



**MONITORAMENTO E DETECÇÃO DA EXTRAÇÃO SELETIVA
DE MADEIRAS NA AMAZÔNIA USANDO IMAGENS DE
SATÉLITE E VANT**

GUIDO VICENTE BRICEÑO CASTILLO

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**MONITORAMENTO E DETECÇÃO DA EXTRAÇÃO SELETIVA
DE MADEIRAS NA AMAZÔNIA USANDO IMAGENS DE
SATÉLITE E VANT**

GUIDO VICENTE BRICEÑO CASTILLO

ORIENTADOR: LUCAS JOSÉ MAZZEI DE FREITAS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

PUBLICAÇÃO: PPGEFL.DM

BRASÍLIA/DF: FEVEREIRO/2021

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**MONITORAMENTO E DETECÇÃO DA EXTRAÇÃO SELETIVA
DE MADEIRAS NA AMAZÔNIA USANDO IMAGENS DE
SATÉLITE E VANT**

GUIDO VICENTE BRICEÑO CASTILLO

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO SUBMETIDA AO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS, DO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL, DA FACULDADE DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.**

APROVADA POR:

**Prof. Dr. LUCAS JOSÉ MAZZEI DE FREITAS (Departamento de Engenharia
Florestal-EFL/UnB);
(Orientador)**

**Prof. Dr. ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI (Departamento de
Engenharia Florestal-EFL/UnB);
(Examinador interno)**

**Prof. Dr. Igor da Silva Narvaes (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais);
(Examinador externo)**

Brasília-DF, 24 de fevereiro de 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

BRICEÑO, GUIDO VICENTE CASTILLO

MONITORAMENTO E DETECÇÃO DA EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRAS
NA AMAZÔNIA USANDO IMAGENS DE SATÉLITE E VANT

Xi,69.;210 x 297 mm (EFL/FT/UNB, Mestre, Dissertação de Mestrado-Universidade de
Brasília. Faculdade de Tecnologia.)

Departamento de Engenharia Florestal

1. Manejo florestal

2. Extração seletiva

3. Monitoramento

4. Msavi

5. Msaviaf

6. Landsat

7. Sentinel-2

8. Vant

I. EFL/FT/UNB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

Briceño, G. (2021) Monitoramento e detecção da extração seletiva de madeiras na Amazônia usando imagens de satélite e vant. Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal, Publicação PPGEFL.DM/2021. Departamento de Engenharia Florestal. Universidade de Brasília, DF, 69p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Guido Vicente Briceño Castillo

TÍTULO: Monitoramento e detecção da extração seletiva de madeiras na Amazônia usando imagens de satélite e vant.

GRAU: Mestre

ANO: 2021

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília e a todo o corpo docente e funcionários por compartilhar seus conhecimentos que foram complementares em minha formação acadêmica, profissional e pessoal.

Ao meu orientador Lucas Mazzei e ao Prof. Eraldo Matricardi por me motivar com seu profissionalismo e por me guiar na realização deste trabalho. Agradeço por sua paciência, conhecimentos e amizade durante este processo importante da minha vida profissional. Por seu incondicional apoio e entrega para transmitir seus conhecimentos e formar profissionais para contribuir no mundo da pesquisa.

A meus pais e irmãos por me motivar para me aprofundar no mundo acadêmico e ser fonte de inspiração para superar os problemas e alcançar minhas metas.

Aos meus amigos Niliane Campos, Juliano Miranda, Máira Beatriz, Myla Medeiros, Carlos Magno, Adriana Amorim, Alexandro Vascoselhos, Victor Almeida, Kenia Brito, Jorge Reategui e Deborah de Sousa Arrais pela amizade e ajuda durante toda a pesquisa, pelo convívio e conversas animadoras, e a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para realização deste trabalho.

A o Eng. Evandro Ferreira Diretor da Cikel por brindar o apoio logístico e acesso as áreas sob Manejo Florestal.

Na Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela concessão da bolsa.

Finalmente e de maneira especial, obrigado a Deus e a minha família.

