



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

QUANTIFICAÇÃO DA INTENSIDADE DA DEGRADAÇÃO FLORESTAL NA
AMAZÔNIA BRASILEIRA ATRAVÉS DA INTEGRAÇÃO DE DADOS LIDAR
AEROTRANSPORTADOS E DE CAMPO

Daniel Alves Braga

Relatório de Iniciação Científica do
programa PIBIC, orientado pelo Dr.
Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão e
coorientado pelo Dr. Ricardo Dalagnol e
pelo Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro.

INPE
SÃO JOSÉ DOS CAMPOS
2023



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

QUANTIFICAÇÃO DA INTENSIDADE DA DEGRADAÇÃO FLORESTAL NA
AMAZÔNIA BRASILEIRA ATRAVÉS DA INTEGRAÇÃO DE DADOS LIDAR
AEROTRANSPORTADOS E DE CAMPO

Daniel Alves Braga

Relatório de Iniciação Científica do
programa PIBIC, orientado pelo Dr.
Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão e
coorientado pelo Dr. Ricardo Dalagnol e
pelo Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro.

INPE
SÃO JOSÉ DOS CAMPOS
2023

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao INPE, por possibilitar essa experiência acadêmica valiosa e fornecer um ótimo suporte durante o desenvolvimento do projeto.

Ao CNPQ, por financiar a pesquisa e fomentar, mediante as limitações impostas pelo governo, a ciência.

Ao orientador Aragão e aos coorientadores Ricardo e Celso pela amizade construída durante o desenvolvimento da pesquisa e empenho nas reuniões durante o período da pesquisa. Obrigado por acreditarem em mim.

Ao TREES por dialogar com nosso projeto e permitir que compartilhássemos ideias ao longo do ano.

À Camila, que nunca desistiu e sempre acreditou em mim. Você foi o suporte nos momentos difíceis e sem seu apoio tenho certeza de que não conseguiria alcançar absolutamente nada em minha vida pessoal e acadêmica.

Aos meus amigos, que sempre estão me protegendo e dando o máximo por mim, nos momentos bons e ruins. Vocês fazem parte de cada conquista minha.

RESUMO

A estimativa da intensidade da degradação traz grandes incertezas para o cálculo das emissões de carbono. Os dados LiDAR representam a forma mais precisa para estimativa de estrutura florestal e carbono na atualidade. O estudo tem foco em áreas de degradação florestal as quais dados LiDAR aerotransportados foram adquiridos em iniciativas anteriores pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB). A pesquisa está integrada com o projeto PIBIC do ano anterior, voltado para o mapeamento da degradação florestal na Amazônia Brasileira por meio do *deep learning*. Tendo como base a área mapeada com áreas degradadas e sabendo tempo após degradação, propõe-se utilizar dados LiDAR aerotransportados para quantificar o impacto dessas atividades na estrutura e carbono acumulado na floresta. A combinação desses novos mapeamentos de degradação com dados LiDAR consistem numa excelente oportunidade para testar a viabilidade desta metodologia inovadora para monitoramento de degradação florestal na Amazônia e áreas sob concessão florestal. Dessa forma, esse projeto visa quantificar a intensidade da degradação florestal na Amazônia Brasileira através da integração de dados LiDAR aerotransportados e de campo. O principal resultado foi observar matematicamente a relação entre a intensidade da extração de madeira calculada através a partir dos dados do SFB e a partir LiDAR.

Palavras-chave: Degradação florestal. Corte seletivo. Amazônia Brasileira. Dados LiDAR.

ABSTRACT

Estimating the intensity of degradation brings great uncertainty to the calculation of carbon emissions. LiDAR data represent the most accurate way to estimate forest structure and carbon today. The study focuses on areas of forest degradation for which airborne LiDAR data were acquired in previous initiatives by the Brazilian Forestry Service (SFB). The research is integrated with the previous year's PIBIC project, aimed at mapping forest degradation in the Brazilian Amazon through deep learning. Based on the mapped area with degraded areas and knowing the time after degradation, it is proposed to use airborne LiDAR data to quantify the impact of these activities on the structure and carbon accumulated in the forest. The combination of these new degradation mappings with LiDAR data constitutes an excellent opportunity to test the viability of this innovative methodology for monitoring forest degradation in the Amazon and areas under forest concession. Thus, this project aims to quantify the intensity of forest degradation in the Brazilian Amazon through the integration of airborne and field LiDAR data. The main result was to mathematically observe the relationship between the intensity of logging calculated from SFB data and from LiDAR.

Keywords: Forest degradation. Selective logging. Brazilian Amazon. LiDAR Data.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 1	Padrões espaciais da degradação florestal..... 4
Figura 2	Configuração principal de um sistema LiDAR..... 8
Figura 3	Múltiplos retornos de um único pulso <i>laser</i> 9
Figura 4	Fluxograma com as etapas do projeto..... 18
Figura 5	Localização da Floresta Nacional do Jamari..... 19
Figura 6	Divisão inicial da Jamari em UMFs..... 21
Figura 7	Visualizando a vegetação antes e depois do corte seletivo com LiDAR..... 28
Figura 8	Densidade do corte seletivo nas UPAs..... 29
Figura 9	Volume do corte seletivo nas UPAs..... 31
Figura 10	Sobreposição das árvores cortadas com a diferença de altura para a UPA 10 da UMF I..... 35
Figura 11	Sobreposição das árvores cortadas com a diferença de altura para a UPA 14 da UMF III..... 35
Figura 12	Gráfico de intensidade de corte seletivo x diferença de altura..... 37
Figura 13	Gráfico do volume das árvores cortadas x diferença de altura..... 38

LISTA DE TABELAS

		<u>Pág.</u>
Tabela 1	Banco de dados da data de corte nas UPAs e datas de linhas de vôo LiDAR.....	23
Tabela 2	Métricas estatísticas de densidade de corte seletivo com valor zero.....	32
Tabela 3	Métricas estatísticas de densidade de corte seletivo sem valor zero.....	32
Tabela 4	Métricas estatísticas de volume de corte seletivo com valor zero.....	33
Tabela 5	Métricas estatísticas de volume de corte seletivo sem valor zero.....	33
Tabela 6	Métricas estatísticas para a intensidade do corte x diferença de altura.....	37
Tabela 7	Métricas estatísticas para o volume das árvores cortadas x diferença de altura.....	37

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Objetivo geral.....	3
1.2 Objetivos específicos.....	3
2 DESENVOLVIMENTO.....	3
2.1 Revisão de Literatura.....	3
2.1.1 Degradação florestal na Amazônia por corte seletivo.....	3
2.1.2 LiDAR.....	6
2.1.3 Concessão Florestal.....	12
2.1.4 Carbono.....	14
2.2 Materiais e Métodos	18
2.2.1 Seleção da área de estudo.....	19
2.2.2 Aquisição e pré-processamento de dados LiDAR.....	22
2.2.3 Integração com o projeto PIBIC 2021-2022.....	25
2.2.4 Densidade e volume do corte seletivo.....	26
2.2.5 Relação entre a densidade e o volume de corte com a diferença de altura...	27
3 RESULTADOS	29
3.1 Densidade e volume do corte seletivo.....	29
3.2 Quantificação da diferença de altura na vegetação por dados LiDAR.....	34
4 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	39
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	40
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	42

1. INTRODUÇÃO

A ocupação da região Norte do Brasil aumentou intensamente as taxas de desmatamento e degradação florestal na Amazônia (FEARNSIDE, 2005), o que também alterou completamente o regime de fogo, uma vez que estes processos estão intimamente conectados (COPERTINO et al., 2019). Estima-se que aproximadamente 17% das florestas tropicais desapareceram desde 1990 (VANCUTSEM et al., 2021). A extração de madeira persistente e recorrente na Amazônia é responsável pela emissão de carbono, redução dos serviços ecossistêmicos e perda da biodiversidade (MONTIBELLER et al., 2020).

A degradação florestal é caracterizada pela abertura de estradas e trilhas na floresta, clareiras, provocadas tanto das árvores extraídas quanto de outras árvores mortas durante o processo e cicatrizes de queimadas e incêndios na vegetação (PINHEIRO et al., 2016). Essas perturbações além de causar perda de carbono, impactam a biodiversidade florestal (FEARNSIDE, 2005). Na Amazônia, estima-se que a degradação afetará a vegetação ainda mais que o desmatamento em longo prazo (MATRICARDI et al., 2020). Em adição, a degradação florestal na Amazônia é impulsionada pelo corte seletivo ilegal de madeira e assentamentos ao longo de estradas inicialmente abertas para extração de madeira (DIAS-FILHO et al., 2008), e o corte seletivo legalizado, que ocorre em áreas de concessão florestal, não é devidamente monitorado, assim como sua quantificação não é amplamente divulgada para consulta pública, o que gera incertezas sobre a quantidade de madeira extraída pelas empresas responsáveis pelo manejo florestal.

Nesse sentido, acredita-se que degradação florestal na Amazônia está provavelmente sendo subestimada, o que representa um obstáculo para a compreensão das consequências sobre o ciclo do carbono, clima regional, e biodiversidade de fauna e flora (ARAGÃO et al., 2008; SENIOR et al., 2017; DECAËNS et al., 2018; LONGO et al. 2020; VANCUTSEM et al., 2021). Além disso, emissões de carbono ainda não são devidamente mensuradas e relatadas nos inventários nacionais dos países amazônicos (SILVA JUNIOR et al., 2021), o que traz a necessidade de novos métodos e ferramentas para avaliação dos impactos da degradação florestal.

Nesse sentido, visando alternativas para quantificar a intensidade da degradação florestal por corte seletivo, dados aerotransportados de alta resolução LiDAR (*Light Detection and Ranging*) se apresentam como eficazes no delineamento mais preciso da estrutura florestal e estimativa de impactos da extração madeireira (DALAGNOL et al., 2019; DALAGNOL et al., 2021; LOCKS; MATRICARDI, 2019), em nível de árvores individuais. Diversas iniciativas utilizaram dados LiDAR na detecção de fenômenos de maneira sucedida, tais como: estimativa de impactos da extração seletiva de madeiras na Amazônia (LOCKS; MATRICARDI, 2019); detecção de alterações “pós fogo” na biomassa florestal da Amazônia (SATO et al., 2016); análise temporal de efeitos da exploração madeireira (PINAGÉ et al., 2015); e quantificação da perda do dossel de árvores e recuperação de lacunas em florestas tropicais sob exploração madeireira de baixa intensidade (DALAGNOL et al., 2019).

A manipulação e integração de dados LiDAR resultam num conjunto de informações relevantes sobre a estrutura horizontal e vertical da superfície analisada (ARAUJO et al., 2013), embora sua difusão em larga escala seja dificultada pela complexidade de obtenção e disponibilidade. Sendo assim, uma possibilidade interessante de se explorar está relacionada ao uso de dados LiDAR de forma combinada com mapas de alta resolução da degradação gerado por satélite e *deep learning*, para estimativas precisas da perda de biomassa e carbono e monitoramento de extração madeireira. Dessa forma, acredita-se que a estratégia desenvolvida é promissora para monitorar e fiscalizar as atividades de extração madeireira em Florestas Nacionais sob concessão florestal e contribuir para a melhoria no detalhamento e precisão de dados sobre o balanço (taxas de emissão e sequestro) de carbono nos inventários nacionais.

A metodologia empregada neste projeto teve como objetivo integrar a quantificação da intensidade (densidade + volume) da degradação florestal, via corte seletivo, ao modelo DL DEGRAD de mapeamento de degradação florestal desenvolvido PIBIC no projeto anterior. A pesquisa desenvolvida está inserida em um projeto maior com o objetivo de desenvolver um sistema de monitoramento global da degradação florestal para florestas tropicais, articulado pelo Dr. Ricardo Dalagnol, pesquisador da Universidade da Califórnia em Los Angeles (UCLA) e do Jet Propulsion

Lab (NASA). Os resultados foram organizados em tabelas que contém as métricas estatísticas de intensidade geradas a partir da base de dados fornecida pelo SFB e comparação com as métricas extraídas das linhas de vôo e rasters LiDAR. Por fim, a conclusão e considerações finais contam com algumas constatações e ideias para futuras aplicações do projeto, assim como as novas fases da pesquisa e continuidade do aprimoramento do modelo DL DEGRAD.

1.1 Objetivo geral

1) Estratificar e quantificar a intensidade da degradação por corte seletivo legal e/ou ilegal através da integração de dados LiDAR aerotransportados e de campo.

1.2 Objetivos específicos

1) Integrar a avaliação da intensidade da degradação florestal por corte seletivo no resultados do modelo de mapeamento previamente desenvolvido no projeto do PIBIC do ano anterior (2021-2022);

2) Avaliar padrões espaciais da degradação na Floresta Nacional do Jamari e arredores;

3) Considerar um novo método para monitoramento de florestas sob concessão florestal e cálculo das taxas de emissão de carbono de maneira mais precisa.

2. DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão de literatura:

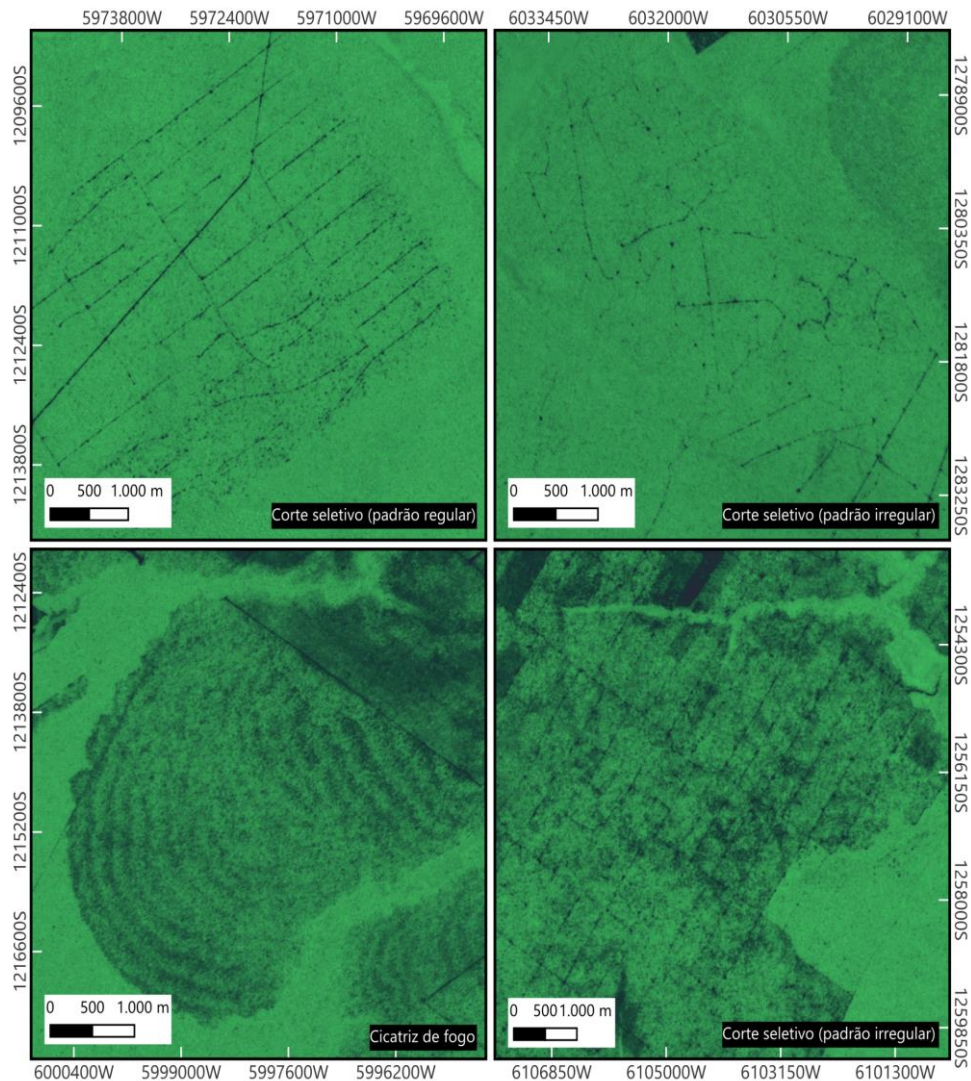
2.1.1 Degradação florestal na Amazônia por corte seletivo

As florestas brasileiras inseridas no território da Amazônia são alvos de contínua expansão do uso e exploração da terra através do desmatamento e desenvolvimento urbano (ASNER et al., 2002). Os territórios desmatados nos estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia correspondem à maior parte do desmatamento na Amazônia Legal, tendo a agropecuária como o principal vetor desse processo (SCHNEIDER et al., 2000, citado por MUNIZ; PINHEIRO, 2019). A mineração, principalmente do ouro (KALAMANDEEN et al., 2020), também impacta severamente a região amazônica, por conta de interesses econômicos e disputa do domínio do território e seus atributos

materiais e simbólicos, e principalmente sobre os recursos naturais, com comunidades tradicionais locais (agricultoras, coletoras, ribeirinhas e quilombolas) (WANDERLEY, 2009). No entanto, um processo, que por muitas vezes é subestimado, mas que merece destaque por sua relevância para o ciclo do carbono, clima regional e biodiversidade, é a degradação florestal.

