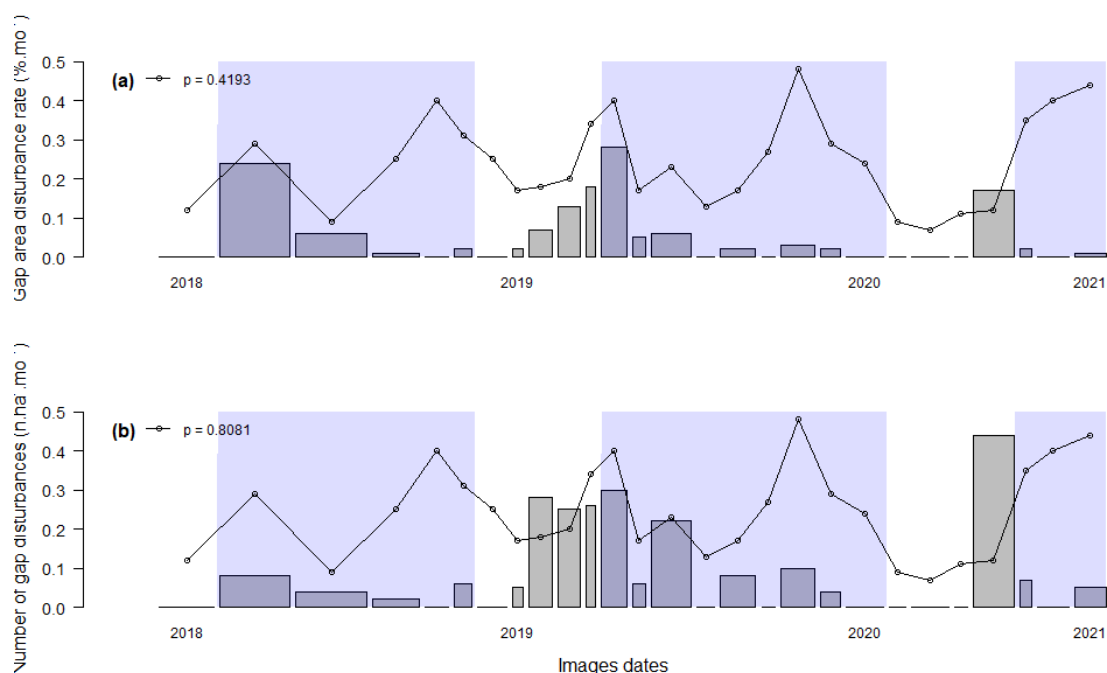


Figura 12. Área acumulada das clareiras por mês (representada pela área total de cada retângulo) (a) e número de clareiras por mês (representado aqui pela área dos retângulos) (b) em cada um dos 27 intervalos de imagem ARP. A linha reta com pontos é a precipitação acumulada em cada intervalo de tempo entre as imagens. O sombreado cinza indica as estações chuvosas (setembro a junho) de cada ano.

O melhor preditor foi a correlação entre a taxa de formação de clareira e a frequência de eventos de chuva diária acima do percentil 99, sendo 67,08 mm dia⁻¹ (Figura 13). Tal correlação teve o valor de 0,37 ($p = 0,058$). O intervalo de medição com a maior área acumulada de clareiras (24 de outubro de 2018 a 27 de dezembro de 2018) incluiu dois

eventos de precipitação extrema: 104 mm.dia⁻¹ em 20 de outubro de 2018, e 76 mm.dia⁻¹ em 8 de novembro de 2018 (Figura 13).

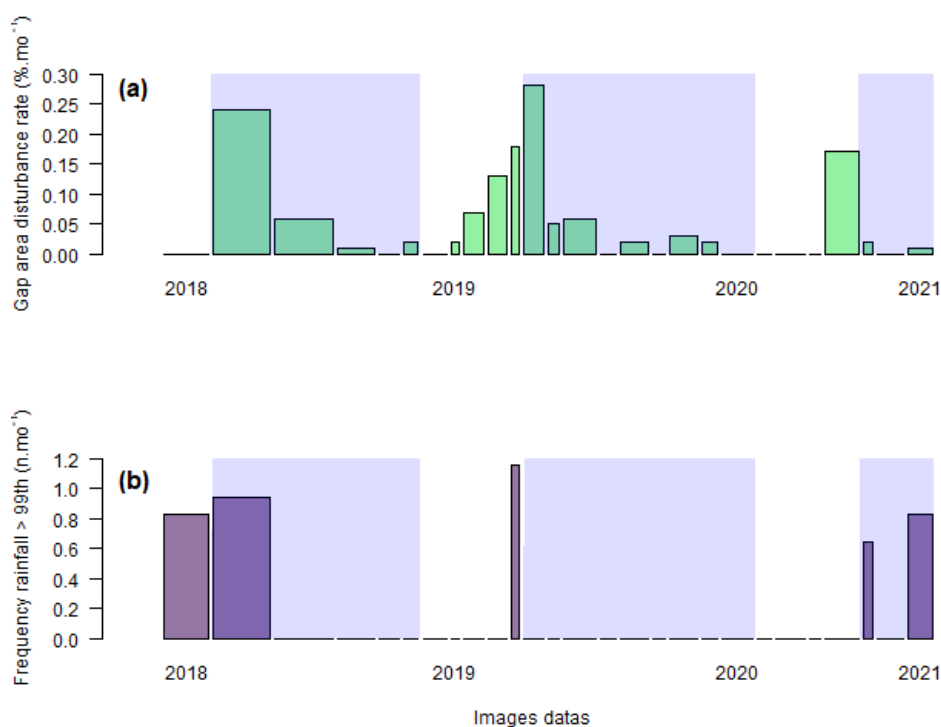


Figura 13. Área acumulada das clareiras por mês (representada pela área total de cada retângulo) (a) e frequência de eventos extremos de chuva (percentil \geq 99) (b). Legenda: O sombreado cinza indica as estações chuvosas (setembro a junho) de cada ano. A área acumulada é apresentada em unidades de porcentagem de área e a frequência em número de ocorrência, ambas ponderadas por mês (período de 30 dias). A área total do retângulo verde é a proporcional à área total de formação das clareiras durante aquele intervalo de medição.