Nos tesouros da sabedoria está a glorificação da vida.

RESUMO

Monitoramento e detecção da extração seletiva de madeiras na Amazônia usando imagens de satélite e vant.

A extração seletiva de madeira na Amazônia brasileira é uma atividade de alto valor econômico, social e ambiental. Entretanto, é também uma atividade econômica que causa degradação florestal. O monitoramento das principais atividades associadas ao manejo florestal é importante para o seu planejamento. Os objetivos do estudo foi avaliar o uso de índices de vegetação para o monitoramento de áreas sob manejo florestal comparando o uso de imagens adquiridas por satélite e imagens adquiridas por veículos aéreos não tripulados, avaliando seu benefício para o manejo e controle de áreas de concessão florestal. Relacionamos as tendências do índice MSAV antes, durante e após a extração seletiva de madeiras, usando uma série temporal de 20 anos de dados de sensoriamento remoto em florestas da região do rio Capim no sudoeste do município de Paragominas, estado do Pará. Verificou-se que o índice MSAVI, antes, durante e após a atividade madeireira apresentou valor significativo. Tanto a Análise de Componentes Principais (PCA) quanto o método de agrupamento Ward.D puderam descrever as diferenças da comunidade florestal nas unidades amostrais estudadas, nas quais uma distância próxima entre duas unidades indica uma quantificação semelhante da exploração. Observou-se que o uso de imagens temporais obtidas por sensores remotos permitiu identificar e monitorar os tipos de cobertura vegetal afetados pelo corte seletivo em áreas sob manejo florestal. O índice MSAVIaf apresentou bons resultados na quantificação de áreas descobertas em áreas exploradas seletivamente como metodologia para o controle e monitoramento das áreas sob concessão florestal. O emprego de VANT para aquisição de imagens para o monitoramento das atividades de extração do manejo florestal foi considerado economicamente viável, dado que o custo é menor quando comparado à aquisição de imagens de satélite de alta resolução espacial, evitando problemas comuns com as imagens orbitais, como é o caso da presença de nuvens e fumaça. Com a aplicação do índice de vegetação, as iniciativas de monitoramento podem ser priorizadas na gestão e planejamento das atividades de manejo.

Palavras-chave: manejo florestal; extração seletiva; msavi; msaviaf; landsat; sentinel-2.

ABSTRACT

Monitoring and detection of selective logging in the Amazon using satellite and uav images.

In the Brazilian Amazon, selective logging is an activity of high economic, social and environmental value. However, it is also an important source of forest degradation. Monitoring the main areas associated with forest management is important for planning forest management. The objectives of the study were to use a vegetation index to assist in monitoring in areas under Sustainable Forest Management and to compare the use of images obtained by satellite versus images obtained by unmanned aerial vehicles and their benefit in terms of helping in forest concession areas for improve control and management activities. We related the trends of the msavi index before extraction, in selective extraction and after extraction, using a 20-year remote sensing data series in the Rio Capim forest in the southwest of the municipality of Paragominas-state of Pará. msavi index, before, during and after registration had a significant value. Both Principal Component Analysis (PCA) and the Ward.D grouping method can describe community differences between Units of Work, in which a close distance between two units of work indicates a similar quantification of exploration. With the use of temporal images offered by remote sensors, it is possible to identify and monitor the types of vegetation cover affected by selective logging in the management forest. The Msaviaf index showed good results in the quantification of areas discovered selective logging as a methodology for the control and monitoring of the concession areas for Sustainable Forest Management. The use of UAV in Forest Management activities is economically viable, given that the cost is lower compared to the acquisition of high resolution satellite images, avoiding problems with cloud images and contributing to a more profitable forest management. With the application of the vegetation index, monitoring initiatives can be prioritized at the level of management and planning of Sustainable Forest Management units.

Keywords: forest management; selective logging; monitoring, msavi; msaviaf; landsat; sentinel-2, vant.