A degradação florestal é em grande parte das vezes o fenômeno precursor do desmatamento, que se inicia com a abertura de estradas na floresta (legais e ilegais). A degradação se distingue do corte raso (desmatamento) quando não remove toda a cobertura florestal e se associa ao fogo, representando a perda gradual de vegetação (RAPPAPORT et al., 2018). As perturbações na floresta causadas pela degradação (Figura 1) podem ser facilitadas pelo corte seletivo de madeira e efeitos de fragmentação, que além de causar perda de carbono, contribuem para a perda de biodiversidade florestal (FEARNSIDE, 2005). Em relação ao corte seletivo, é importante pontuar que este se inicia com a abertura de estradas na floresta (legais e/ou ilegais), permitindo a ocupação e o surgimento de empreendimentos relacionados à indústria madeireira (FERREIRA et al., 2005).

Figura 1. Padrões espaciais da degradação florestal.



Realce das feições a partir da aplicação do índice VARI (GITELSON et al., 2002).

Fonte: o autor (2023).

Para se mensurar o impacto da degradação florestal, é necessário identificar este fenômeno e analisá-lo a partir de atributos como: capacidade produtiva do solo (alterações decorrentes da erosão, deficiência de nutrientes e compactação); mudanças no regime hidrológico (conversão em pastagem e inundações irregulares); perda de biodiversidade; e emissão de gases do efeito estufa (FEARNSIDE, 2005). O principal efeito da degradação florestal, a fragmentação (ocasionada pelo corte seletivo) é responsável por destruir o bloqueio natural (vegetação) de umidade contra o descontrole das queimadas, que por conta disso avançam livremente sobre as árvores mais internas da floresta (COPERTINO et al., 2019). Estima-se que, na Amazônia, a degradação

afetará a floresta ainda mais que o desmatamento em longo prazo (MATRICARDI et al., 2020). Por conta disso, observa-se uma crescente preocupação científica em relação às mudanças climáticas e como elas impactam nos processos ecológicos da Amazônia (ARAGÃO et al., 2008).

Em relação às queimadas e incêndios florestais enquanto vetores da degradação, estas contribuem substancialmente para sua expansão, contradizendo o discurso que os incêndios florestais só atingem proporções catastróficas em anos de seca extrema (LEMONS; CUNHA, 2021). Aliado a isto, a vegetação amazônica não possui adaptações fisiológicas de resistência voltadas para recuperação rápida após as queimadas (COPERTINO et al., 2019). No que tange aos efeitos da degradação, o fogo é potencializado pelo corte seletivo de madeira, que promove a abertura do dossel da floresta e alterações microclimáticas, aumentando a suscetibilidade da floresta ao fogo (FEARNSIDE, 2005).

Para este projeto, o foco foi dado para a intensidade pela qual a degradação é regida na Amazônia através do corte seletivo. Para integrar os resultados ao modelo desenvolvido no projeto PIBIC anterior e aprimorar a base de dados, o cálculo da intensidade do corte seletivo foi realizado a partir das variáveis “densidade” e “volume”, parcialmente disponibilizadas pelo Serviço Florestal Brasileiro através dos Planos de Operação Anual (POA) e *shapefiles* de árvores individualmente para algumas Unidades de Produção Anual (UPA).

2.1.2 LiDAR

A tecnologia *Light Detection and Ranging* (LiDAR) se constitui como um método bastante difundido na pesquisa científica voltado para geração de dados espaciais precisos e georreferenciados (NOAA, 2012). A origem da tecnologia LiDAR está relacionada com o surgimento e difusão do *laser* (*Light Amplification by Stimulated Emission of Radiation*) em 1960 e do *giant-pulse* ou *Q-switched laser* em 1962 (WANDINGER, 2005). Desde a década de 1980, a tecnologia *laser* foi introduzida à medição de distâncias através do *NASA's Atmospheric Oceanographic Lidar* (AOL) e *Airborne Topographic Mapper* (ATM) (FLOOD, 2001 citado por GIONGO et al., 2010). Os primeiros sensores aerotransportados de varreduras a *laser* foram

desenvolvidos a partir da mecânica do pulso eletromagnético e cálculo de sua distância pelo tempo de resposta/retorno do sinal, mas atualmente, estes sensores registram o sinal do pulso por meio de um sistema de ondas contínuas (*full-waveform*) (GIONGO et al., 2010).

Originalmente, dados LiDAR eram entregues apenas no formato ASCII (*American Standard Code for Information Interchange*). A partir do desenvolvimento desta tecnologia e aumento das coleções de dados, um formato binário chamado LAS logo foi adotado para gerenciar e padronizar dados LiDAR. O formato LAS permite examinar arquivos de forma rápida e fácil, fornecendo estatísticas detalhadas e cobertura de área para dados LiDAR (ESRI, 20-?; ASPRS, 2009).

Juntamente com a tecnologia RADAR (*Radiowave Detection and Ranging*), o LiDAR representa um campo de análise recente e fundamental na pesquisa sobre a atmosfera da Terra (WANDINGER, 2005). Com funcionamento semelhante ao sistema RADAR, um sensor LiDAR utiliza pulsos laser em vez de ondas de rádio para localizar os objetos de interesse na superfície terrestre, sendo obtidos majoritariamente por sensores aerotransportados (também podem ser coletados a partir de plataformas terrestres) (NOAA, 2012). A reflexão do *laser* do alvo na superfície terrestre é detectada e analisada por receptores, que registram o tempo exato desde quando o pulso de *laser* partiu do sistema até quando ele retornou para calcular a distância de alcance entre o sensor e o alvo. Combinadas com GPS (Sistema de Posicionamento Global do inglês *Global Positioning System*) e INS (Sistema de Navegação Inercial do inglês *Inertial Navigation System*), as medidas de distância são transformadas em pontos tridimensionais reais do alvo refletivo (ESRI, 20-?).

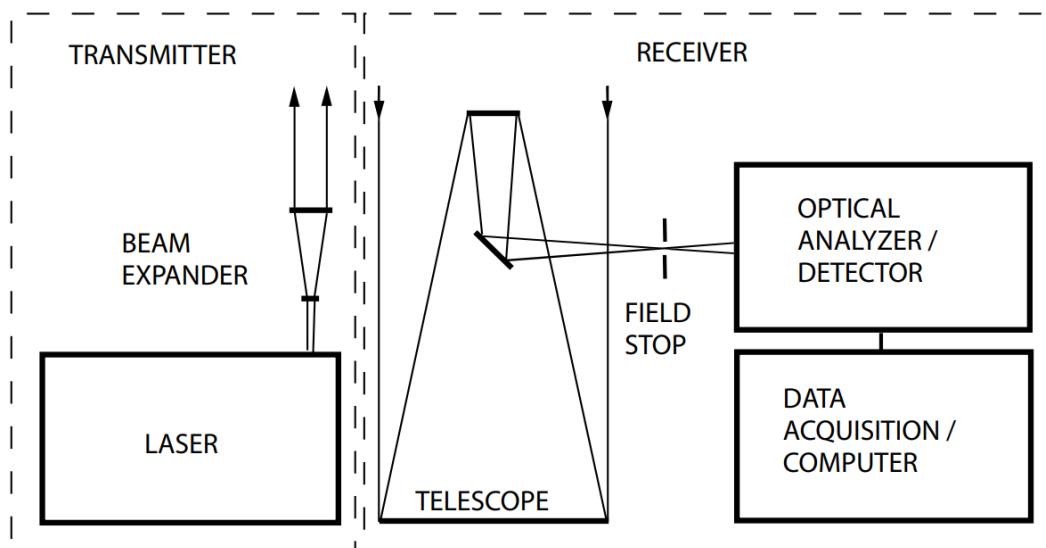
Os componentes *hardware* de um sistema LiDAR são: veículo de coleta (aeronave, helicóptero, veículo e tripé); sistema de escaneamento a *laser*; GPS; e INS (ESRI, 20-?). Os principais componentes de uma estrutura (sensor) LiDAR inclui um transmissor e um receptor (Figura 2) e sua arquitetura básica é dada por uma equação (Equação 1) (BEHROOZPOUR et al., 2017):

Equação 1. Arquitetura básica de uma estrutura LiDAR

$$R = \frac{1}{2} c \cdot t \tag{1}$$

O range “R” é medido com base no atraso de ida e volta da luz para o alvo; “c” é a velocidade da luz no meio entre o LiDAR; e “t” o alvo (por exemplo, ar).

Figura 2. Configuração principal de um sistema LiDAR.



Fonte: Retirado de WANDINGER (2005).

Baseado nesta equação, e porque na maioria dos casos a velocidade da luz é conhecida com uma precisão muito boa, a medição de alcance baseada em LiDAR é equivalente para medir o atraso de ida e volta das ondas de luz para o alvo (BEHROOZPOUR et al., 2017). A organização básica do LiDAR envolve primordialmente um transmissor e um receptor. Seu funcionamento em plataformas aéreas, terrestres ou orbitais consiste na emissão de um pulso *laser* em ondas curtas (1-10 μm) com uma elevada frequência de repetição, sendo o tempo de retorno desse pulso a métrica utilizada para calcular medidas específicas de elementos na superfície terrestre com alta precisão (GIONGO, et al., 2010). Os dados retornados são pós-processados em coordenadas x, y, z georreferenciadas de maneira altamente precisa, de acordo com o intervalo de tempo do *laser*, o ângulo de varredura do laser, a posição do GPS e as informações do INS (ESRI, 20-?). Além das coordenadas, outros atributos são registrados a partir de cada pulso de *laser* emitido.

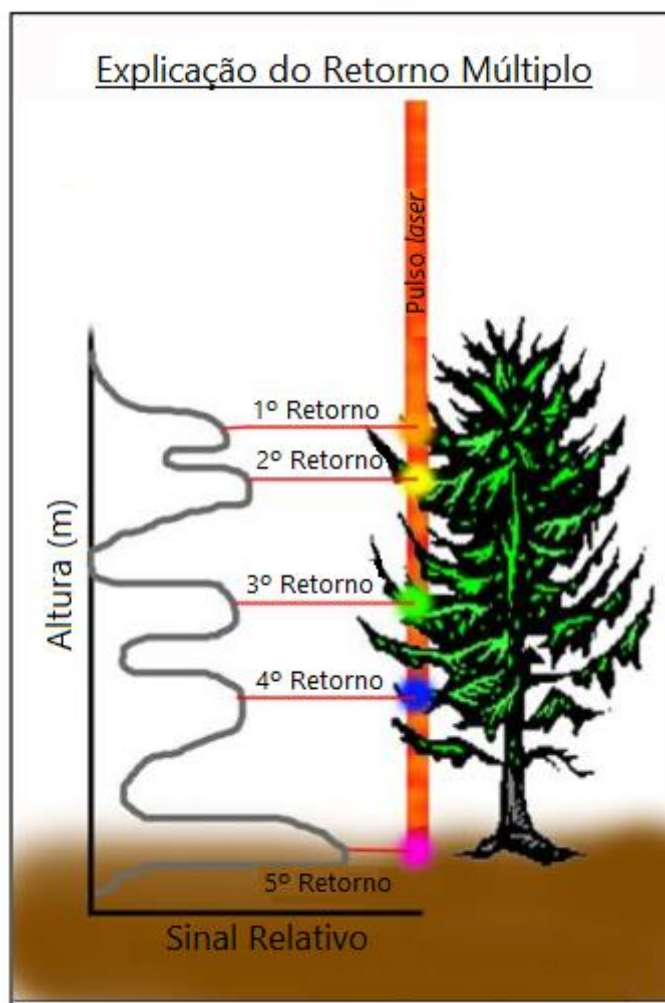
A frequência de escaneamento do LiDAR se refere ao período necessário para que o sensor realize uma varredura completa no terreno e identifique objetos na superfície a partir dos pulsos *laser*, de acordo com angulação e direção específicas.

O ângulo de escaneamento é um valor em graus entre -90 e +90, sendo 0° a marcação de quando pulso do *laser* está diretamente abaixo da aeronave no nadir. A -90 graus, o pulso do laser está no lado esquerdo da aeronave, enquanto em +90, o pulso do laser está no lado direito da aeronave na direção do voo. A maioria dos sistemas LiDAR são atualmente menos de ± 30 graus (ESRI, 20-?; NOAA, 2012).

A direção de escaneamento refere-se a um valor entre 0 e 1, onde 1 representa uma direção de varredura positiva e 0 uma direção de varredura negativa. Um valor positivo indica que o scanner está se movendo do lado esquerdo para o lado direito da direção de voo na pista, e um valor negativo é o oposto (ESRI, 20-?).

O número de retornos está relacionado ao total de retornos de um determinado pulso, sendo que sistemas contemporâneos são capazes de fornecer pelo menos três retornos por pulso e limitados a cinco (NOAA, 2012). O número de retorno e sua ordem fornecem informações importantes para a etapa de classificação (Figura 3) (NOAA, 2012), sendo que cada ponto LiDAR possui uma classificação atribuída a ele que define o tipo de objeto que refletiu o pulso do laser (ESRI, 20-?).

Figura 3. Múltiplos retornos de um único pulso *laser*.



Fonte: Adaptado de NOAA (2012).

O primeiro pulso *laser* corresponde ao retorno mais significativo e é associado ao elemento mais alto da paisagem, como a copa de uma árvore (vegetação) ou o topo de um edifício (áreas urbanas). Múltiplos retornos são capazes de detectar elevações de objetos no alcance da cobertura a *laser*. Os retornos intermediários, em geral, são atribuídos à estrutura da vegetação, e o último retorno para modelos de terreno descoberto ou solo exposto, embora o último retorno nem sempre seja de um retorno de solo (ESRI, 20-?).