6 DISCUSSÃO

i. Sensibilidade de detecção das clareiras em imagens ARP e campo

Foi mensurado a geometria das clareiras a partir de dados provenientes de imagens de alta resolução e monitoramento em campo para responder se é possível utilizar sensores remotos na identificação e quantificação da estrutura de floresta em área de clareiras. Testes comparando clareiras formadas na imagem ARP e em campo são pouco encontrados na literatura (Yue et al., 2019), principalmente para a floresta tropical. Portanto, esse foi um dos primeiros sinais de que, em florestas tropicais com dossel denso, a área de clareiras mensuradas por meio de imagem ARP é uma métrica robusta.

A detecção das clareiras com dados de imagem ARP e campo mostrou situações em que os métodos de definição de clareiras se convergem. A clareira detectada na imagem e não no campo, por exemplo, apresentou perda em altura no dossel, mas não se encaixou na definição de Brokaw (1982). Se considerado a definição de Brokaw (1982), isso pode superestimar a quantificação de clareiras formadas na imagem, porém, apenas houve uma clareira relatada durante 1 ano de período de monitoramento da captação das clareiras. Já as clareiras observadas como falso negativo, ou seja, as que foram observadas em campo e não captadas na imagem, estão nas menores classes de tamanho e foram formadas por queda de galho e árvore morta em pé. O modo de morte da árvore principal que desencadeou o distúrbio pode estar ligado à eficiência de detecção das clareiras, como as formadas por queda de galhos e árvores mortas em pé, as quais tendem a impactar áreas menores. As clareiras formadas por queda de galho foram as mais frequentes em estudos de parcelas em florestas tropicais, mas geram menores taxas de área total (Araújo et al., 2021; Leitold et al., 2018). Além disso, pode ser um sinal de distúrbio do sub-dossel da floresta, sem afetar a camada superior do dossel. Em campo, foi observado um aumento da entrada de luz e então classificado como clareira, porém, quando observado na imagem não temos sinais claros de abertura desde o dossel superior se estendendo até, no mínimo, dois metros do chão (Brokaw, 1982).

ii. Geometria de clareiras em imagens ARP e campo

A diferença de perímetro e GSCI entre as medidas de campo (método Brokaw, 1982) e imagens também indicam que a forma das clareiras é a variável que apresenta a maior diferença em relação à verdade de campo. Essa diferença pode estar associada ao método empregado em campo, no qual a geometria das clareiras foi obtida a partir de polígonos de 8 vértices, diferente da imagem que é por perda de altura (valor de z) dos pixels, podendo ter mais ou menos de 8 vértices. Inúmeras formas já foram reconhecidas, incluindo losango (Oldeman, 1978), elipse (Runkle, 1981) e triângulo (Salvador-Van Eysenrode et al., 1998). No entanto, as clareiras muitas vezes são, de fato, de formato irregular (Lertzman e Krebs, 1991; Gagnon et al., 2004) e nesse caso, as clareiras captadas pelas imagens ARP podem abranger mais formas.

A maioria dos métodos se concentra na projeção bidimensional da abertura do dossel até o chão da floresta. Em medições bidimensionais, existem três estratégias principais: (i) assumir uma forma elíptica uniforme e fazer duas medições; (ii) assumir uma forma

irregular e tentar se aproximar fazendo muitas medidas; e (iii) assumir uma forma irregular e calcular área com base em dados fotográficos (Schliemann & Bockheim, 2011). Neste estudo usando imagens de alta resolução, a interpretação da geometria da clareira foi mais detalhada, indo além do número de vértices comumente aplicadas em medições de campo. Vepakomma et al., (2008), em floresta boreal, utilizaram dados de nuvem densa de pontos LiDAR e de campo, e também relatam a diferença na forma. Segundo esses autores, quanto mais complexa a forma e o perímetro, irregular, maior foi a diferença entre o método de mensuração remoto e a verdade do campo. Apesar da área das clareiras não ter diferença entre os métodos, o perímetro e GSCI nos revelam que dados de imagem ARP podem gerar resultados de forma mais complexos, e talvez, mais fiéis ao natural da clareira.

A fração de clareira na nossa área de estudo (1,4%) foi menor quando comparada com trabalhos como de Dalagnol et al., (2021), no qual a fração média de clareiras para toda a Amazônia brasileira foi estimada em 4,11%. Contudo, a maioria dos valores de fração de clareiras foram inferiores a 5,17% (percentil 75). Em uma parcela de 50 ha de floresta tropical no Panamá, a fração de clareira reportada foi de 10,7% para um período de 5 anos (Araújo et al., 2021). O maior período de monitoramento deste trabalho pode explicar tais diferenças em relação aos resultados aqui reportados. Quando ponderado pelo tempo, Dalagnol et al., (2021) mostram que a média da fração de clareiras anualizada para as regiões central e leste da Amazônia é de $0,66 \pm 0,28 \text{ \% ano}^{-1}$. Tal valor é próximo daquele reportado aqui ($0,60 \text{ \% ano}^{-1}$). Já em estudo de Araújo et al., (2021), a fração de clareira anualizada passa a ser de $\sim 2,14\% \text{ ano}^{-1}$, valor ainda mais alto do que aqui reportado. Tal diferença pode ser explicada pelas características estruturais da floresta tropical da região do Panamá, em que a área mediana de clareiras em florestas maduras é de 57 m^2 (Brokaw, 1982b), ou seja, entre 13 e 20 m^2 maior do que a mediana calculada neste estudo.