Sumário

.....	i
1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS DA PESQUISA	13
1.1. Introdução	13
1.2. Problema de pesquisa.....	14
1.3. Objetivos	16
1.3.1. Objetivos gerais	16
1.3.2. Objetivos específicos	16
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1. Manejo Florestal Sustentável	17
2.1.1. Breve histórico e legislação	17
2.1.2. Conceitos do manejo de florestas tropicais na Amazônia Brasileira.....	19
2.2. Desmatamento na Amazônia Legal	19
2.3. Modelos de Monitoramento.....	21
2.4. Sensoriamento remoto.....	22
2.5. Veículos aéreos não tripulados	24
2.6. Sensoriamento remoto aplicado às Ciências Florestais	25
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	26
3.1. Área de Estudo.....	26
3.1.1. Análises do índice de vegetação MSAVIaf.....	29
3.2.2. Modelo de mistura linear de dois componentes	32
3.3.3. Phantom 4 Pro.....	34
3.3.4. Plano de Voo.....	36
3.3.6. Ajuste automático do projeto fotogramétrico	36
3.3.7. Metodologia para detecção de estradas e áreas descobertas.....	37
3.3.8. Metodologia para a análise de custos do uso de VANT.....	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	41
4.1. Índice de vegetação.....	41
4.2. Resultados do Aerolevanteamento com VANT e análise de custo	49
4.3. Quantificação de abertura de dossel em área explorada	51
5. CONCLUSÕES	55
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Monitoramento da execução do Manejo Florestal Sustentável na Floresta Nacional de Jacundá-RO.....	21
Figura 2: Espectro eletromagnético e comprimento de ondas.....	23
Figura 3: Condições ideais de sobreposição para pesquisas de fotogrametria aérea...	25
Figura 4: Localização da área de estudo em Paragominas (Pará).....	28
Figura 5: Desenho experimental da área de estudo UPA7UT14 (50 ha). Unidade Amostral ou Mapa de arrastre de 250 m x 250 m.....	34
Figura 6: VANT Modelo Phantom 4 Pro.....	35
Figura 7: Captura e processamento de imagens obtidas pelo VANT.....	37
Figura 8: Processo para calcular áreas abertas pela exploração nas imagens do Vant, satélite Landsat 8 e Sentinel 2.....	38
Figura 9: Índice MSAVI da floresta na fazenda Rio Capim no ano 1997 (antes da exploração).....	42
Figura 10: Índice MSAVI da floresta na fazenda Rio Capim no ano 2004 (exploração).....	43
Figura 11: Índice MSAVI da floresta na fazenda Rio Capim no ano 2015 (após a exploração).....	43
Figura 12: Box Plot do Índice MSAVI /Ano para cada uma das Uts, onde se representa os outliers, valor mínimo e máximo, mediana, primeiro e tercer quartil	44
Figura 13: Análises estatísticos (box plot) das Unidades de trabalho com os valores do índice msavi para cada ano. a) índice msavi antes da exploração, b) índice msavi na exploração e c) índice msavi após exploração; são apresentadas as informações do valor do teste de Fisher, o p-valor, intervalo de confiança e o número de observações.	46
Figura 14: A análise de agrupamento pelo método de ligação Ward.D2 e coeficiente de similaridade Euclidiano, em sete unidades de trabalho em uma área de floresta explorada localizada no estado de Pará. Coeficiente de Correlação Cofenética = 0,52..	47
Figura 15: Decomposição em dois eixos da variação da média e do desvio padrão do valores de MSAVI para as diferentes unidades amostrais.....	48
Figura 16: Detalhe da área de manejo florestal sustentável (MFS) UPA21UT13 mostrando: A) Imagem VANT bandas de composição de 3, 2 e 1 com resolução de 0,5m, B) Imagem Sentinel-2 bandas de composição 4, 3 e 2 com resolução de 10m, C) Imagem Landsat 8 bandas de composição 4, 3 e 2 com resolução de 30m	52

Figura 17: Resultado da abertura do dossel da floresta na área UPA21UT13.