A intensidade é regida pela força de retorno do pulso de laser que gerou o ponto LiDAR (ESRI, 20-?). Os valores de intensidade representam quão bem o objeto refletiu o comprimento de onda da luz usado pelo sistema de *laser* (NOAA, 2012). A

intensidade pode ser afetada pelo alcance, ângulo de incidência, feixe, receptor e composição da superfície.

A borda da linha de vôo é representada pelos valores de 0 ou 1, indicando a posição do ponto sinalizado em relação à borda da linha de voo. Além disso, cada ponto lidar pós-processado possui uma classificação que define o tipo de objeto na superfície. Os pontos LiDAR podem ser classificados em várias categorias, incluindo solo exposto, topo do dossel e água. As diferentes classes são definidas usando códigos numéricos inteiros nos arquivos LAS (ESRI, 20–?) (tabela disponível em <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/help/data/las-dataset/storing-lidar-data.htm>).

Um dispositivo LiDAR aerotransportado é capaz de identificar com alta precisão as principais informações métricas de um objeto na superfície, segmentando pontos e estruturas através de múltiplos feixes (HABERMANN, 2016). LiDAR em plataformas terrestres também são capazes de mapear tridimensionalmente com altíssima precisão propriedades como a densidade de diversos recursos ao longo da superfícies (NOAA, 2012). As aplicações do LiDAR são populares em diversas áreas de pesquisa pesquisas de topografia e engenharia porque são capazes de produzindo precisões extremamente altas e densidades de pontos, permitindo assim o desenvolvimento de representações tridimensionais precisas e realistas de ferrovias, estradas, pontes, edifícios, quebra-mares e outras estruturas costeiras (NOAA, 2012). A principal vantagem do LiDAR está relacionada às resoluções espaciais mais altas proporcionadas durante o imageamento, envolvendo a detecção de solo em terreno arborizado (NOAA, 2012). Outra vantagem, característica dos sensores ativos de varredura a *laser*, é que os scanners não dependem do sol como uma fonte de iluminação (GIONGO, et al., 2010). Esta característica permite que dados LiDAR sejam coletados à noite, quando o ar é geralmente mais claro e há menos tráfego aéreo (NOAA, 2012).

Este tipo de tecnologia, quando aliada às técnicas inovadoras do Sensoriamento Remoto e do Geoprocessamento, possui grande potencial para aplicações florestais, uma vez que aprimora a identificação e análise da estrutura vertical e horizontal de áreas florestais (GIONGO et al., 2010). Busca-se destacar neste projeto a relevância da aplicação de dados LiDAR para pesquisas direcionadas à gestão e manejo de recursos florestais. A modelagem integrada proporcionada pela tecnologia LiDAR é fundamental

para gestão dos recursos florestais (volume, biomassa, carbono, dentre outras informações) (GIONGO et al., 2010). Uma vantagem de análise de um sensor LiDAR é representada pela capacidade de penetração do laser em pequenas aberturas no dossel da floresta e revelação de informações sobre a estrutura e relevo florestal (GIONGO et al., 2010). Além disso, o LiDAR permite a obtenção de dados tanto no topo da floresta quanto no solo, gerando estimativas de altura de árvores com a maior precisão possível. No entanto, este tipo de tecnologia possui algumas desvantagens. Sua produção requer o uso de sensores de alto valor financeiro no mercado atual e a viabilidade de voos sobre a área de estudo. Além disso, a disponibilidade e difusão dos dados é seletiva, o que dificulta amplo acesso por parte da comunidade acadêmica independente. Sendo assim, estes produtos ainda necessitam de uma análise mais detalhada quando aplicados para o monitoramento de impactos em florestas tropicais, como é o caso da Amazônia (LOCKS, MATRICARDI, 2019).

2.1.3 Concessão Florestal

A concessão florestal se caracteriza como uma estratégia pública voltada para o monitoramento florestal e redução de atividades extrativas ilegais, inserida no ordenamento jurídico brasileiro por meio da Lei de Gestão de Florestas Públicas, nº 11.284 de 2006 (SFB, 2022). Esta lei é marcada por instituir o manejo florestal sustentável, que garante à iniciativa privada o direito de exploração de territórios demarcados em florestas nacionais segundo os princípios de gestão de florestas públicas (CHULES, 2018). A concessão florestal e o manejo florestal sustentável estão necessariamente conectados, uma vez que o processo de extração madeireira numa área de concessão é previsto e organizado de maneira cíclica, o que forneceria o tempo de regeneração necessário para cada parcela da floresta operada (25 a 30 anos) (SFB, 2022).

A concessão é regulamentada a partir de nove etapas pré-estabelecidas pelo SFB em sua página eletrônica oficial (SFB, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/concessao-florestal/etapas-no-processo-de-concessao>). A primeira etapa consiste na definição das áreas de florestas destinadas para concessão, descritas através do Plano Anual de Outorga Florestal (SFB, 2022).

A segunda etapa consiste na realização dos estudos técnicos necessários para o início das atividades. Cada concessionária vencedora do processo deve guiar seu trabalho de acordo com o Plano de Manejo de uma Unidade de Conservação (PMUC), que fornece as medidas adequadas para a gestão sustentável dos recursos florestais no interior e entorno da Unidade de Conservação (UC) (SFB, 2022), assim como informações práticas sobre do parcelamento da floresta em áreas de manejo, onde a empresa concessionária se torna responsável pelo gerenciamento da sua parcela da área florestal, obtendo sua receita através da produção madeireira (TILLMANN et al., 2016). A partir do PMUC e estudos técnicos suplementares por parte do SFB, ocorre o agendamento das UMFs (Unidades de Manejo Florestal) a serem extraídas ao longo dos anos (GOMIDE, 2013).

A terceira etapa refere-se à elaboração do edital de licitação, que analisa itens como propostas técnica e financeira, determinando no final do processo quais parâmetros a empresa beneficiada deverá se atentar em etapas posteriores.

A quarta etapa, denominada consulta pública, resume-se na realização de audiências públicas nos municípios no entorno da floresta submetida ao regime de concessão com a presença de todas as partes envolvidas neste processo, desde a população, até representantes de conselhos e do SFB, para debate do edital de licitação.

A quinta etapa se refere finalmente à concorrência pública entre as empresas, que se dispõe a participar do edital de licitação, sendo o resultado publicado no Diário Oficial da União.

A sexta etapa é a assinatura do contrato de concessão florestal, o qual tem duração de 40 anos, sem direito à renovação, e está de acordo com todos os parâmetros estabelecidos no edital de licitação.

A sétima etapa diz respeito à gestão administrativa e financeira dos contratos de concessão florestal, na qual acontece o monitoramento das cláusulas do contrato, avaliando a produção da concessionária em todos os setores técnicos.

A oitava etapa se refere ao monitoramento técnico da concessão, mediante ferramentas próprias do SFB e cumprimento dos acordos pré-estabelecidos entre as

partes. É nesta etapa que o Sensoriamento Remoto pode auxiliar no monitoramento dos recursos florestais. A extração de madeira pode ser mapeada por imagens de satélite e LiDAR, técnica já utilizada pelo SFB, embora ainda não possua um sistema estabelecido e amplamente divulgado para consulta pública.

Por fim, a nona etapa se caracteriza pelo repasse de recursos, que confere a obrigação de transferência de parte dos valores obtidos com a exploração ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), ao Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal (FNDF) e aos conselhos de meio ambiente dos estados e municípios que participaram da etapa quatro.

Embora o processo de concessão florestal seja coeso e bem explicado através destas etapas, o monitoramento de áreas sob concessão florestal representa um desafio para pesquisadores de Sensoriamento Remoto. Durante os anos de desenvolvimento do projeto, notou-se que o SFB disponibiliza poucos dados e geralmente desorganizadamente, o que dificulta a validação de informações e reduz o espaço amostral dotado de referência oficial.

2.1.4 Carbono

A queimada é uma técnica antiga e embora tenha seus malefícios conhecidos, sua ocorrência na Amazônia é responsável pelo alto índice de emissão de gases de efeito estufa (GONÇALVES et al., 2012), sendo promovida por processos como: desmatamento da vegetação e conversão para agropecuária; e incêndios florestais (ocasionado pelo descontrole de uma queimada) (FEARNSIDE, 2002). Na Amazônia, as queimadas representam um vetor influente para a completa substituição de paisagens florestais por monocultura e áreas de cultivo de cana de açúcar, soja e milho, assim como para extinção de diversas espécies nativas e danos irreversíveis para o ecossistema (GABARDO et al., 2020).

As queimadas são tradicionalmente conectadas ao desmatamento e corte seletivo, uma vez que a queima do material vegetal é frequente em locais de remoção da vegetação (GONÇALVES et al., 2012). Além disso, a queima de pastagens e florestas secundárias também representam fontes significativas de emissão de carbono e outros gases na atmosfera. Durante a ocorrência da queimada, há a liberação de dióxido de

carbono (CO₂), metano (CH₄), monóxido de carbono (CO) e nitroso de oxigênio (N₂O) (FEARNSIDE, 2002), com destaque para a emissão de carbono, proveniente da queima de matéria orgânica (FREITAS *et al.*, 2005). As emissões de carbono e outros gases podem afetar regionalmente o balanço radiativo da atmosfera (FREITAS *et al.*, 2005), sendo a decomposição de árvores não-comerciais mortas ou danificadas durante a exploração madeireira compõem parcela significativa desta emissão (FEARNSIDE, 2002).

A emissão de carbono florestal é caracterizada pela liberação de dióxido de carbono decorrente da extração de madeira e queima de biomassa (NOBRE, 2002). O dióxido de carbono representa aproximadamente 90% da liberação de gases durante a combustão da matéria orgânica (LASHOF, 1991 citado por GABARDO *et al.*, 2020). Estimativas sobre as taxas de carbono na vegetação são obtidas através de inventários de biomassa florestal, sendo o estoque, emissão e sequestro as mais importantes.

De acordo com o CTREES (2023), o estoque de carbono refere-se à quantidade de carbono armazenada na biomassa florestal viva tanto acima quanto abaixo do solo em uma determinada área, sendo calculada a quantidade total de carbono em todos os tipos de vegetação da área de estudo, assim como o total de carbono em áreas não florestais, excluindo áreas de água e solo exposto; a emissão de carbono corresponde à quantidade de dióxido de carbono liberada na atmosfera devido à perda de biomassa acima do solo por processos como desmatamento e degradação florestal por corte seletivo e fogo, de origem natural ou antropogênica; e o sequestro de carbono consiste na quantidade de carbono recentemente sequestrado na biomassa vegetal, sendo calculada a quantidade a partir de áreas com todos os tipos de vegetação e áreas não florestais.

Já que a Amazônia é capaz de armazenar cerca de 120.000 Tg C, o que corresponde a cerca de 10% do carbono florestal global (HEINRICH *et al.*, 2021), monitorar a alteração no balanço e taxas de emissão de dióxido de carbono na região se torna uma prática relevante para a comunidade científica global, incentivando estudos, políticas e iniciativas públicas voltadas para minimização da emissão de carbono. Nesse sentido, com o aumento do debate internacional sobre redução da emissão de carbono na atmosfera, a necessidade de controle do uso indiscriminado de fogo na Amazônia é

reafirmada como prioridade na elaboração de políticas públicas para preservação de florestas (GABARDO, et al., 2020).

A Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança de Clima (CQNUMC) é um tratado internacional estabelecido durante a ECO-92, realizada em 1992 no Brasil. A CQNUMC é um marco inicial de grande influência no esforço global para busca por alternativas frente às mudanças climáticas, sendo a principal iniciativa global de cooperação internacional nessa área. Um dos principais resultados da CQNUMC foi o agendamento e realização de Conferências das Partes (COPs), onde os países participantes se reúnem para discutir ações e medidas contemporâneas para preservação do meio ambiente. Nesse sentido, torna-se importante discorrer sobre mecanismos voltados para a minimização da emissão de carbono e preservação florestal de escala global adotados a partir da CQNUMC.

Através da CQNUMC, os países têm buscado estabelecer metas e políticas que visam limitar o aquecimento global e proteger o planeta para as gerações futuras. Estabelecido durante a COP-19, na Polônia, o REDD+ (Redução de Emissões de gases de efeito estufa provenientes do Desmatamento e da Degradação florestal) se consolidou desde então como uma das principais estratégias de mitigação das mudanças climáticas (MMA, 2016). Seu funcionamento ocorre a partir de incentivos financeiros a países em desenvolvimento que estejam implementando políticas de REDD+ (MMA, 2016). Essas políticas e ações estão relacionadas à recuperação e conservação de florestas, com o objetivo em longo prazo de recuperar áreas degradadas, manejo sustentável dos recursos florestais e aumento dos estoques de carbono florestal. Segundo o MMA, o Brasil é pioneiro na implementação de ações de REDD+ por meio de projetos como o Piloto Floresta+ (mais informações em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/florestamais/projeto-florestamais-amazonia>).

O Protocolo de Kyoto também é um tratado internacional sobre mudança climática, adotado em 1997 durante a COP3, realizada na cidade de Kyoto, Japão. Essa iniciativa se baseia na redução das emissões de gases de efeito estufa que contribuem para o aquecimento global. Metas obrigatórias foram estabelecidas para países industrializados, que são os principais emissores, sendo o período de compromisso inicial do Protocolo de Kyoto entre 2008 a 2012. Os países que ratificaram o protocolo

se comprometeram a reduzir suas emissões coletivas de gases em pelo menos 5% em relação aos níveis de 1990 durante o período de compromisso, relatando as medidas e ações em inventários nacionais de emissão. A COP3 levou em consideração a necessidade de financiamento de países em desenvolvimento para realizar ações voltadas ao compromisso firmado. O protocolo entrou em vigor em 2005, no entanto, nem todos os principais emissores de gases de efeito estufa, como Estados Unidos e China, ratificaram o protocolo. Posteriormente, o protocolo foi substituído pelo Acordo de Paris em 2015.

A COP mais conhecida é a COP21, realizada em Paris em 2015, onde foi adotado o Acordo de Paris. O Acordo de Paris é fruto de uma longa negociação em torno do debate climático e aquecimento global entre diversas governanças internacionais, sendo a CQNUMC seu marco inicial (EULER, 2016). O objetivo do acordo está relacionado com o desenvolvimento de ações que limitem o aumento da temperatura média global, a fim de evitar catástrofes decorrentes de fenômenos climáticos. Além disso, o Acordo de Paris reafirma a importância de ações de REDD+ e viabiliza apoio financeiro e tecnológico dos países desenvolvidos, o que representa uma iniciativa contemporânea de cooperação global para o desenvolvimento sustentável e está em vigência, sendo adotado pela maioria dos países do planeta.

De acordo com o produto gerado pelo CTREES (2023, disponível em: <https://ctrees.org/products/country-jurisdiction>), o total de carbono armazenado no estoque do estado de Rondônia entre 2001 e 2021 corresponde a 7.4 GtCO₂e, sendo 97% dessa quantidade estando ligada às áreas de floresta amazônica. Este estoque corresponde aproximadamente a 3,8% do total de carbono estocado nas florestas brasileiras. Já as taxas de emissão de carbono na atmosfera entre 2001 e 2021 no estado de Rondônia atingem 115,7 MtCO₂e, com o corte seletivo e abertura de estradas sendo responsável por aproximadamente 5% dessa quantidade (6,5 MtCO₂e).