Cerca de 50% das clareiras identificadas estiveram na classe de tamanho de até 40 m^2 , com maior frequência nas classes de 20 m^2 a 40 m^2 para os dados de imagem e campo. A maior frequência nas primeiras classes de tamanho corrobora outros estudos utilizando diferentes métodos de detecção e classificação de clareiras. Estudos empregando medidas diretas em campo variando de 15 a 40 m^2 (Lawton and Putz, 1988; Brokaw, 1982; Sanford et al., 2009; Yavitt et al., 1995), utilizando sensor ativo LiDAR variando de 1 a 100 m^2 (Vepakomma et al., 2008; Asner et al., 2013; Leitold et al., 2018; Dalagnol et al., 2021) e utilizando bases de dados fotogramétricas sobrevoando com ARP, apresentando as maiores

frequências de clareiras variando de 5 a 25 m² (Araújo et al., 2021, Getzin et al., 2014). Em contrapartida, Negrón-Juárez et al. (2011) mostram que para ser captado um distúrbio no dossel em único pixel de imagem Landsat, a maioria das clareiras detectadas consistiu em seis a oito árvores derrubadas cobrindo uma área estimada de 250 - 900 m². Na área de estudo desse projeto, os dados de imagem indicam que a área das clareiras variou de 10 - 834 m², sendo a média da área das 3 menores clareiras de 12,75 ± 5,14 m² (IC95%) e precisaram apenas da queda de galhos de árvores para serem captadas. Considerando o limiar de 250 m² reportado por Negrón-Juárez et al. 2011, seria perdida a detecção de, no mínimo, 93,33% das clareiras identificadas nesse estudo. Estas correspondem a ~ 1300 m² de área ou 54% da área total das clareiras aqui detectadas.

iii. Relações entre geometria de clareiras, topografia do terreno e padrões de mortalidade

a) Relação entre área das clareiras e elevação e inclinação do terreno

A área das clareiras foi negativamente relacionada com o Modelo Digital do Terreno (MDT) e não teve relação significativa com a declividade do terreno. Na parcela do nosso estudo, a altura do terreno é representada por áreas de platô, classificadas por serem as mais altas do MDT (≥ 100 m), seguido pelas áreas de encosta (> 85 a < 100 m), que são a transição entre platô e o baixo, sendo as áreas mais baixas (≤ 85 m). Um estudo de mortalidade das árvores em uma floresta tropical equatorial, mostra que a proporção de árvores desenraizadas no baixo foi três vezes maior do que em áreas de platô (Gale and Barford 1999). Em floresta tropical da Amazônia Central, também tiveram um resultado semelhante, as taxas de mortalidade foram negativamente relacionadas ao gradiente textural do solo, indicando menor mortalidade em solos mais argilosos (De Toledo et al., 2011). Os baixos são mais dinâmicos que platôs pois são pouco estáveis em ancoragem por conta dos solos arenosos e alagados, que aumentam a probabilidade de queda durante tempestades (Gale & Barford, 1999, Toledo et al., 2011). No entanto, apesar dos sinais, a topografia é uma variável composta e pode representar variação na exposição ao vento, resistência para ancoragem, disponibilidade de luz e água, textura do solo ou fertilidade. Maiores investigações do efeito da topografia na mortalidade de árvores é essencial para fazer previsões sobre áreas maiores (Ferry et al., 2010). A inspeção visual da Figura 9 sugere que a área amostral precisa ser muito maior para ter confiança nesta relação. Grandes *blowdowns* tendem a formar agrupamentos no espaço, como a formação de *microburst* (< 4 km de dano

horizontal) (Fujita, 1981), resultado de um único evento que formou 600 clareiras isoladas em uma floresta madura ao longo de 19,6 km do Panamá (Rader et al., 2020), sendo eles não independentes no espaço. Na escala deste trabalho, isto pode criar uma tendência de ocorrerem juntos, seja no baixio ao leste, seja no platô ao oeste, mas, mas isto não significa que existe uma "preferência" real para platô ou para o baixio (Marra et al., 2014; Ribeiro et al., 2016).

b) Frequência, área e biomassa perdida de cada modo de morte e queda de galho principal para a formação da clareira.

Nesse estudo, não houve diferença de área média das clareiras em cada modo de morte e queda de galho principal para sua formação, porém, em termos de biomassa perdida nas clareiras observamos que houve diferença das clareiras formadas por queda de galho (menor média) e árvore quebrada (maior média). Em contrapartida, a frequência das clareiras formadas por queda de galho foi a maior (34,38%), mas a menor em biomassa perdida. Leibold et al. (2018) mostraram que quando separada a biomassa nas classes de menores perdas (queda de galho, múltiplas quedas de galhos e árvore única), ela foi responsável por apenas 20% do total estimado de perdas de carbono/biomassa de eventos de distúrbio no dossel. Em floresta tropical no Panamá, utilizando unicamente imagens de ARP (*drone*), conseguiram classificar clareiras formadas por quedas de galhos e árvores caídas. As quedas de galhos representaram apenas 23% da área total, sendo 40% do número total de distúrbios em queda de árvores e queda de galhos combinados (Araújo et al., 2021). Esses resultados contradizem estudo anterior de maior perda de carbono/biomassa por queda de galhos do que queda de árvore na Amazônia colombiana e peruana (Marvin and Asner, 2016). Além da variabilidade regional na estrutura, composição e processos de distúrbio da floresta, as discrepâncias na contribuição da queda de galhos para as perdas de biomassa podem resultar parcialmente de diferenças metodológicas. No entanto, este estudo classificou as quedas de galho e quedas de árvores baseado em perdas de altura dos eventos de distúrbio, considerando apenas a mudança de perda em altura de 10-40% e 70-100%, respectivamente. Esse método é passível de erro, pois ignorou os distúrbios que possam ocorrer sendo de árvores mortas em pé, já que podem estar nas diminuições intermediárias na altura do dossel (40-70%) (Marvin & Asner, 2016), o que pode ter levado a uma superestimativa da área de distúrbios formados por queda de galhos. Portanto, dados de

campo ainda são as mais verdadeiras referências para registrarmos os processos de formação de clareiras e perda de biomassa na floresta.