Classificadas como áreas perturbadas são mostradas em azul, branco e laranja, para áreas não perturbadas em verde, A) para VANT, B) para Sentinel-2, C) para Landsat

8.....53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Revisão de trabalhos relacionados ao mapeamento de extração seletiva utilizando técnicas de sensoriamento remoto com sensor óptico.....	23
Tabela 2: Informações das bandas do Thematic Mapper (TM) utilizadas neste trabalho.....	30
Tabela 3: Informações das bandas do Operational Land Imager (OLI) utilizadas neste trabalho.....	30
Tabela 4: Informações das bandas do MultiSpectral Instrument, Level-1C (Sentinel-2) utilizadas neste trabalho.....	30
Tabela 5: Informações dos anos que foram adquiridas as imagens do Satélite Landsat para cada UPA.....	32
Tabela 6: Características técnicas do PHANTOM 4 PRO.....	35
Tabela 7: Interpretação dos valores da acurácia em relação ao desempenho do classificador	38
Tabela 8: Valor dos equipamentos e pessoal para uma área de 438 ha.....	39
Tabela 9: Valor dos custos de processamento para uma área de 438 ha.....	39
Tabela 10: Valor da compra e processamento da imagem de satélite	40
Tabela 11: Valor dos equipamentos e pessoal para uma área de 20.000,00 ha	40
Tabela 12: Valor dos equipamentos e pessoal para uma área de 34.750,00 ha.....	39
Tabela 13: Parâmetros de cada uma das áreas que foram levantadas pelo Vant.....	49
Tabela 14: Fluxo de fundos para o levantamento de 438 ha, por três anos.....	50
Tabela 15: Fluxo de fundos para o levantamento de 20.000,00 ha por três anos.....	50
Tabela 16: Fluxo de fundos para o levantamento 34.750,00 por três anos.....	50
Tabela 17: Fluxo de fundos para a compra de uma imagem de satélite por três anos.....	50
Tabela 18: VPL para os cenários de 438 ha, 20000 ha e 34750 ha.....	51

LISTA DE SIGLAS

ALOS - Advanced Land Observing Satellite

ANOVA- Análise de Variância

DEGRAD - Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira/Monitoramento da Exploração Seletiva de Madeira

DETER - Sistema de Detecção do Desmatamento na Amazônia Legal em Tempo Real

DETEX - Detecção da Extração Seletiva de Madeiras

FC- Fração de cobertura

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

Km - Quilômetro

PMFS - Planos de Manejo Florestal Sustentável

PRODES - Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite

PCA- Análise de Componentes Principais

RGB- Bandas Red, Green, Blue

MSAVI- Modified Soil Adjusted Vegetation Index

MSAVIaf- Índice de Vegetação Ajustado ao Solo Modificado livre de aerossóis.

m – Metro (unidade de medida)

MSD-Modelo de Superfície Digital

MDT- Modelo Digital de Terreno

TERRACLASS - Levantamento de informações de uso e cobertura da terra na Amazônia

UPA – Unidade de Produção Anual

UT – Unidade de Trabalho

VANT– Veículo Aéreo não Tripulado

VPL- Valor presente líquido

MONITORAMENTO E DETECÇÃO DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRAS NA AMAZÔNIA USANDO IMAGENS DE SATÉLITE E VANT

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS DA PESQUISA

1.1. Introdução

As florestas tropicais abrigam quantidade significativa da biodiversidade global, dos serviços ecossistêmicos e dos benefícios das paisagens que apoiam o desenvolvimento dos habitantes locais. Recentemente representam o capital natural dos estados da região e garantem a mitigação de problemas ambientais planetários, como as mudanças climáticas (BUSTAMANTE et al., 2016). O aumento acelerado da pressão antrópica como o desmatamento e a degradação florestal traz consequências importantes como a diminuição das funcionalidades ambientais, sociais e econômicas (MATRICARDI et al., 2010a; TAVANI et al., 2009). Nos trópicos, um dos principais usos do solo é a exploração seletiva de madeira de florestas naturais, com mais de 400M ha dedicados à produção de madeira em todo o mundo (BLASER et al., 2011). No Brasil, através do processo de exploração dos recursos florestais nativos, conhecido como Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), foram produzidos no ano de 2018 cerca de 11,6 milhões de m³ de madeira em tora (IBGE, 2019), o país contém 15 % das florestas tropicais mundiais.