Realizar o balanço anual, preciso e contínuo sobre estas métricas do carbono representa a estimativa dos fluxos de gases de efeito estufa e sua emissão na atmosfera (FEARNSIDE, 2002). Este balanço compõe o inventário nacional de carbono, que sintetiza as estimativas para inserção na economia sustentável de baixo carbono, com objetivo de cumprir as exigências legais vigentes de âmbito nacional e global e atingir

índices satisfatórios da meta global de neutralização de carbono (STENAVATO, 2022). No entanto, embora o ciclo do carbono faça parte de uma importante dinâmica natural da vegetação, a emissão deste elemento não é precisamente mensurada e disponibilizada por inventários nacionais de carbono (SILVA JUNIOR et al., 2021), o que representa um desafio para pesquisadores da área e para cumprimento de iniciativas globais como o Acordo de Paris.

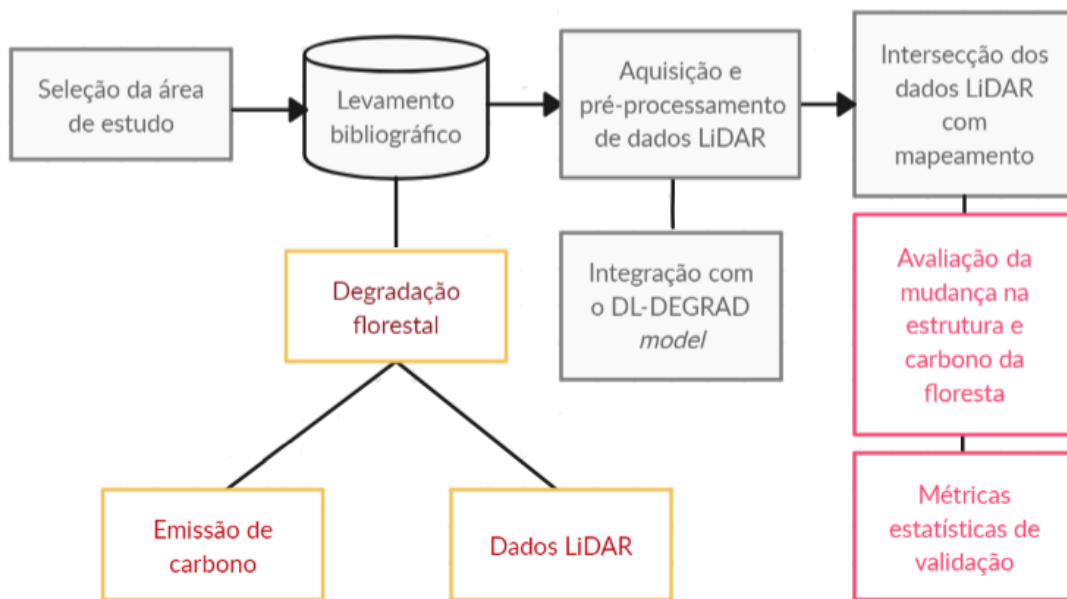
O corte seletivo e parcial de árvores mais altas aumenta o poder do fogo durante a queimada, elevando as taxas de decomposição média da biomassa não queimada (FEARNSIDE, 2002). Entender e identificar os padrões de corte seletivo é muito importante para análise da perda de biomassa florestal e o quanto isto interfere no balanço de carbono e as taxas de emissão deste elemento na floresta.

2.2 Materiais e métodos

Inicialmente, houve a seleção da área de estudo e levantamento de todas informações a partir do que foi construído no projeto do PIBIC 2021-2022. Posteriormente, foi realizada a revisão bibliográfica e aprofundamento nos temas: degradação florestal na Amazônia por corte seletivo; LiDAR; concessão florestal; e carbono florestal.

Após esse levantamento inicial, o projeto se direcionou para a aquisição de dados LiDAR e processamento dos dados contidos no banco de dados também criado no projeto PIBIC 2021-2022 e aprimorado neste ano: densidade e volume de corte de árvores. Com as estimativas de intensidade devidamente calculadas no RStudio, estudou-se como a integração da informação obtida sobre a intensidade da degradação ao modelo DL-DEGRAD pode ser realizada. Por fim, confrontou-se as estimativas de intensidade da degradação florestal obtidas com as informações disponibilizadas nos POAs das UPAs analisadas. O fluxograma a seguir (Figura 4) apresenta sintetizadamente as etapas do projeto:

Figura 4. Fluxograma com as etapas do projeto.

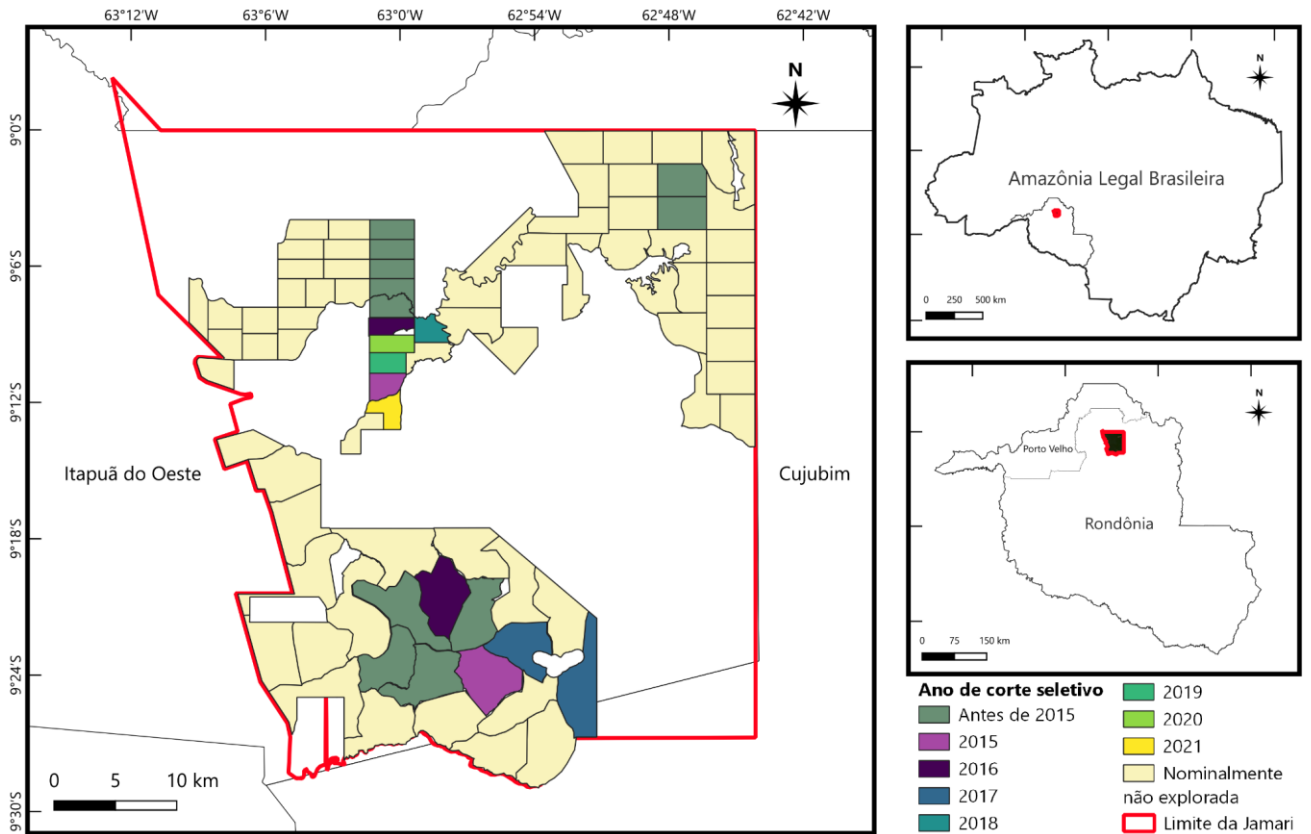


Fonte: o autor (2023).

2.2.1 Seleção da área de estudo

A área de estudo selecionada, localizada no norte do estado de Rondônia entre os municípios de Cujubim e Itapuã do Oeste, foi a Floresta Nacional do Jamari, pertencente à Amazônia Legal (Figura 5). A floresta é composta por 2.200 km² de vegetação aberta ombrófila de planície de terra firme, com espécies de árvores de alto valor comercial (DALAGNOL et al., 2019). De acordo com a classificação de Köppen Geiger, o clima é de tipo Am, o que garante secas bem definidas e baixa amplitude térmica anual (ALVARES et al., 2013, citado por FAGUNDES et al., 2020).

Figura 5. Localização da Floresta Nacional do Jamari.

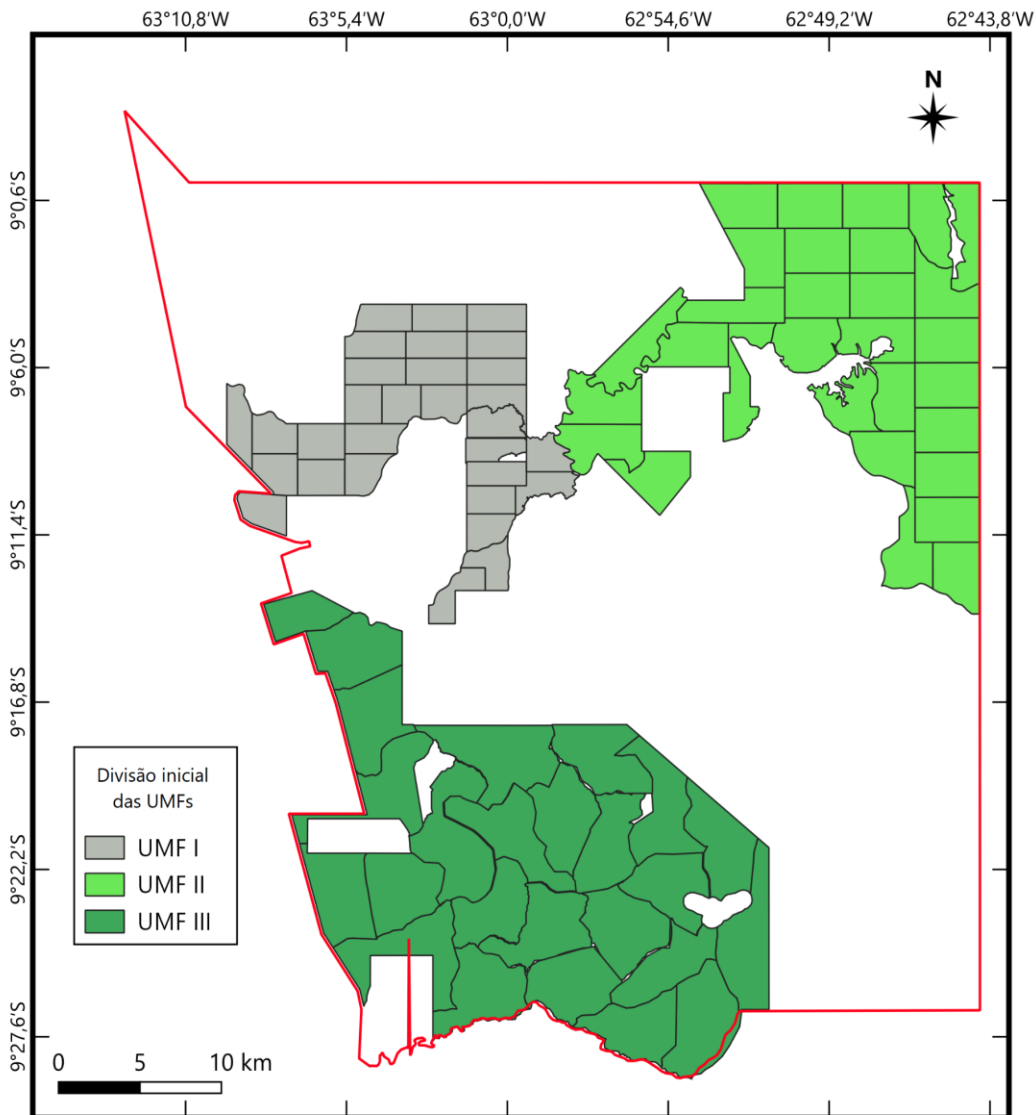


Fonte: o autor (2023).

Desde a década de 1980 a área sofre pressão da mineração, agropecuária e criação de assentamentos da reforma agrária que modificaram paisagem (BASTOS et al., 2017). Como primeira floresta nacional a ser submetida ao processo de concessão florestal (2008), a exploração seletiva de madeira na região segue as normas e diretrizes do Plano de Manejo da Flona do Jamari (SFB, 2022). É de responsabilidade das empresas envolvidas na concessão monitorar e fiscalizar a extração e recuperação da floresta por meio de relatórios técnicos e unidades permanentes que fazem parte do Sistema de Inventário Florestal Contínuo (MUNIZ; PINHEIRO, 2019).

A divisão inicial da Floresta Nacional do Jamari foi feita a partir do estabelecimento de Unidades de Manejo Florestal (UMF) (Figura 6): a UMF I possuía cerca de 17.000 hectares e está sendo gerenciada pela Madeflona Industrial Madeireira; a UMF II possuía aproximadamente 32.900 hectares e era gerenciada pela Sakura Indústria e Comércio de Madeiras; e a UMF III possuía cerca de 46.000 hectares e era gerenciada pela Amata S/A (SFB, 2022).

Figura 6. Divisão inicial da Jamari em UMFs.



Fonte: o autor (2023).

Após essa divisão inicial e início das operações, ocorreram várias mudanças devido a questões legais e falta de cumprimento de obrigações por algumas empresas, o que alterou a disposição e a divisão inicial das UMFs, como por exemplo, o contrato da empresa Sakura, encerrado em 2012 (CHULES, 2018). De acordo com o SFB (2022), desde então, na UMF II não houve exploração legal de madeira, e em 2018 a empresa Madeflona, já responsável por gerenciar os recursos florestais da UMF I, venceu o processo de licitação para a concessão florestal da área encerrada (UMF II), agora chamada de UMF IV. Quanto à UMF III, o contrato de concessão da empresa Amata

S/A foi encerrado em 2020 por meio de um "termo de distrato". Em novembro de 2021, foi publicado um novo edital de licitação para a área, vencido pela empresa Forest Ark Investimentos, agora com uma área de exploração menor do que a anterior (38.394,16 hectares), agora chamada de UMF V e com obras ainda não iniciadas (SFB, 2023). A divisão atual do território da floresta em UMFs ainda não foi amplamente divulgada pelo SFB, assim como as operações iniciadas na UMF IV não possuem dados vetorizados disponíveis e as operações não iniciadas na UMF V.

A Floresta Nacional do Jamari foi selecionada por possuir três elementos fundamentais para quantificação da intensidade do corte seletivo: (1) transectos LiDAR em áreas de corte seletivo confirmado; (2) shapefiles das árvores das UPAs com informações como data de corte, altura, densidade e volume das árvores; e (3) POAs disponíveis para algumas UPAs. Importante frisar que o SFB não disponibiliza as informações de maneira organizada e completa, o que tornou o trabalho de compilação de informações bastante complexo.