Já para as clareiras formadas por árvores mortas quebradas, nosso estudo mostra que foi onde gerou maior biomassa perdida em relação às clareiras formadas por queda de galho, sendo então possível estar ligado tanto à proporção em que elas morrem quanto também à biomassa perdida que geram na formação das clareiras. As mortas quebradas e desenraizadas, geralmente ocorrem juntas e causam grande abertura no dossel da floresta (Brokaw, 1982), no geral, 51,2% de toda a mortalidade de árvores > 10 cm DAP foi representada por árvores quebradas e desenraizadas em um estudo de grande escala da mortalidade de árvores de parcelas da Amazônia (Esquivel-Muelbert et al., 2020) e elas representaram 65% em um estudo que também monitorou bimestralmente a mortalidade de árvores em 10 ha de uma parcela próxima ao nosso estudo durante um ano (Fontes et al., 2018). Uma hipótese desse resultado é que se a mudança do clima contribuir para aumento da frequência de tempestades e ventos extremos, mais clareiras formadas por árvores desenraizadas e quebradas podem ser esperadas. Se essas clareiras implicam em maior número de árvores mortas e área aberta, conseqüentemente maior necromassa será produzida. Isso poderá afetar a dinâmica do carbono, assim como a composição funcional destas florestas, a qual é fortemente influenciada por variáveis microclimáticas.

iv. Sazonalidade da precipitação, frequência e taxa de formação de clareiras

As taxas de formação de clareiras tiveram forte variação ao longo do tempo nesta floresta tropical úmida. Apenas um intervalo de tempo (21 de outubro a 1 de novembro de 2020) representou 20,4% da área total perturbada da Parcela Plataforma INVENTA/ATTO de 18 ha. Diferente de Fontes et al. (2018), que encontraram forte correlação positiva ($r = 0,85$) com a precipitação acumulada de cada período que monitorou a mortalidade de árvores em uma parcela de 10 ha próxima ao nosso estudo, quando correlacionamos a taxa de área afetada e número de clareiras com a precipitação acumulada em cada período de imagem, não foi significativa. Porém, quando selecionamos as chuvas mais fortes, de $\geq 67,08 \text{ mm dia}^{-1}$ (percentil $\geq 99^{\text{th}}$), tivemos um sinal de correlação significativo para a taxa de área de clareiras ($r = 0,37$; $p = 0,0584$). Em floresta tropical úmida do Panamá, a frequência de eventos de chuva $> 35,7 \text{ mm hora}^{-1}$ (percentil $\geq 99,4^{\text{th}}$) explicou muito da variação nas taxas de distúrbio do dossel entre os intervalos de medição ($r = 0,67$), enquanto a frequência

de alta velocidades horizontais máximas do vento não foram relacionadas (Araújo et al., 2021). Um estudo monitorou árvores mensalmente ao longo de cinco décadas na Amazônia Central e descobriram os anos de chuvas extremas, aumentam a mortalidade das árvores por pelo menos dois anos após o evento climático (Aleixo et al., 2019). Nossa hipótese é que eventos extremos de tempestades encharcam o solo deixando mais propenso as raízes das árvores para formação de queda, além das rajadas de vento que podem ser combinados com a precipitação e provocar a quebra de árvores. Estudos futuros devem ser realizados monitorando a umidade e velocidade de água no solo, além de monitorar rajadas de ventos horizontais e verticais nas copas das árvores para compreender os mecanismos ambientais que podem estar associados à mortalidade de árvores e testar modelos que incluem múltiplas variáveis.

7 CONCLUSÃO

Estes resultados mostram que a combinação de inventário florestal detalhado e dados de sensoriamento remoto em alta resolução temporal e espacial permite uma descrição detalhada dos processos que regulam a dinâmica do dossel e a mortalidade de árvores em florestas tropicais densas. Os resultados também sugerem que as perturbações de pequena escala têm relativamente mais importância nos processos que regulam a dinâmica do dossel e a mortalidade de árvores na Amazônia Central.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aleixo, I.; Norris, D.; Hemerik, L.; Barbosa, A.; Prata, E.; Costa, F.; et al. 2019. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. *Nature Climate Change* 9: 384–388.
- Allen, C.D.; Breshears, D.D.; McDowell, N.G. 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6: 1–55.
- Araujo, R.F.; Nelson, B.W.; Celes, C.H.S.; Chambers, J.Q. 2017. Regional distribution of large blowdown patches across Amazonia in 2005 caused by a single convective squall line. *Geophysical Research Letters* 44: 7793–7798.
- Araujo, R.F., Chambers, J. Q., Celes, C. H. S., Muller-Landau, H. C., Santos, A. P. F. D., Emmert, F., ... & Higuchi, N. 2020. Integrating high resolution drone imagery and forest inventory to distinguish canopy and understory trees and quantify their contributions to forest structure and dynamics. *PloS one*, 15(12), e0243079.
- Araujo, R.F., Grubinger, S., Celes, C. H. S., Negrón-Juárez, R. I., Garcia, M., Dandois, J. P., & Muller-Landau, H. C. 2021. Strong temporal variation in treefall and branchfall rates in a tropical forest is related to extreme rainfall: results from 5 years of monthly drone data for a 50 ha plot. *Biogeosciences*, 18(24), 6517-6531.
- Arellano, G.; Zuleta, D.; Davies, S.J. 2021. Tree death and damage: A standardized protocol for frequent surveys in tropical forests. *Journal of Vegetation Science* 32.
- Arellano, G.; Medina, N.G.; Tan, S.; Mohamad, M.; Davies, S.J. 2019. Crown damage and the mortality of tropical trees. : 169–179.
- Arriaga, L. 2000. Types and causes of tree mortality in a tropical montane cloud forest of Tamaulipas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 16: 623–636.
- Asner, G.P.; Anderson, C.B.; Martin, R.E.; Knapp, D.E. 2013. Landscape-scale changes in forest structure and functional traits along an Andes-to-Amazon elevation gradient. .
- Asner, G.P.; Knapp, D.E.; Cooper, A.N.; Bustamante, M.M.C.; Olander, L.P. 2005. Ecosystem structure throughout the Brazilian Amazon from Landsat observations and automated spectral unmixing. *Earth Interactions* 9.