2.2.2 Aquisição e pré-processamento de dados LiDAR

O projeto tem foco em áreas concessão florestal da Floresta Nacional do Jamari, nas quais dados LiDAR aerotransportados foram adquiridos em iniciativas anteriores pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB). Foram obtidas 8 linhas de voo de LiDAR aerotransportadas em formato nuvem de pontos LAS e Canopy Height Model (CHM) com 1x1 m de tamanho de célula (Tabela 1). Os *rasters* CHM foram carregados no QGIS e posteriormente no Rstudio para análise. A partir dos CHMs de duas datas, antes e depois do corte de madeira, calculou-se a diferença de altura CHM.

Tabela 1. Banco de dados da data de corte nas UPAs e datas de linhas de voo LiDAR.

UMF - UPA	Data de corte (POA)	Data de corte (<i>shapefile</i> árvores)	Data do voo 1 (LiDAR)	Data do voo 2 (LiDAR)
I - 1	Agosto à Dezembro de 2010	-	Abril/2017	Julho/2018
I - 2	Julho à Dezembro de	-	-	-

	2011			
I - 3	Junho à Dezembro de 2012	-	-	-
I - 4	Maiο à Dezembro de 2013	-	-	-
I - 5	Maiο à Dezembro de 2014	-	-	-
I - 6	Abril à Dezembro de 2015	Agosto à Setembro de 2016	-	-
I - 7	-	Junho à Julho de 2020	-	-
I - 8	-	Abril à Maio de 2019	-	-
I - 9	-	Maiο à Junho de 2018	-	-
I - 10	-	Maiο de 2017	Abril/2017	Julho/2018
I - 11	Abril à Dezembro de 2015	-	-	-
I - 13	-	Agosto de 2021	-	-
II - 1	-	-	-	-
II - 2	-	-	-	-
III - 1	Julho de 2010 à Janeiro de 2011	-	-	- Continua
III - 2	Julho de 2011 à Junho	-	-	-

	de 2012			
III - 3	Julho de 2012 à Junho de 2013	-	-	-
III - 4	Maior de 2014 à Junho de 2015	-	-	-
III - 5	Junho à Dezembro de 2015	-	-	-
III - 6	-	Abril à Setembro de 2016	-	-
III - 11	-	-	Julho/2018	Agosto/2018
III - 14	Abril de 2017 à Abril de 2018	Abril de 2017 à Janeiro de 2018	Abril/2017	Julho/2018

Fonte: o autor (2023).

Para elaborar a tabela, foi necessário reunir informações sobre a data de corte das árvores das UPAs da Jamari, disponibilizadas pelo SFB, através do POA e/ou do *shapefile* de árvores. Nos POAs existentes de cada UPA, consideramos a data de corte a partir da seção “Atividades Exploratórias”, envolvendo também processos como abertura de estradas, arraste e transporte. Nos *shapefiles* de árvores, a data de corte foi identificada a partir da coluna com mesmo nome na tabela de atributos de cada camada. Este processo de compilação de informações sobre a data de corte foi bastante trabalhoso, pois a página eletrônica oficial do SFB sobre a Jamari (disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/concessao-florestal/concessoes-florestais-em-andamento-1/floresta-nacional-do-jamari-ro>) sofre com a falta de informações completas, o que limita a precisão das informações e o monitoramento de áreas sob concessão florestal.

2.2.3 Integração com o projeto PIBIC 2021-2022

Como resultado do projeto PIBIC 2021-2022, desenvolveu-se o DL-DEGRAD (DALAGNOL et al., 2023), um modelo de *deep learning* voltado para detecção de processos relacionados à degradação florestal utilizando a arquitetura U-Net (RONNEBERGER et al., 2015) por meio de imagens de alta resolução espacial. No projeto PIBIC atual, as estimativas de intensidade do corte seletivo geradas através de dados LiDAR aerotransportados e de campo serviram para avaliar a intensidade de extração de madeira sobre áreas detectadas pelo modelo DL-DEGRAD e aprimorar o produto do modelo, que agora além de mapear espaço temporalmente o corte seletivo, também incluirá a intensidade nos resultados. Futuramente, pretende-se incluir outras informações ao produto do modelo, tais como as taxas de emissão e sequestro de carbono referentes à distúrbios acarretados pela degradação florestal.

No projeto PIBIC 2021-2022, foi elaborado um banco de dados que compila todas informações disponíveis de data de corte, volume e localização das árvores para todas as Florestas Nacionais sob concessão florestal no país, segundo a disponibilidade do SFB. Todas as informações que estavam na página das concessões no site do Serviço Florestal Brasileiro (SFB), assim como planilhas de dados fornecidas por profissionais competentes, foram compiladas e sistematizadas num banco de dados importante para a validação dos resultados do modelo DL-DEGRAD. A partir das informações obtidas, criou-se um mapa de corte seletivo de referência oficial, com o objetivo de corroborar e validar as informações geradas pelo produto do modelo (BRAGA et al., 2022).

Ao fazer o levantamento de dados sobre a concessão florestal, uma das fontes de dados mais importantes, juntamente com os CHMs, foram os *shapefiles* das árvores (neste caso, vetor em pontos), devidamente georreferenciados. O SFB disponibiliza para *download shapefiles* de pontos das árvores e suas respectivas posições dentro das UPAs da Jamari, áreas onde o corte seletivo é permitido. Contabilizar a quantidade de árvores mapeadas e seus atributos como “data de corte”, “volume” e a localização foi fundamental para quantificar a intensidade do corte seletivo.

2.2.4 Densidade e volume do corte seletivo

A densidade e o volume do corte seletivo foram calculados no *software* RStudio v. 4.2.2 a partir da filtragem da tabela de atributos dos arquivos vetoriais compilados no

banco de dados. O campo “data de corte”, juntamente com a localização das árvores por pontos e o volume, foram essenciais para a criação de um *raster* de densidade e de volume do corte seletivo. Como parâmetro inicial, cada grupo de árvores foi separado em formato *shapefile* com informações de data de corte. Posteriormente, foi realizada a filtragem em escala individual para cada UPA, o que gerou um novo *shapefile*, desta vez perimetral, com *buffer* de 50 metros.

O próximo passo foi a “rasterização”, ou seja, transformação dos dados vetoriais (pontuais) para raster feita a partir da função *rasterize* do pacote raster do R (HIJMANS et al., 2023). Como resultado da “rasterização”, um *raster* de densidade para cada UPA que possui *shapefile* de árvores foi gerado e carregado no QGIS. O código criado no RStudio serviu para que o campo densidade fosse filtrado e o *raster* criado apresentasse apenas a distribuição das árvores no território da UPA por hectare (100x100 metros), sendo gerado um mesmo *raster* para volume segundo os mesmos parâmetros. Os *rasters* criados levaram em consideração tanto as árvores cortadas quanto as não cortadas em diferentes tipos de análise. Dessa forma, células com valor igual a zero correspondem à células onde árvores não foram abatidas. Na geração das métricas estatísticas, considerou-se também ambas as classes, mas as medidas foram extraídas separadamente.

A partir desse processo, foram calculadas métricas estatísticas em árvore por hectare, como média, desvio padrão, máximo e o total de árvores, para melhor entender a distribuição e concentração do corte seletivo. Este mesmo cálculo foi realizado sem o valor “0” (que representaria a ausência de extração) na análise, para se ter uma visão mais clara da área onde houve efetivamente extração seletiva. Posteriormente, os mesmos procedimentos foram repetidos para a medição do volume de corte, exatamente com o mesmo código e parâmetros (Figura 8).

Obtivemos os dados “árvore por árvore” para 8 das UPAs exploradas, isso porque das 85 UPAs iniciais da Jamari, apenas 8 possuem *shapefile* de árvores com data de corte: UPAs 6, 7, 8, 9, 10 e 13 da UMF I; e UPAs 6 e 10 da UMF III. Como a localização árvore por árvore era um proxy muito mais preciso de onde a extração foi realizada, para as UPAs que tínhamos esses dados, atualizamos os limites em torno das áreas exploradas usando um método de *convex hull* (BARBER, DOBKIN,

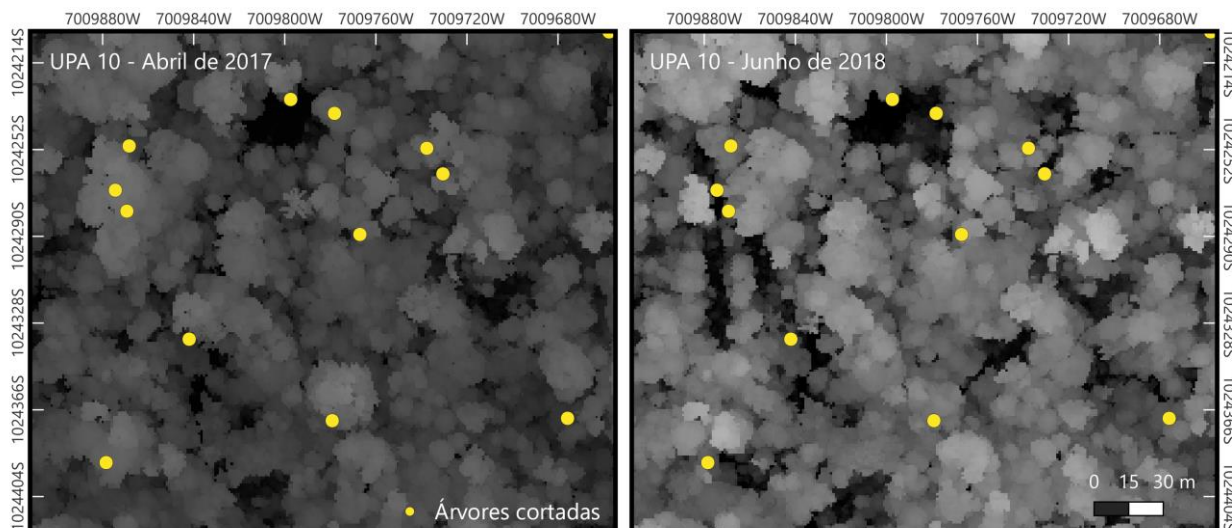
HUHDANPAA, 1996) em torno das geolocalizações das árvores exploradas. Os limites vetoriais das UPAs foram combinados e “rasterizados” para a mesma resolução e grade das estimativas do modelo, onde o valor do *pixel* correspondeu ao ano das atividades madeireiras. As métricas extraídas foram organizadas em tabelas para intensidade e volume de corte nos resultados.

Em síntese, este primeiro código foi responsável por filtrar e transformar o *shapefile* de árvores em *raster*, a partir da posição das árvores cortadas na UPA e do volume das árvores. A “rasterização” permitiu que fossem gerados novos *rasters* para as UPAs: um de densidade (feito a partir da posição das árvores) e um de volume (a partir do volume para estimar a perda de biomassa/carbono). A partir dos novos *rasters* gerados, foram calculadas métricas estatísticas em árvore por hectare, como média, desvio padrão, máximo e o total de árvores, para melhor entender a distribuição e concentração do corte seletivo.

2.2.5 Relação entre a densidade e o volume de corte com a diferença de altura

As métricas de densidade e volume do corte seletivo calculadas a partir dos procedimentos descritos na seção anterior foram interseccionadas com a diferença de altura das árvores obtida a partir dos dados LiDAR. Das 22 UPAs que possuem qualquer informação sobre a data de corte das árvores presentes na tabela 1, apenas 2 estão aptas para quantificação da intensidade por meio do uso de CHMs LiDAR: UPA 10 da UMF I; e UPA 14 da UMF III. A aptidão se dá pela presença de corte seletivo confirmada pelo SFB com data de corte (pelo POA ou pelo *shapefile* de árvores) e pela intersecção espacial do perímetro da UPA com os transectos LiDAR nas 2 datas de voo. A UPA 10 da UMF I tem corte confirmado pelo SFB em Maio de 2017, sendo a data obtida através do *shapefile* de árvores, e os *rasters* LiDAR obtidos são de Abril de 2017 (voo 1) e Junho de 2018 (voo 2). No caso da UPA 14 da UMF III, o corte data entre Abril de 2017 e Janeiro de 2018, confirmados pelo POA e pelo *shapefile* de árvores, e os *rasters* LiDAR também são de Abril de 2017 (voo 1) e Junho de 2018 (voo 2). A obtenção de *rasters* LiDAR no período supracitado permite a análise da vegetação antes e depois do corte (Figura 7).

Figura 7. Visualizando a vegetação antes e depois do corte seletivo com LiDAR.



Fonte: o autor (2023).

A diferença de altura entre as datas dos vãos LiDAR foi calculada no RStudio a partir do carregamento dos *rasters* e recorte dos mesmos para a área onde há sobreposição entre os 2 em cada UPA. Posteriormente, estabeleceu-se um *buffer* negativo de 30 metros ao redor dos *rasters* já recortados para remover alguns efeitos de borda. A diferença de altura foi calculada pela subtração entre as datas de voo, obtendo-se um valor que representa quanto de árvore foi perdido, em altura, após o corte seletivo.

Para cruzar as métricas de intensidade e volume com esta diferença de altura, carregou-se os novos *rasters* LiDAR e também os *rasters* de densidade gerados conforme os procedimentos descritos na seção anterior. Os *rasters* de densidade foram recortados para extensão dos *rasters* LiDAR, a fim de ajustar um modelo linear para então estimar a intensidade e o volume do corte. A partir deste modelo, métricas estatísticas foram extraídas com a função “*summary*”, fornecendo uma explicação sobre a variabilidade da intensidade de corte (R^2) e sobre a relação de significância entre a presença de corte seletivo e a perda de altura (*p-value*). Os resultados foram organizados em tabelas contendo as métricas obtidas.

Em síntese, o segundo código foi responsável por cruzar os *rasters* de densidade e volume, gerados pelo primeiro código, com a diferença de altura das árvores obtida a partir da subtração entre os CHMs das linhas de voo LiDAR entre 2017 e 2018. Este código busca a correlação estatística entre as variáveis densidade e volume com a perda de altura, a fim de ajustar um modelo de regressão linear para então estimar a

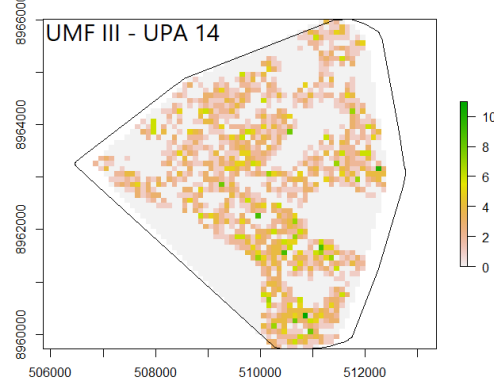
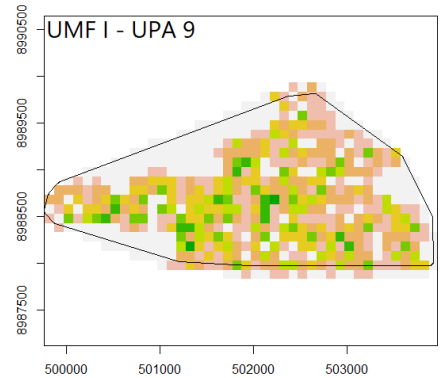
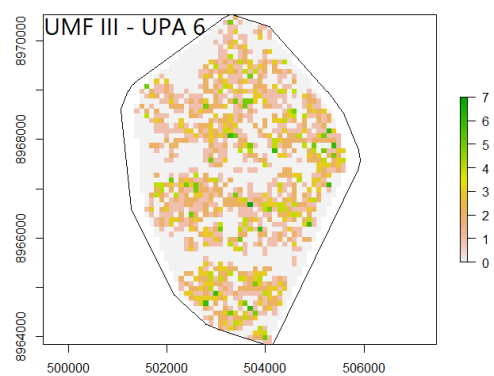
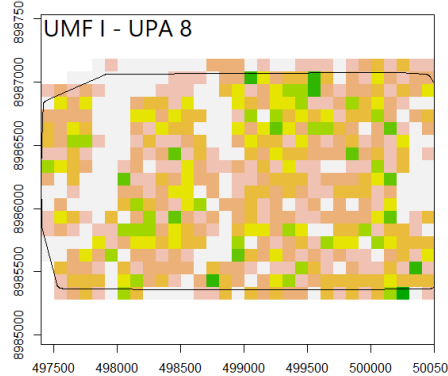
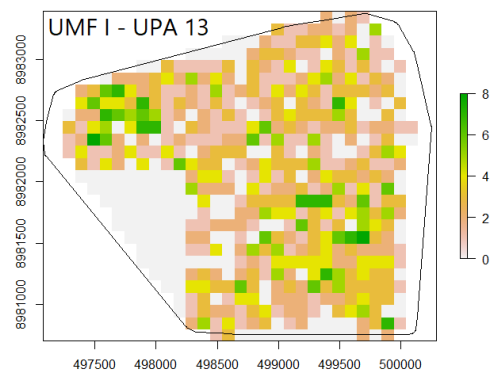
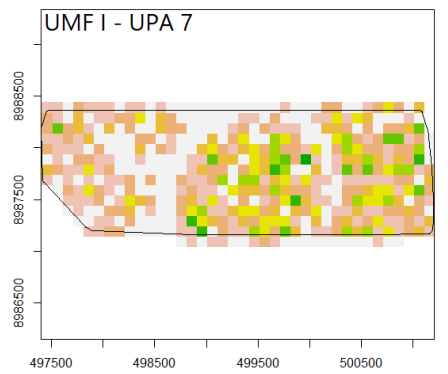
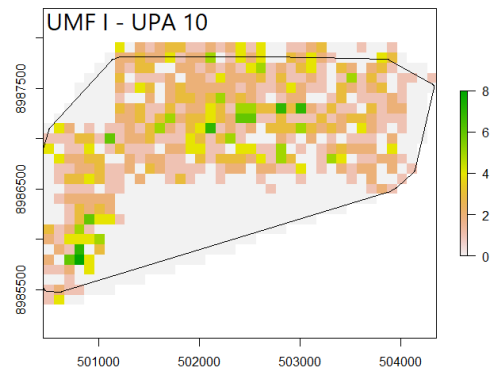
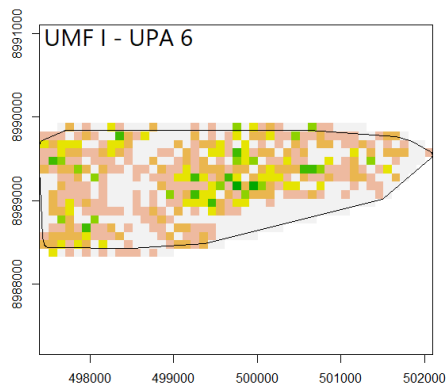
intensidade do corte seletivo. A partir deste modelo, métricas estatísticas foram extraídas com a função *summary* no RStudio, fornecendo uma explicação sobre a variabilidade da intensidade de corte (R^2) e sobre a relação de significância entre a presença de corte seletivo e a perda de altura (*p-value*).

3. RESULTADOS

3.1 Densidade e volume do corte seletivo

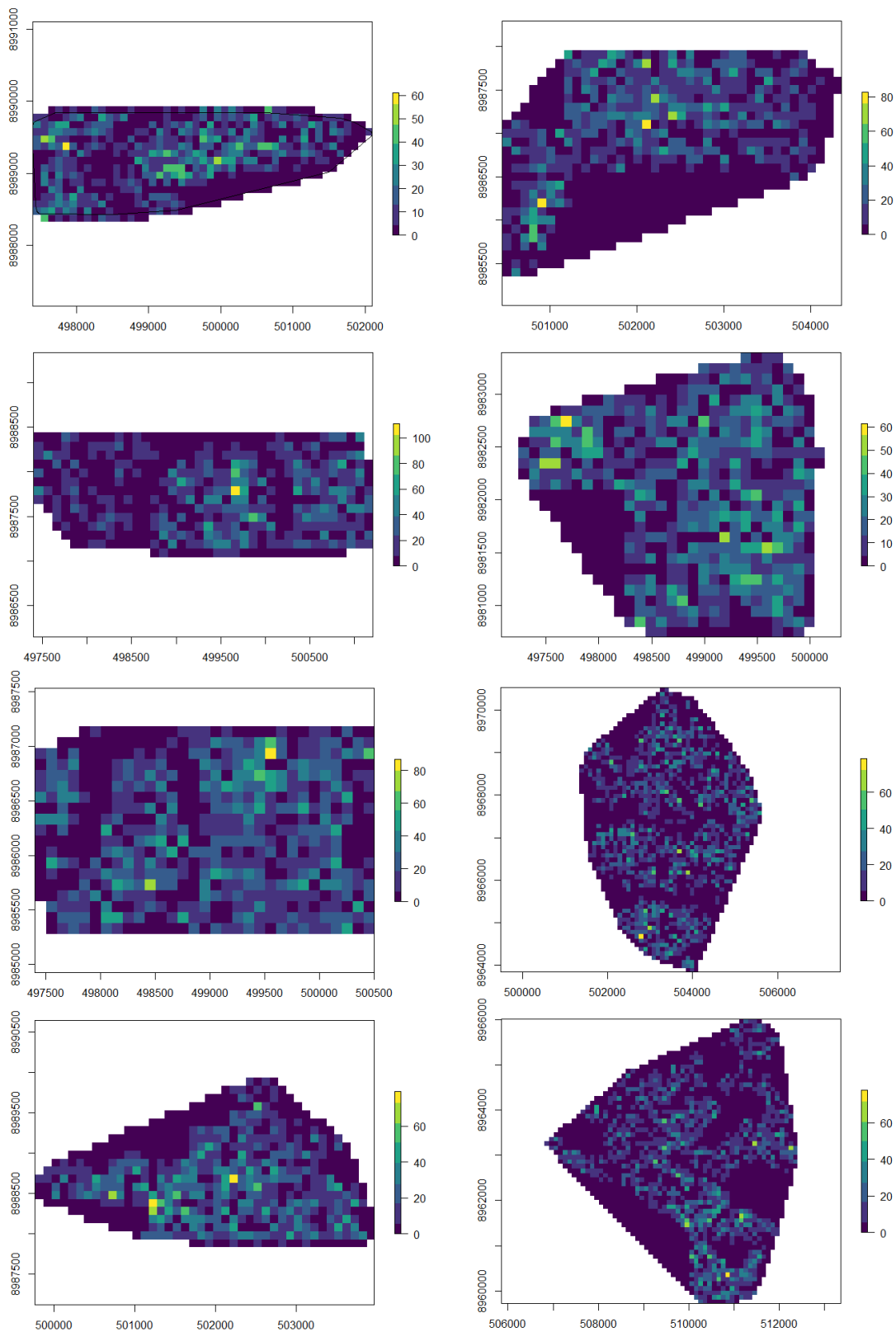
A densidade e o volume foram “rasterizados”. Tanto para a densidade quanto para o volume, foram gerados 16 *rasters* (2 para cada UPA, 1 de cada variável) de densidade e de volume que contabilizam as árvores que não foram cortadas (valor 0) no processo (Figuras 8 e 9). Importante reiterar que os *rasters* foram gerados apenas para isso porque das 85 UPAs iniciais da Jamari, apenas 8 possuem *shapefile* de árvores com data de corte. Para calcular a densidade e o volume de corte seletivo na Jamari, o dado primordial foi o *shapefile* das árvores com as informações necessárias.

Figura 8. Densidade do corte seletivo nas UPAs.



Fonte: o autor (2023).

Figura 9. Volume do corte seletivo nas UPAs.



Fonte: o autor (2023).

A intensidade da degradação foi avaliada estatisticamente a partir da densidade e volume da exploração. A análise foi realizada no RStudio por meio do atributo “data de corte” do banco de dados do SFB em m³ por hectare. A primeira análise estatística de densidade foi realizada com todas as árvores mapeadas pelo SFB (Tabela 2), incluindo as árvores não cortadas nos cálculos (valor zero), e a segunda contabilizando apenas as árvores cortadas (Tabela 3). A primeira (Tabela 4) e a segunda análise (Tabela 5) para volume foram realizadas sob os mesmos parâmetros de densidade.

Tabela 2. Métricas estatísticas de densidade de corte seletivo com valor zero.

UMF/UP A (área)	MÉDIA (árvore/ ha)	DESVIO PADRÃO (árvore/ha)	MAX (árvore/h a)	SOMA (total de árvores)
I - 6	1.1	1.2	6	653
I - 7	1.6	1.7	8	818
I - 8	1.9	1.6	8	1126
I - 9	1.6	1.6	7	970
I - 10	1.2	1.5	8	911
I - 13	2.0	1.8	8	1187
III - 6	1.1	1.3	7	2067
III - 14	1.2	1.6	11	2599

Fonte: o autor (2023).

Tabela 3. Métricas estatísticas de densidade de corte seletivo sem valor zero.

UMF/UPA (área)	MÉDIA (árvore/ ha)	DESVIO PADRÃO (árvore/ha)	MAX (árvore/ha)	SOMA (total de árvores)
I - 6	1.8	1.8	6	653
I - 7	2.4	1.5	8	818

Continua

I - 8	2.5	1.4	8	1126
I - 9	2.4	1.4	7	970
I - 10	2.2	1.3	8	911
I - 13	2.7	1.6	8	1187
III - 6	2.0	1.1	7	2067
III - 14	2.4	1.5	11	2599

Fonte: o autor (2023).

Tabela 4. Métricas estatísticas de volume de corte seletivo com valor zero.

UMF/UPA (área)	MÉDIA (árvore/ ha)	DESVIO PADRÃO (árvore/ha)	MAX (árvore/h a)	SOMA (total de árvores)
I - 6	9.47	11.43	61.19	653
I - 7	13.90	16.16	111.16	818
I - 8	15.21	14.39	86.95	1126
I - 9	12.39	13.90	79.43	970
I - 10	10.12	13.33	82.88	911
I - 13	12.11	11.64	61.53	1187
III - 6	8.56	11.43	78.66	2067
III - 14	7.15	10.54	78.00	2599

Fonte: o autor (2023).

Tabela 5. Métricas estatísticas de volume de corte seletivo sem valor zero.

UMF/UP A (área)	MÉDIA (árvore/ ha)	DESVIO PADRÃO (árvore/ha)	MAX (árvore/h a)	SOMA (total de árvores)
-----------------------	--------------------------	---------------------------------	------------------------	-------------------------------

Continua

I - 6	15.99	10.79	61.19	653
I - 7	20.48	15.81	111.16	818
I - 8	20.04	13.26	86.95	1126
I - 9	18.67	13.19	79.43	970
I - 10	17.90	13.24	82.88	911
I - 13	16.42	10.63	61.53	1187
III - 6	15.96	11.20	78.66	2067
III - 14	14.73	10.82	78.00	2599

Fonte: o autor (2023).

Para a variável densidade, a média é um indicador da intensidade do manejo e identifica qual o número médio de árvores cortadas por hectare. O desvio padrão revela se há variabilidade de exploração de árvores por hectare na UPA. O valor máximo representa qual a maior quantidade de árvores cortadas por hectare dentro do perímetro da UPA. A soma representa o número total de árvores por UPA.

Para a variável volume, a média identifica qual área da UPA possui as árvores cortadas de mais volume. O desvio padrão revela se qual a variabilidade de volume das árvores por hectare na UPA. O valor máximo representa qual os maiores volumes de árvores cortadas por hectare dentro do perímetro da UPA. A soma representa o número total de árvores por UPA.

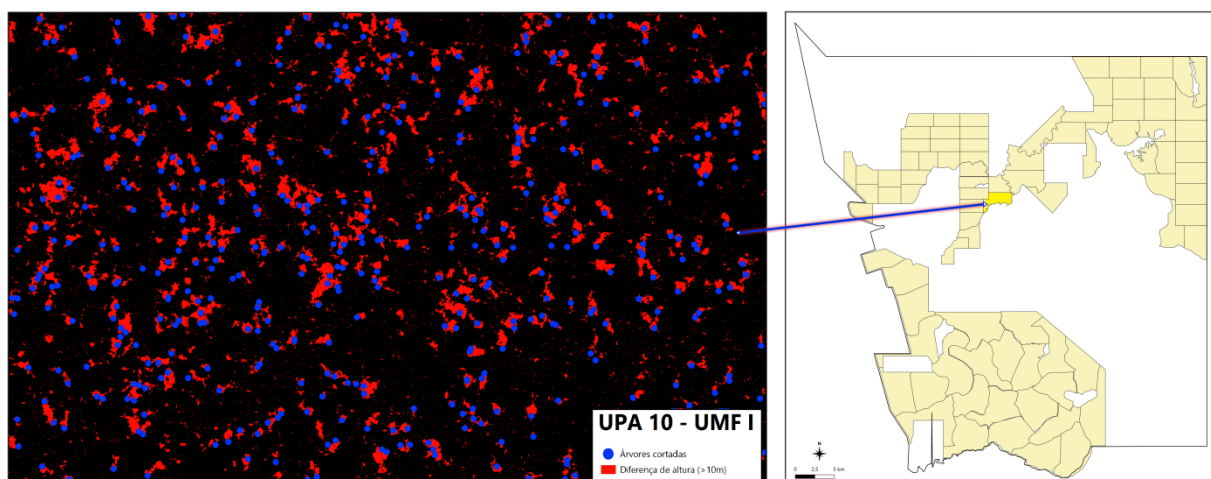
3.2 Quantificação da diferença de altura na vegetação por dados LiDAR

A diferença de altura foi calculada a partir da subtração entre os CHM e posteriormente sobreposta com a localização (vetor em pontos) das árvores cortadas (Figuras 10 e 11). O *raster* gerado pela subtração entre os CHMs LiDAR representa onde houve perda de altura significativa na vegetação (>10 metros) entre 2017 e 2018. A sobreposição com a localização das árvores cortadas representa a relação espacial entre a perda de altura na vegetação e o corte seletivo de madeira e a obtenção de CHMs

LiDAR em formato raster já processados no período supracitado permite a análise da vegetação antes e depois do corte. Para quantificar a diferença de altura na vegetação na Jamari, os dados primordiais foram: o *shapefile* das árvores com as informações necessárias; os CHMs pré-processados em formato “tiff”.