- Baker, W.L.; Flaherty, P.H.; Lindemann, J.D.; Veblen, T.T.; Eisenhart, K.S.; Kulakowski, D.W. 2002. Effect of vegetation on the impact of a severe blowdown in the southern Rocky Mountains, USA. *Forest Ecology and Management* 168: 63–75.
- Bennett, A.C.; Mcdowell, N.G.; Allen, C.D.; Anderson-Teixeira, K.J. 2015. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nature Plants* 1: 1–5.
- Bolles R.C.; Baker H.H.; Marimont D.H.. Epipolar-plane image analysis: an approach to determining structure from motion. *Int J Comput Vis.* 1987;1:7–55.
- Brienen, R.J.W.; Phillips, O.L.; Feldpausch, T.R.; Gloor, E.; Baker, T.R.; Lloyd, J.; et al. 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519: 344–348.
- Brokaw, N.V.L. 1982. The Definition of Treefall Gap and Its Effect on Measures of Forest Dynamics. *Biotropica* 14: 158.
- Brokaw, N., 1982b. Treefalls: frequency, timing, and consequences. In: Leigh, E.G., Rand, A.S., Windsor, D.M. (Eds.), *The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-term Changes*. Washington, DC. Smithsonian Institution Press, pp. 101–108.
- Brokaw, N. V. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, 66(3), 682-687.
- Chambers, J.Q.; Robertson, A.L.; Carneiro, V.M.C.; Lima, A.J.N.; Smith, M.L.; Plourde, L.C.; et al. 2009. Hyperspectral remote detection of niche partitioning among canopy trees driven by blowdown gap disturbances in the Central Amazon. *Oecologia* 160: 107–117.
- Chambers, J.Q.; Negron-Juarez, R.I.; Marra, D.M.; Di Vittorio, A.; Tews, J.; Roberts, D.; et al. 2013. 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* 110: 3949–3954.
- Chao, K.J.; Phillips, O.L.; Monteagudo, A.; Torres-Lezama, A.; Vásquez Martínez, R. 2009. How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. *Journal of Vegetation Science* 20: 260–268.
- Chao, K.J.; Phillips, O.L.; Gloor, E.; Monteagudo, A.; Torres-Lezama, A.; Martínez, R.V. 2008. Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. *Journal of Ecology* 96: 281–292.

- Clark, D.A.; Clark, D.B. 2001. Getting to the canopy: Tree height growth in a neotropical rain forest. *Ecology* 82: 1460–1472.
- Cumming, S.G.; Schmiegelow, F.K.A.; Burton, P.J. 2000. Gap dynamics in boreal aspen stands: Is the forest older than we think? *Ecological Applications* 10: 744–759.
- Dalagnol, R., Wagner, F. H., Galvão, L. S., Streher, A. S., Phillips, O. L., Gloor, E., ... & Aragão, L. E. 2021. Large-scale variations in the dynamics of Amazon forest canopy gaps from airborne lidar data and opportunities for tree mortality estimates. *Scientific reports*, 11(1), 1-14.
- Dalling, J.W.; Winter, K.; Hubbell, S.P. 2004. Variation in growth responses of neotropical pioneers to simulated forest gaps. *Functional Ecology* 18: 725–736.
- Dandois, J.P.; Ellis, E.C. 2013. High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. *Remote Sensing of Environment* 136: 259–276.
- Danson, F.M.; Hetherington, D.; Morsdorf, F.; Koetz, B.; Allgöwer, B. 2007. Forest Canopy Gap Fraction From Terrestrial Laser Scanning. 4: 157–160.
- Denslow, J. S. Tree species diversity, n. 185, 1987.
- Escada et al. Avaliação de dados dos Sistemas de Alerta da Amazônia: DETER e SAD. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba - PR. 2011.
- Espírito-Santo, F.D.B.; Gloor, M.; Keller, M.; Malhi, Y.; Saatchi, S.; Nelson, B.; et al. 2014. Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance. *Nature Communications* 5: 1–6.
- Esquivel-Muelbert, A.; Phillips, O.L.; Brien, R.J.W.; Fauset, S.; Sullivan, M.J.P.; Baker, T.R.; et al. 2020. Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nature Communications* 11.
- Fearnside, P.M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *For. Ecol. Manag.* 1997, 90, 59–89.
- Fisher, J.I.; Hurtt, G.C.; Thomas, R.Q.; Chambers, J.Q. 2008. Clustered disturbances lead to bias in large-scale estimates based on forest sample plots. *Ecology Letters* 11: 554–563.

- Fontes, C.G.; Chambers, J.Q.; Higuchi, N. 2018. Revealing the causes and temporal distribution of tree mortality in Central Amazonia. *Forest Ecology and Management* 424: 177–183.
- Franklin, J.F.; Shugart, H.H.; Harmon, M.E. 1987. Tree Death as an Ecological Process. *BioScience* 37: 550–556.
- Fujita, T. T., & Wakimoto, R. M. 1981. Five scales of airflow associated with a series of downbursts on 16 July 1980. *Monthly weather review*, 109(7), 1438-1456.
- Gagnon, J.L., Jokela, E.J., Moser, W.K., Huber, D.A., 2004. Characteristics of gaps and natural regeneration in mature longleaf pine flatwoods ecosystems. *Forest Ecology and Management* 187, 373–380.
- Gale, N.; Barfod, A.S. 1999. Canopy tree mode of death in a western Ecuadorian rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 15: 415–436.
- Gale, N.; Hall, P. 2001. Factors determining the modes of tree death in three Bornean rain forests. *Journal of Vegetation Science* 12: 337–348.
- Garzon-Lopez, C.X.; Bohlman, S.A.; Olff, H.; Jansen, P.A. 2013. Mapping tropical forest trees using high-resolution aerial digital photographs. *Biotropica* 45: 308–316.
- Getzin, S.; Wiegand, K.; Schöning, I. 2012. Assessing biodiversity in forests using very high-resolution images and unmanned aerial vehicles. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 397–404.
- Getzin, S.; Nuske, R.S.; Wiegand, K. 2014. Using unmanned aerial vehicles (UAV) to quantify spatial gap patterns in forests. *Remote Sensing* 6: 6988–7004.
- Gómez, C.; Wulder, M.A.; Montes, F.; Delgado, J.A. 2012. Modeling forest structural parameters in the mediterranean pines of central Spain using QuickBird-2 imagery and classification and regression tree analysis (CART). *Remote Sensing* 4: 135–159.
- Gora, E.M.; Esquivel-Muelbert, A. 2021. Implications of size-dependent tree mortality for tropical forest carbon dynamics. *Nature Plants* 7: 384–391.
- Gora, E.M.; Burchfield, J.C.; Muller-Landau, H.C.; Bitzer, P.M.; Yanoviak, S.P. 2020. Pantropical geography of lightning-caused disturbance and its implications for tropical forests. *Global Change Biology* 26: 5017–5026.