Figura 10. Sobreposição das árvores cortadas com a diferença de altura para a UPA 10 da UMF

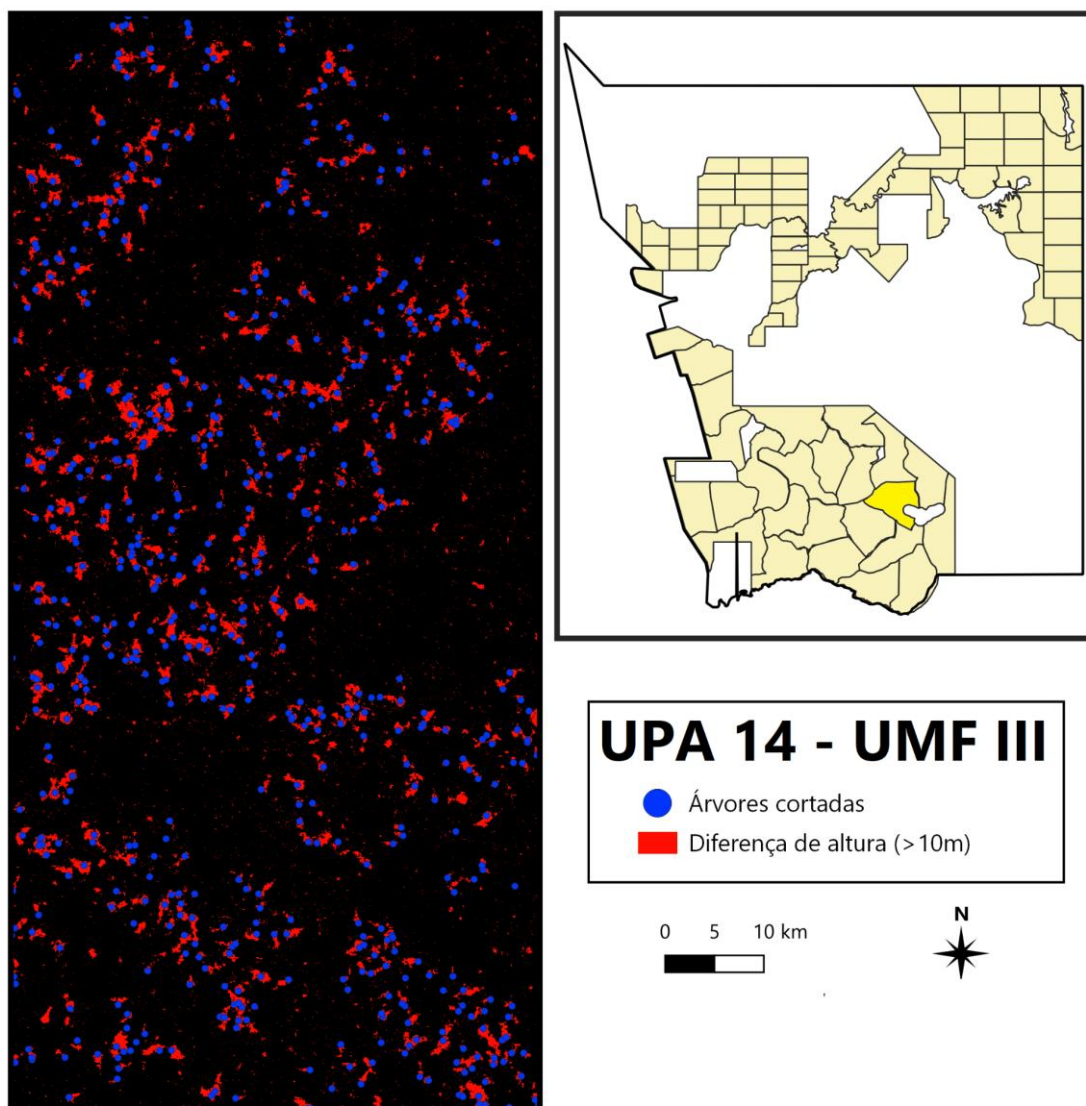
I.



Fonte: o autor (2023).

Figura 11. Sobreposição das árvores cortadas com a diferença de altura para a UPA 14 da UMF

III.



Fonte: o autor (2023).

As duas UPAs analisadas (UPA 10 da UMF I e UPA 14 da UMF III) para quantificação da mudança na vegetação por dados LiDAR foram cruzadas com seus respectivos *rasters* de densidade e volume. As três variáveis que compõem a intensidade de corte seletiva são: densidade; volume; e diferença de altura. Para comprovar a relação estatística entre estas três variáveis a partir da correspondência espacial do corte, as métricas explicam a variabilidade da intensidade de corte (R^2) e a relação de significância entre a presença de corte seletivo e a perda de altura (*p-value*) (Tabelas 6 e 7).

Tabela 6. Métricas estatísticas para a intensidade do corte x diferença de altura.

Coefficientes	Estimativa	Erro Padrão	t	p-value
Intercept	0.38131	0.07389	5.16	3.26e-07
Diferença de altura	-0.79016	0.03486	-22.67	<2e-16
R²	0.4365	-	-	< 2.2e-16

Fonte: o autor (2023).

Tabela 7. Métricas estatísticas para o volume das árvores cortadas x diferença de altura.

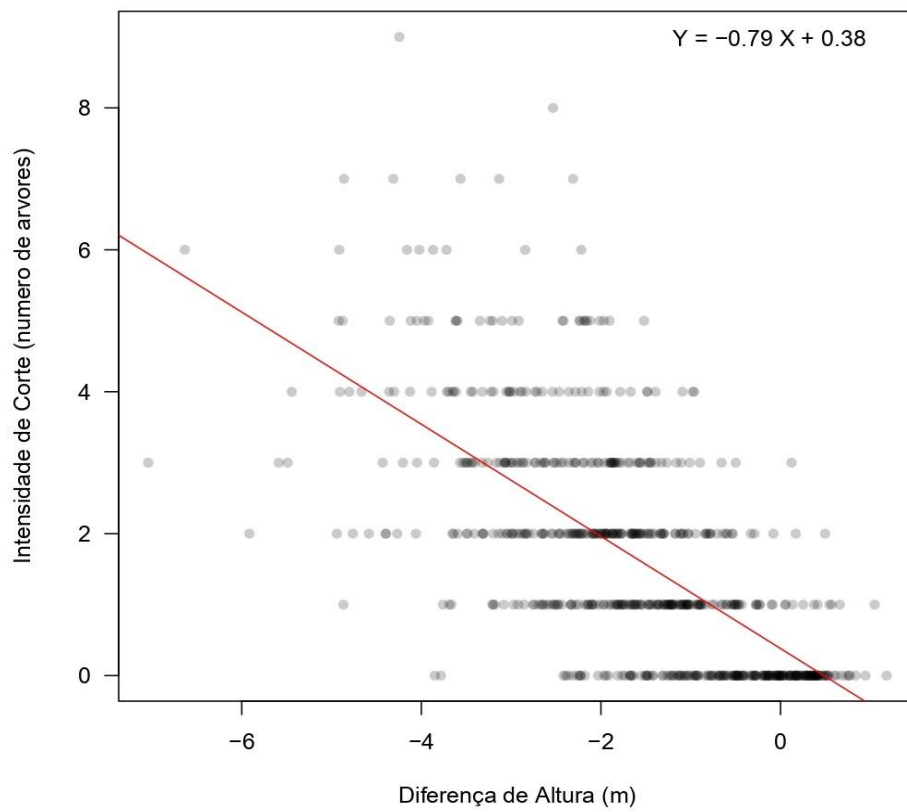
Coefficientes	Estimativa	Erro Padrão	t	p-value
Intercept	1.1277	0.5567	2.026	0.0432
Diferença de altura	-6.3942	0.2626	-24.347	<2e-16
R²	0.472	-	-	< 2.2e-16

Fonte: o autor (2023).

O modelo de regressão linear ajustado entre a variável diferença de altura e a intensidade de corte permitiu a explicação de aproximadamente 44% da variabilidade da intensidade de corte ($R^2=0.44$, Tabela 6). O *p-value* menor que 1% revela que há uma relação significativa entre a perda de altura na estrutura florestal e o número de árvores cortadas. Para o volume, as mesmas métricas foram extraídas, sendo o R^2 0,472 (47%) e o *p-value* também menor que 1%, comprovando a significância de relação. Ao analisar o corte seletivo pela variável volume, observa-se uma relação mais forte com a métrica extraída do LiDAR.

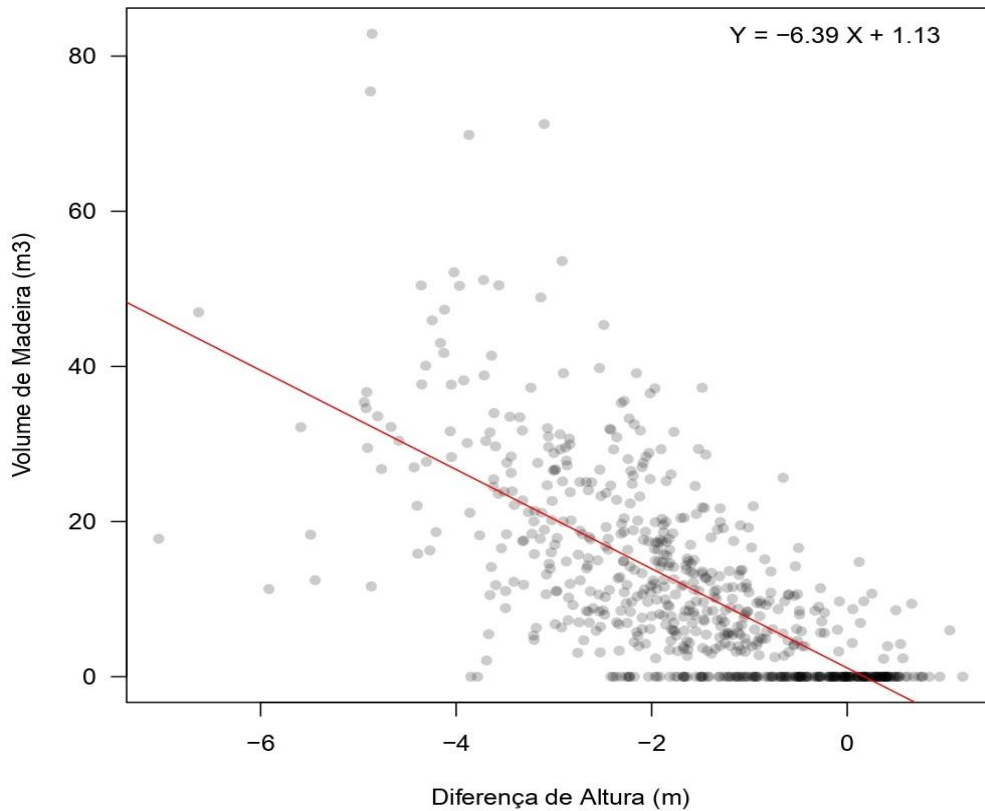
A partir das equações, gerou-se os gráficos de intensidade e de volume de corte (Figuras 12 e 13), que, por meio de um ajuste da regressão linear no R, estimam a relação de intensidade de corte e volume das árvores cortadas com a diferença de altura observada entre as datas dos CHMs LiDAR. Observou-se uma relação negativa entre diferença de altura e a intensidade de corte e volume de madeira, ou seja, quanto menor (mais negativa) a diferença de altura observada, maior a intensidade de corte e volume de madeira extraído.

Figura 12. Gráfico de intensidade de corte seletivo x diferença de altura.



Fonte: o autor (2023).

Figura 13. Gráfico do volume das árvores cortadas x diferença de altura.



Fonte: o autor (2023).

4. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A sobreposição da localização das árvores cortadas com os locais onde houve perda de altura confirmada pela subtração entre o CHM revela que de fato há uma correlação entre a perda de altura na estrutura florestal e o número de árvores cortadas. Quanto mais próxima de zero a diferença de altura, menor o número de árvores cortadas. Quanto maior a perda de altura, que seria a remoção de árvores, maior a quantidade de árvores cortadas naquele hectare. Alguns valores próximos a zero na diferença de altura que apresentam intensidade podem estar relacionados ao surgimento de estradas pré-corte seletivo ou até mesmo a dinâmica natural da floresta. A ideia da densidade é observar a concentração de árvores cortadas e o quanto isto implica na perda de altura na vegetação, representada pelo tamanho das manchas em vermelho na Figura 10.

O modelo linear revelou que a relação entre as variáveis de volume das árvores cortadas e mudança de altura LiDAR é forte e significativa. Dessa forma, através da variável de mudança de altura LiDAR é possível estimar o volume de árvores extraídas na floresta. Destaca-se que essas relações analisadas podem estar sendo controladas por fatores intrínsecos as florestas estudadas e aos dados coletados, e que mais análises devem ser realizadas considerando diferentes intensidades de corte e florestas.

Uma nova fase da pesquisa está relacionada com o cálculo de perda de biomassa florestal e consequente implicação nas taxas do balanço de carbono da parcela degradada. O objetivo em longo prazo é desenvolver uma ferramenta para monitoramento e fiscalização de atividades de extração de madeira em áreas de concessão florestal. No caso da Floresta Nacional do Jamari, observamos que a falta de dados ainda é fator limitador desta estratégia de monitoramento, que depende da localização, volume e data de corte das árvores para cruzamento com dados LiDAR. Além disso, a limitação de dados LiDAR torna este estudo amostral, necessitando da ampla difusão de dados desta natureza para aplicações em novas áreas de estudo. Futuramente, pretende-se integrar as taxas do balanço de carbono de alguma maneira no produto do modelo, para que além da intensidade, também forneça dados úteis para elaboração de inventários de carbono.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados do projeto PIBIC 2021-2022 estão relacionados com a criação de um modelo preliminar capaz de detectar padrões de corte seletivo e abertura de estradas. Este modelo ainda apresenta divergências nas métricas de avaliação estatísticas, mas é bastante promissor e com a validação correta, alcançará alto índice de confiabilidade. A ideia desenvolvida no projeto PIBIC atual foi dar continuidade ao desenvolvimento do modelo, incorporando estimativas da intensidade da degradação florestal por corte seletivo ao produto do modelo. Essas estimativas foram calculadas a partir de dados LiDAR para a área de estudo a fim de aumentar a precisão estatística.

Uma aplicação direta desta metodologia, embora altamente dificultada pela baixa disponibilidade dos POAs na página eletrônica do SFB, seria de comparar a intensidade calculada para a UPA com o que está descrito no documento da cada UPA. Dessa forma, a precisão fornecida pelo uso do LiDAR seria elemento fundamental na fiscalização das atividades das concessionárias.

Os dados aqui gerados serão compartilhados com a coordenação de monitoramento por satélite do SFB para colaborar na fiscalização da concessão florestal na Jamari, e discutindo possibilidades de aplicação da metodologia para continuar desenvolvendo esta estratégia. A ideia é avançar ainda mais na integração de elementos que irão aprimorar a capacidade e amplitude de dados operacionais do modelo DL-DEGRAD, expandindo sua área de atuação e possibilidades de aplicação.

Em termos de publicação científica vinculadas ao projeto, um trabalho foi publicado e apresentado no XX SBSR, que apresenta estimativas amostrais da densidade de carbono acima do solo e mudanças na estrutura do dossel através dados LiDAR adquiridos antes e depois da extração de madeira. E também um resumo foi enviado para a American Geophysical Union Fall Meeting de 2023, que aborda a nova fase do projeto, voltada para cálculo das taxas do balanço de carbono e a relação disso com a degradação florestal. Além disso, pretende-se enviar um trabalho para o GEOINFO 2023, assim como um artigo científico para revista, que está em fase final de elaboração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y.; ANDERSON, L.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, p. 1779–1785, 2008.

ARAUJO, S. L.; KELLER, M.; D'OLIVEIRA, M. V. N.; VICTORIA, D.; MORTON, D.; TAKEMURA, C. M.; HUNTER, M. O. Dados LiDAR e análise orientada a objeto no monitoramento de manejo florestal. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR**, 2013.

ASNER, G. P.; KELLER, M.; PEREIRA, R.; ZWEEDE, J. C. Remote sensing of selective logging in Amazonia: assessing limitations based on detailed field observations, Landsat ETM+, and textural analysis. **Remote Sensing of Environment**, v. 80, n. 3, p. 483-496, 2002.

ASPRS. LAS Specification: version 1.3, R10. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 75, n. 9, p. 1035-1042, 2009.

BARBER, C. B.; DOBKIN, D. P.; HUHDANPAA, H. The quickhull algorithm for convex hulls. **ACM Transactions on Mathematical Software**, v. 22, n. 4, p. 469–483, 1996.

BASTOS, A.; MANIESEI, V.; GOMES, F. B. Evolução do desmatamento e implicações ao uso e ocupação dos solos no entorno de unidades de conservação da Amazônia - o caso da floresta nacional do Jamari/RO. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, p. 6612–24, 2017.

BEHROOZPOUR, B.; SANDBORN, P. A. M.; WU, M. C.; BOSER, B. E. Lidar System Architectures and Circuits. **IEEE Communications Magazine**, v. 55, n. 10, p. 135-142, 2017.

BRAGA, D. A.; DALAGNOL, R.; RIBEIRO, C. B. M.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. Mapeamento de corte seletivo na Amazônia Brasileira usando imagens Planet de alta resolução espacial e inteligência artificial: estudo de caso na Floresta Nacional do Jamari. **Anais do 23º. Simpósio Brasileiro de Geoinformática (XXIII GEOINFO)**, p. 204-210, 2022.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. REDD+. 202-? Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/redd#:~:text=REDD%2B%20%20C3%A9%20um%20instrumento%20desenvolvido,e%20conserva%C3%A7%C3%A3o%20de%20suas%20florestas>>. Acesso em: 5 de Setembro de 2023.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Projeto Floresta+ Amazônia. 202-?. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/florestamais/projeto-florestamais-amazonia>>. Acesso em: 5 de Setembro de 2023.

CHULES, E. L. Floresta Nacional do Jamari: percepções e expectativas dos atores sobre a concessão florestal. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável). Universidade de Brasília, 2018.

COPERTINO, M.; PIEDADE, M. T. F.; VIEIRA, I. C. G.; BUSTAMANTE, M. Desmatamento, fogo e clima estão intimamente conectados na Amazônia. **Ciência e Cultura**, v. 71, n. 4, p. 4-5, 2019.

CTREES. Approach. 2023. Disponível em: <<https://ctrees.org/approach>>. Acesso em: 6 de Setembro de 2023.

CTREES. Countries and Jurisdictions. 2023. Disponível em: <<https://ctrees.org/products/country-jurisdiction>>. Acesso em: 6 de Setembro de 2023.

DALAGNOL, R.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E.; GALVÃO, L. S.; WAGNER, F. H.; LOCKS, C. J.; ARAGÃO, L. E. O. C. Quantifying Canopy Tree Loss and Gap Recovery in Tropical Forests under Low-Intensity Logging Using VHR Satellite Imagery and Airborne LiDAR. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, p. 817, 2019.

DALAGNOL, R.; WAGNER, F. H.; GALVÃO, L. S.; STREHER, A. S.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E.; PUGH, T. A. M.; OMETTO, J. P. H. B.; ARAGÃO, L. E. O. C. Large-scale variations in the dynamics of Amazon forest canopy gaps from airborne lidar data and opportunities for tree mortality estimates. **Scientific Reports**, v. 11, p. 1388, 2021.

DALAGNOL, R. et al. Mapping tropical forest degradation with deep learning and Planet NICFI data. In: **Remote Sensing of Environment**, In Press, 2023.

DECAËNS, T. et al. Biodiversity loss along a gradient of deforestation in Amazonian agricultural landscapes. **Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 32, n. 6, p. 1380–1391, 2018.

DIAS-FILHO, M. B.; SERRÃO, E. A. S.; FERREIRA, J. N. Processo de degradação e recuperação de áreas degradadas na Amazônia brasileira. In: ALBUQUERQUE, A. C. S.; SILVA, A. G. da. Agricultura tropical: quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas. **Embrapa Informação Tecnológica**, v. 2, 2008.

ESRI. LAS datasets. 20-?. Disponível em:<<https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/help/data/las-dataset/what-is-a-las-dataset-.htm>>. Acesso em: 23 de Agosto de 2023.

ESRI. Storing lidar data. 20-?. Disponível em:<<https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/help/data/las-dataset/storing-lidar-data.htm>>. Acesso em: 23 de Agosto de 2023.

ESRI. What is Lidar data? 20-? Disponível em:<<https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/help/data/las-dataset/what-is-lidar-.htm>>. Acesso em: 23 de Agosto de 2023.

EULER, A. M. C. O acordo de Paris e o futuro do redd+ no Brasil. **Cadernos Adenauer XVII**, n. 2, 2016.

FAGUNGES, S. T. S.; SCCOTI, M. S. V.; LIMA, A. C. R.; BRITO JUNIOR, J. F.; BIAZATTI, S. C. Monitoramento da floresta a curto prazo em área de concessão florestal na Amazônia Ocidental. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 5, p. 55-62, 2020.

FEARNSIDE, P. M. Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos Ecossistemas Florestais da Amazônia Brasileira. **ESTUDOS AVANÇADOS**, v. 16, n. 44, p. 99-123, 2002.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680–688, 2005.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **ESTUDOS AVANÇADOS**, v. 19, n. 53, p. 157-166, 2005.

FLOOD, M. LiDAR activities and research priorities in the commercial sector. In: ISPRS WORKING GROUP III/3, 2001, Anapolis. Land surface mapping and characterization using laser altimetry : proceedings. Freiburg: [S.I.] **International Society of Photogrammetry and Remote Sensing**, p. 3-7, 2001.

FREITAS, S.R.; LONGO, K.M. & DIAS, M. A. F. S. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. **ESTUDOS AVANÇADOS**, v. 19, n. 53, p. 167-185, 2005.

GABARDO, G.; SARZEDAS, C. G.; SILVA, H. L. da. Queimadas na Amazônia brasileira: Brasil em chamas. In: SALES, R.E.S. (Org.). A Educação Ambiental em uma Perspectiva Interdisciplinar. Guarujá: **Científica Digital**, p. 332-343, 2020.

GIONGO, M.; KOEHLER, H. S.; MACHADO, S. do A.; KIRCHNER, F. F.; MARCHETTI, M. LiDAR: princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 231, 2010.

GOMIDE, L. R. Estratificação espacial de compartimentos via metaheurística simulated annealing em unidades de manejo florestal. **Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional**, 2013.

GONÇALVES, K. dos S.; CASTRO, H. A. de; HACON, S. de S. As queimadas na região amazônica e o adoecimento respiratório. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1523-1532, 2012.

HABERMANN, D. Localização topológica e identificação de obstáculos por meio de sensor laser 3D (LiDAR) para aplicação em navegação de veículos autônomos terrestres. Tese (Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Ciências de Computação

e Matemática Computacional). Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação, Universidade de São Paulo, 2016.

HEINRICH, V. H. A.; DALAGNOL, R.; CASSOL, H. L. G.; ROSAN, T. M.; ALMEIDA, C. T. de, SILVA-JUNIOR, C. H. L.; CAMPANHARO, W. A.; HOUSE, J. I.; SITCH, S.; HALES, T. C.; ADAMI, M.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change. **Nature Communications**, v. 12, p. 1785, 2021.

HIJMANS, R. J. et al. Raster: geographic data analysis and modeling. 2023. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/raster/index.html>>.

KALAMANDEEN, M.; GLOOR, E.; JOHNSON, I.; AGARD, S.; KATOW, M.; VANBROOKE, A.; ASHLEY, D.; BATTERMAN, S. A.; ZIV, G.; HOLDER-COLLINS, K.; PHILLIPS, O. L.; BRONDIZIO, E. S.; VIEIRA, I.; GALBRAITH, D. Limited biomass recovery from gold mining in Amazonian forests. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 9, p. 1730-1740, 2020.

LASHOF, D. A. The contribution of biomass burning to global warming: an integrated assessment. In: **Global biomass burning. Atmospheric, climatic, and biospheric implications**, 1991.

LEMOS, N. S. A.; CUNHA, J. M. Analysis of fire risk in the Amazon: a systematic review. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, v. 16, n. 3, p. 1, 2021.

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

LONGO, M.; SAATCHI, S.; KELLER, M.; BOWMAN, K.; FERRAZ, A.; MOORCROFT, P. R.; et al. Impacts of degradation on water, energy, and carbon cycling of the Amazon tropical forests. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 125, e2020JG005677, 2020.

MATRICARDI, E. T.; SKOLE, D. L.; COSTA, O. B.; PEDLOWSKI, M. A.; SAMEK, J. H.; MIGUEL, E. P. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378-1382, 2020.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. O que é REDD+. 2016. Disponível em: <<http://redd.mma.gov.br/pt/pub-apresentacoes/item/82-o-que-e-redd>>. Acesso em: 5 de Setembro de 2023.

MONTIBELLER, B.; KMOCH, A.; VIRRO, H.; MANDER, Ü.; UUEMAA, E. Increasing fragmentation of forest cover in Brazil's Legal Amazon from 2001 to 2017. **Sci Rep**, v. 10, p. 5803, 2020.

MUNIZ, T. F.; PINHEIRO, A. S. O. Concessão florestal como instrumento para redução de exploração ilegal madeireira em unidades de conservação em Rondônia. **Revista FAROL**, v. 8, n. 8, p. 121-142, 2019.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA) Coastal Services Center. LiDAR 101: an introduction to LiDAR technology, data, and applications. Revised. Charleston, SC: NOAA Coastal Services Center. 2012.

NOBRE, C. A. Amazônia e o carbono atmosférico: estudos detalhados devem indicar mais claramente o papel da Amazônia no clima global. **Scientific American Brasil**, v. 1, n. 6, p. 29-40, 2002.

PINAGÉ, E. R.; KELLER, M.; DOS-SANTOS, M. N.; SPINELLI-ARAÚJO, L.; LONGO, M. Avaliação temporal dos efeitos da exploração madeireira usando dados LiDAR. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, INPE, 2015.

PINHEIRO, T. F.; ESCADA, M. I. S.; VALERIANO, D. M.; HOSTERT, P.; GOLLNOW, F.; MÜLLER, H. Forest degradation associated with logging frontier expansion in the Amazon: the BR-163 region in southwestern Pará, Brazil. **Earth Interactions**, v. 20, n. 7, p. 1-26, 2016.

RAPPAPORT, D. I.; MORTON, D. C.; LONGO, M.; KELLER, M.; DUBAYAH, R.; DOS-SANTOS, M. N. Quantifying long-term changes in carbon stocks and forest structure from Amazon forest degradation. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 6, 065013, 2018.

RONNEBERGER, O.; FISCHER, P.; BROX, T. U-Net: convolutional networks for biomedical image segmentation. In: **Medical Image Computing and Computer-Assisted Intervention—MICCAI 2015: 18th International Conference, Munich, Germany, October 5-9, 2015, Proceedings, Part III 18**. Springer International Publishing, p. 234-241, 2015.

ROUSSEL, J.; AUTY, D.; COOPS, N. C.; TOMPALSKI P.; GOODBODY, T. R.; MEADOR, A. S.; BOURDON, J.; DE BOISSIEU, F.; ACHIM, A. lidR: an R package for analysis of Airborne Laser Scanning (ALS) data. **Remote Sensing of Environment**, 251, 112061. 2020.

ROUSSEL, J.; AUTY, D. Airborne LiDAR data manipulation and visualization for forestry applications. R package version 4.0.3, 2023. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=lidR>>.

SATO, L. Y.; GOMES, V. C. F.; SHIMABUKURO, Y. E.; KELLER, M.; ARAI, E.; DOS-SANTOS, M. N.; BROWN, I. F.; ARAGÃO, L. E. O. C. Post-fire changes in forest biomass retrieved by airborne LiDAR in Amazonia. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p. 839, 2016.

SCHNEIDER, R.; ARIMA, E.; VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P.; JUNIOR, C. S. Sustainable Amazon: limitations and opportunities for rural development, **Inst. Do Homem e Meio ambiente da Amazônia**, 2000.

SENIOR, R. A.; HILL, J. K.; GONZÁLEZ DEL PLIEGO, P.; GOODE, L. K.; EDWARDS, D. P. A pantropical analysis of the impacts of forest degradation and

conversion on local temperature. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 19, p. 7897–7908, 2017.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Flona do Jamari. Brasília, 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/concessao-florestal/o-que-e-concessao-florestal>>. Acesso em: 23 de Agosto de 2023.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Flona do Jamari. Brasília, 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/concessao-florestal/etapas-no-processo-de-concessao>>. Acesso em: 23 de Agosto de 2023.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Flona do Jamari. Brasília, 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de-ucs/flona-do-jamari>>. Acesso em: 23 de Agosto de 2023.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Flona do Jamari. Brasília, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de-ucs/flona-do-jamari/arquivos/flona_jamari_pm_planejamento.pdf>. Acesso em: 23 de Agosto de 2023.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Flona do Jamari. Brasília, 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/concessao-florestal/concessoes-florestais-em-andamento-1>>. Acesso em: 23 de Agosto de 2023.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Flona do Jamari. Brasília, 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/concessao-florestal/concessoes-florestais-em-andamento-1/madeflona-industrial-madeireira-execucao-financeira-e-tecnica-da-concessao-jamari-umf-i>>. Acesso em: 23 de Agosto de 2023.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Amazonian forest degradation must be incorporated into the COP26 agenda. **Nature Geoscience**, v. 14, n. 9, p. 634–635, 2021.

STENAVATO, L. H. A. Inventário de descarbonização para conquista de crédito de carbono. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Engenharia de Energia) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Engenharia e Ciências, 2022.

TILLMANN, E. A.; RATNIEKS, I.; NETO, G. B. Regulação e risco moral nas concessões de florestas: o caso da Floresta Nacional do Jamari. **RJLB**, v. 2, n. 1, p. 881-905, 2016.

WANDERLEY, L. J. M. Conflitos e impactos ambientais na exploração dos recursos minerais na Amazônia. **Revista do Departamento de Geografia da PUC-Rio**, v. 2 , n. 3, 2009.

WANDINGER, U. Introduction to Lidar. In: Weitkamp, C. (eds) LiDAR. **Springer Series in Optical Sciences**, v. 102. Springer, New York, NY, 2005.

VANCUTSEM, C.; ACHARD, F.; PEKEL, J.-F.; VIEILLEDENT, G.; CARBONI, S.; SIMONETTI, D.; GALLEGO, J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; NASI, R. Long-term (1990–2019) Monitoring of Forest Cover Changes in the Humid Tropics. **Science Advances**, v. 7, n. 10, 2021. Product available in: <https://forobs.jrc.ec.europa.eu/TMF>.