- GRUBB, P.J. 1977. the Maintenance of Species-Richness in Plant Communities: the Importance of the Regeneration Niche. *Biological Reviews* 52: 107–145.
- Higuchi, N.; dos Santos, J.; Lima, A.J.N.; Higuchi, F.G.; Chambers, J.Q. 2011. A floresta Amazônica e a água da chuva. *Floresta* 41: 427–434.
- Higuchi, F. G., Nakajima, N. Y., Machado, S. D. A., Santos, J. D., Lima, A. J. N., & Higuchi, N. 2015. The use of natural fallen trees in mature tropical Amazonian forest for volumetric regression analysis and volume equations adjustment. Volume 9, Pags. 342-348.
- Huang, R.; Jia, X.; Ou, Y. 2019. Monitoring canopy recovery in a subtropical forest following a huge ice storm using hemispherical photography. .
- Iglhaut, J.; Cabo, C.; Puliti, S.; Piermattei, L.; Connor, J.O.; Rosette, J.; et al. 2019. Structure from Motion Photogrammetry in Forestry : a Review. : 155–168.
- IPCC, Climate Change. Mitigation of climate change. Contribution of working group III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, 2014.
- Kane, V.R.; North, M.P.; Lutz, J.A.; Churchill, D.J.; Roberts, S.L.; Smith, D.F.; et al. 2014. Assessing fire effects on forest spatial structure using a fusion of landsat and airborne LiDAR data in Yosemite national park. *Remote Sensing of Environment* 151: 89–101.
- Kellner, J.R.; Asner, G.P. 2014. Winners and losers in the competition for space in tropical forest canopies. *Ecology Letters* 17: 556–562.
- Kellner, J.R.; Clark, D.B.; Hubbell, S.P. 2009. Pervasive canopy dynamics produce short-term stability in a tropical rain forest landscape. *Ecology Letters* 12: 155–164.
- Koenderink J.J.; Van Doorn A.J. Affine structure from motion. *J Opt Soc Am A*. 1991;8:377–85.
- Kunert, N. et al. A revised hydrological model for the Central Amazon: the importance of emergent canopy trees in the forest water budget. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 239, p. 47-57, 2017.
- Laurance, W.F.; Oliveira, A.A.; Laurance, S.G.; Condit, R.; Nascimento, H.E.M.; Sanchez-Thorin, A.C.; et al. 2004. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. *Nature* 428: 171–175.

- Laurin, G. V. 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. 101899, 2019.
- Lawton, Robert O.; Putz, Francis 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.; Morton, D.C.; Longo, M.; dos-Santos, M.N.; Keller, M.; Scaranello, M. 2018. El Niño drought increased canopy turnover in Amazon forests. *New Phytologist* 219: 959–971.
- Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; Van Der Heijden, G.M.F.; Nepstad, D. 2011. The 2010 Amazon drought. *Science* 331: 554.
- Lertzman, K.P., Krebs, C.J., 1991. Gap-phase structure of a Sub-Alpine Old-Growth Forest. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 21, 1730–1741.
- Lima, R.A.F. de. 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. *Revista Brasileira de Botânica* 28: 651–670.
- Lima, A. J. N. (2010). Avaliação de um sistema de Inventário Florestal Contínuo em áreas manejadas e não manejadas do Estado do Amazonas (AM). Manaus :[s.n.], 2010. Tese (doutorado)-- INPA/UFAM, Manaus, 2012.
- Lowe, D.G. 2004. Distinctive Image Features from Scale-Invariant Keypoints. *International Journal of Computer Vision* 60: 91–110.
- Magnabosco Marra, D.; Trumbore, S.E.; Higuchi, N.; Ribeiro, G.H.P.M.; Negrón-Juárez, R.I.; Holzwarth, F.; et al. 2018. Windthrows control biomass patterns and functional composition of Amazon forests. *Global Change Biology* 24: 5867–5881.
- Marra, D.M.; Chambers, J.Q.; Higuchi, N.; Trumbore, S.E.; Ribeiro, G.H.P.M.; Dos Santos, J.; et al. 2014. Large-scale wind disturbances promote tree diversity in a Central Amazon forest. *PLoS ONE* 9.
- Marvin, D. C., & Asner, G. P. 2016. Branchfall dominates annual carbon flux across lowland Amazonian forests. *Environmental Research Letters*, 11(9), 094027.

- Malhi, Y. et al. Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 39, 2014.
- McDowell, N.; Allen, C.D.; Anderson-Teixeira, K.; Brando, P.; Brienen, R.; Chambers, J.; et al. 2018. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytologist* 219: 851–869.
- Moraes, E.C. De. 2002. Capítulo 1 - Fundamentos do Sensoriamento Remoto. .
- Negrón-Juárez, R.I.; Chambers, J.Q.; Guimaraes, G.; Zeng, H.; Raupp, C.F.M.; Marra, D.M.; et al. 2010. Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophysical Research Letters* 37: 1–5.
- Negrón-Juárez, R.I.; Chambers, J.Q.; Marra, D.M.; Ribeiro, G.H.P.M.; Rifai, S.W.; Higuchi, N.; et al. 2011. Detection of subpixel treefall gaps with Landsat imagery in Central Amazon forests. *Remote Sensing of Environment* 115: 3322–3328.
- Negrón-Juárez, R.I.; Holm, J.A.; Marra, D.M.; Rifai, S.W.; Riley, W.J.; Chambers, J.Q.; et al. 2018. Vulnerability of Amazon forests to storm-driven tree mortality. *Environmental Research Letters* 13.
- Nelson, B. W., Kapos, V., Adams, J. B., Oliveira, W. J., & Braun, O. P. (1994). Forest disturbance by large blowdowns in the Brazilian Amazon. *Ecology*, 75(3), 853-858.
- Nogueira, E.M.; Nelson, B.W.; Fearnside, P.M. 2005. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 208: 261–286.
- Oldeman, R.A.A., 1978. Architecture and energy exchange of dicotyledonous trees in the forest. In: Tomlinson, P.B., Zimmerman, M.H. (Eds.), *Tropical Trees as Living Systems*. Cambridge University Press, New York.
- Oliveira, A.A.D.E.; Mori, S.A. 1999. <de Oliveira_1999.pdf>. : 1219–1244.
- Ometto, J.P.; Gorgens, B.G.; Assis, M.; Cantinho, R.Z.; Pereira, F.R. de S.; Sato, L. Y. 2021. L3A - Airborne LiDAR transects summary collected by EBA in the Brazilian Amazon. Dataset. doi 10.5281/zenodo.4968706.
- Pan, Yude et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, v. 333, n. 6045, p. 988-993, 2011.
- Park, J.Y.; Muller-landau, H.C.; Lichstein, J.W.; Rifai, S.W.; Dandois, J.P.; Bohlman, S.A.

2019. Quantifying Leaf Phenology of Individual Trees and Species in a Tropical Forest Using Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Images. .
- Parker, G. G. 1995. Structure and microclimate of forest canopies. *Forest canopies.*, 73-106.
- Phillips, O. L.; H., G.A. 2011. Turnover Time Increasing Through in Tropical Forests. *Science* 263: 954–958.
- Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A.; Vásquez, R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 91: 2805–2809.
- Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, W.F.; et al. 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359: 381–407.
- Pinto, A.C. M.; Higuchi, N.; Iida, S.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Rocha, R.M.; Silva, R.P. Padrão de distribuição espacial de espécies florestais que ocorrem na região de Manaus - AM. Projeto Jacaranda Fase II - Pesquisas Florestais na Amazônia Central (editado por HIGUCHI et al.). Manaus, p. 1 – 20. 2003.
- Pozoni, F.J.; Shimabukuro, E.Y., Kuplich, T.M. Sensoriamento remoto da vegetação. 2ª edição - ampliada e atualizada. São Paulo, Brasil. 2012.
- Putz, F. E., Coley, P. D., Lu, K., Montalvo, A., & Aiello, A. (1983). Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. *Canadian Journal of Forest Research*, 13(5), 1011-1020.
- Rader, A. M., Cottrell, A., Kudla, A., Lum, T., Henderson, D., Karandikar, H., & Letcher, S. G. 2020. Tree functional traits as predictors of microburst-associated treefalls in tropical wet forests. *Biotropical*, 1-5.
- Ribeiro, G.H.P.M.; Chambers, J.Q.; Peterson, C.J.; Trumbore, S.E.; Marra, D.M.; Wirth, C.; et al. 2016. Forest Ecology and Management Mechanical vulnerability and resistance to snapping and uprooting for Central Amazon tree species. *Forest Ecology and Management* 380: 1–10.
- Romero, F. M. B., Jacovine, L. A. G., Torres, C. M. M. E., Ribeiro, S. C., de Moraes Junior, V. T. M., da Rocha, S. J. S. S., ... & Fearnside, P. M. 2021. Forest management with reduced-impact logging in amazonia: Estimated aboveground volume and carbon in

- commercial tree species in managed forest in Brazil's state of acre. *Forests*, 12(4), 481.
- Runkle, J. R. Disturbance regimes in temperate forests. The ecology of natural disturbance and patch dynamics, p. 17-33, 1985.
- Runkle, J.R., 1981. Gap regeneration in some old-growth forests of the Eastern-United-States. *Ecology* 62, 1041–1051.
- Hubbell, S. P. et al. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, v. 283, n. 5401, p. 554-557, 1999.
- Dos Santos, L.T.; Marra, D.M.; Trumbore, S.; De Camargo, P.B.; Negrón-Juárez, R.I.; Lima, A.J.N.; et al. 2016. Windthrows increase soil carbon stocks in a central Amazon forest. *Biogeosciences* 13: 1299–1308.
- Salvador-Van Eysenrode, D., Bogaert, J., Van Hecke, P., Impens, I., 1998. Influence of tree-fall orientation on canopy gap shape in an Ecuadorian rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 14, 865–869.
- Silva, Roseana Pereira. Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus(AM) / Roseana Pereira da Silva .--- Manaus :[s.n.], 2007. 152 p. : il.Tese (doutorado)-- INPA/UFAM, Manaus, 2007
- Stark, S.C.; Enquist, B.J.; Saleska, S.R.; Leitold, V.; Schiatti, J.; Longo, M.; et al. 2015. Linking canopy leaf area and light environments with tree size distributions to explain Amazon forest demography. *Ecology Letters* 18: 636–645.
- Swaine, M.D.; Whitmore, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81–86.
- Tan, J.; Jakob, C.; Rossow, W.B.; Tselioudis, G. 2015. Increases in tropical rainfall driven by changes in frequency of organized deep convection. *Nature* 519: 451–454.
- Tanaka, H.; Nakashizuka, T. 1997. Fifteen years of canopy dynamics analyzed by aerial photographs in a temperate deciduous forest, Japan. *Ecology* 78: 612–620.
- Telles, E. de C.C.; de Camargo, P.B.; Martinelli, L.A.; Trumbore, S.E.; da Costa, E.S.; Santos, J.; et al. 2004. Correction to “Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia.” *Global Biogeochemical Cycles* 18: n/a-n/a.

- de Toledo, J.J.; Magnusson, W.E.; Castilho, C. V.; Nascimento, H.E.M. 2012. Tree mode of death in Central Amazonia: Effects of soil and topography on tree mortality associated with storm disturbances. *Forest Ecology and Management* 263: 253–261.
- De Toledo, J.J.; Magnusson, W.E.; Castilho, C. V.; Nascimento, H.E.M. 2011. How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia? *Forest Ecology and Management* 262: 331–338.
- Tommaselli, A.M.G. 2003. Um estudo sobre as técnicas de varredura a laser e fotogrametria para levantamentos 3D a curta distância. *GEODÉSIA Online-Revista da Comissão Brasileira de Geodésia* 4.
- Ullman S. The interpretation of structure from motion. *Proc R Soc Lond Ser B Biol Sci.* 1979;203:405–26.
- Valverde, T.; Silvertown, J. 1997. Canopy closure rate and forest structure. *Ecology* 78: 1555–1562.
- Van der meer, P. J.; Bongers, F. Patterns of tree-fall and branch-fall in a tropical rain forest in French Guiana. *Journal of Ecology*, p. 19-29, 1996.
- Vepakomma, U.; St-Onge, B.; Kneeshaw, D. 2008. Spatially explicit characterization of boreal forest gap dynamics using multi-temporal lidar data. *Remote Sensing of Environment* 112: 2326–2340.
- Wallace, L.; Lucieer, A.; Malenovsky, Z.; Turner, D.; Vopěnka, P. 2016. Assessment of forest structure using two UAV techniques: A comparison of airborne laser scanning and structure from motion (SfM) point clouds. *Forests* 7: 1–16.
- White, J.C.; Coops, N.C.; Wulder, M.A.; Vastaranta, M.; Hilker, T.; Tompalski, P. 2016. Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. *Canadian Journal of Remote Sensing* 42: 619–641.
- Whitmore, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1989.
- Yavitt, J.B.; Battles, J.J.; Langf, G.E.; Knightj, D.H. 1995. The canopy gap regime in a secondary Neotropical forest in Panama. : 391–402.
- Yue, J., Yang, G., Tian, Q., Feng, H., Xu, K., & Zhou, C. (2019). Estimate of winter-wheat

above-ground biomass based on UAV ultrahigh-ground-resolution image textures and vegetation indices. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 150, 226-244.

Zhang, J.; Hu, J.; Lian, J.; Fan, Z.; Ouyang, X.; Ye, W. 2016. Seeing the forest from drones : Testing the potential of lightweight drones as a tool for long-term forest monitoring. *BIOC* 198: 60–69.

9 APÊNDICE

APÊNDICE 1

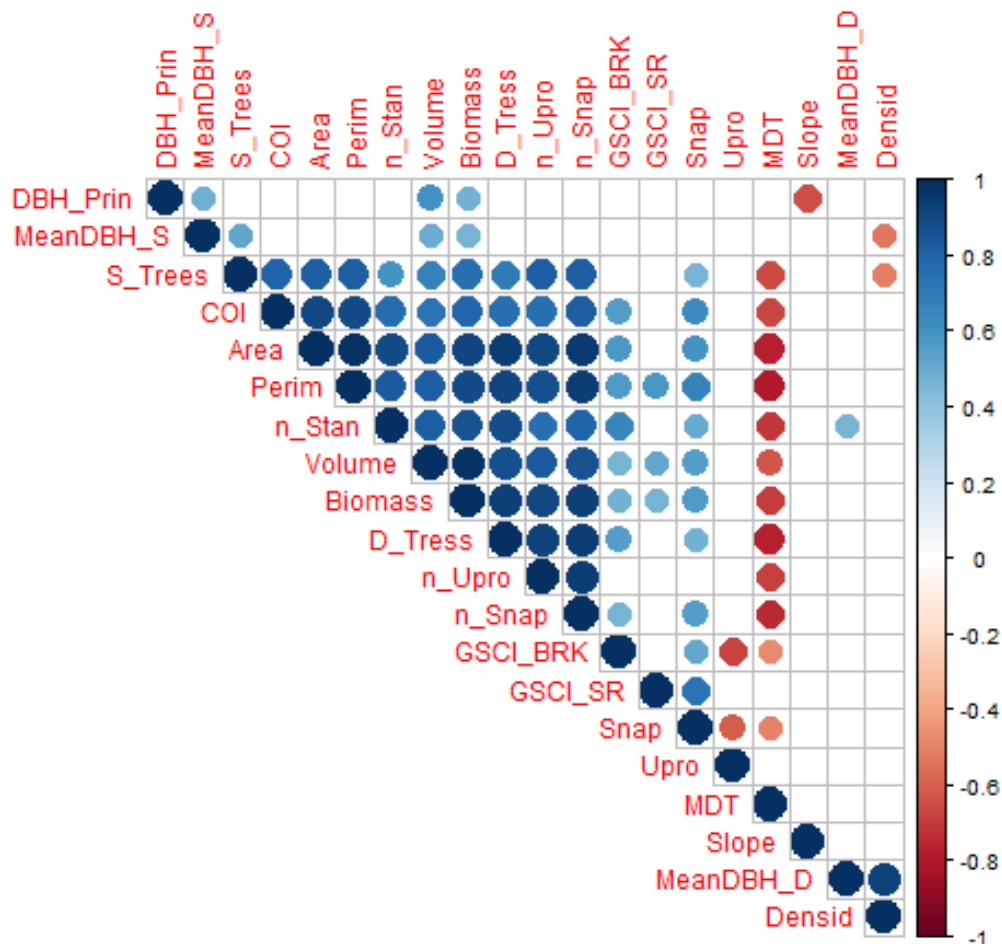


Figura 14. Matriz de confusão utilizando correlação de Pearson de todas as variáveis coletadas nas clareiras. Onde, o DBH_Prin é ao diâmetro principal da árvore principal para a formação da clareira, MeanDBH_S é a média do diâmetro das árvores sobreviventes, S_Trees é o número de árvores sobreviventes, COI é o índice de abertura do dossel, Área é a área das clareiras medidas pelas imagens ARP, Perim é o perímetro das clareiras medidas

pelas imagens ARP, n_Stan o número de árvores mortas em pé em cada clareira, Volume é o volume (m³) de árvores perdido, Biomass é a biomassa acima do solo perdida estimada, DTrees é o número de árvores mortas por clareira, n_Upro é o número de árvores mortas desenraizadas, n_Snap é o número de árvores mortas quebradas, GSCI_BRK é o índice de complexidade da forma medida em campo, GSCI_SR é o índice de complexidade da forma medida na imagem ARP, Snap é a presença (1) e ausência (0) de clareiras formadas por árvore quebrada, Upro é a presença (1) e ausência (0) de clareiras formadas por árvore desenraizada, MDT é o valor do pixel ou, em clareiras maiores que 10 m² (tamanho do pixel), a média do Modelo Digital do Terreno na área da clareira, Slope é o grau de declividade do terreno. MeanDBH_D é a média de diâmetro das árvores mortas, Densid é o número de árvores mortas em cada clareira, dividido pela diferença de árvores mortas e vivas de cada clareira. Os quadrados em branco/vazios apresentaram p-valor > 0.05.