Atualmente na Amazônia brasileira, dentro das atividades de controle dos PMFS, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) vem desempenhando várias ações, utilizando imagens da série CBERS e LANDSAT e análise de mistura espectral para desenvolver dois projetos de monitoramento da degradação florestal na Amazônia brasileira: o projeto DETEX (Projeto de Detecção de Exploração Seletiva) e o projeto DEGRAD (Projeto de Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira) o qual foi descontinuado no ano 2016, onde a degradação florestal passou a ser monitorada pelo Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (DETER-B) (DINIZ et al., 2015; TRITSCH et al., 2016). Apesar da queda de 16% na taxa de desmatamento na Amazônia brasileira entre 2016 e 2017, a tendência geral nas taxas de desmatamento desde 2012 tem sido de aumento (FEARNSIDE, 2017).

As vistorias e as análises executadas pelos órgãos ambientais durante o processo de licenciamento dos PMFS não garantem por si só a legalidade da origem da madeira, segundo o estudo feito por Greenpeace (2018) o inventário florestal é o primeiro elo fraco no falho sistema de custódia da madeira e o Documento de Origem Florestal não garante a cadeia da custódia, e permite por vezes, “esquentar” madeira de áreas onde a exploração não foi licenciada. Iniciativas internacionais como o *Lacey Act* e a *Aplicação*

da Lei, Governança e Comércio Florestais – FLEGT (FLEGT, 2003), respectivamente promovidas pelos Estados Unidos da América e pela União Europeia, tem como objetivo reduzir a exploração ilegal de madeira, fortalecer o manejo florestal sustentável e promover o comércio de madeira legal entre estes países e os países produtores de madeira tropical. Estas iniciativas se apoiam integralmente nos sistemas de controle de países produtores de madeira tropical. Neste caso, para que compradores americanos ou europeus possam importar madeira brasileira é preciso apresentar às autoridades de seus países a Autorização de Exploração Florestal (AUTEF) e/ou o Documento de Origem Florestal (DOF). Como descrito acima, a apresentação destes documentos não garante a origem legal da madeira, e as iniciativas parecem completamente deslocadas.

Por esses motivos anteriormente expostos, os índices de vegetação obtidos das imagens de satélites são uma boa ferramenta para obter informação de recuperação e rastreabilidade na exploração madeireira, já que possibilitam a obtenção da área explorada, acesso livre e a quantificação de parâmetros estruturais das florestas. Os veículos aéreos não tripulados (VANT) são também boas ferramentas de controle uma vez que permitem obter informação de rastreabilidade na exploração madeireira e a obtenção de imagem de alta resolução e baixo custo (RUWAIMANA et al., 2018). Entretanto, a utilização deste último nas atividades de comando e controle das áreas sob exploração florestal na Amazônia ainda não é uma realidade nos órgãos ambientais, ressaltando a importância de se conhecer o seu potencial de aplicação e comparar com métodos já utilizados, como as imagens de satélite, na tomada de decisões e como ferramenta que permita verificar a rastreabilidade da madeira como uma solução efetiva aos problemas já identificados.

1.2. Problema de pesquisa

As mudanças nos ecossistemas terrestres são influenciadas em sua maior parte pela humanidade (COLLINS et al., 2011) que interfere na dinâmica da natureza através da perturbação (BALÉE; ERICKSON, 2006). Esta perturbação afeta o funcionamento da Terra ameaçando sua capacidade de resiliência (STEFFEN et al., 2015). As últimas cinco décadas apresentaram transformação significativamente nos ecossistemas terrestres maior que em toda história da humanidade (CHAPIN et al., 2010) afetando os serviços ecossistêmicos como carbono, água e energia.

Em Estocolmo, na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano de 1972, as florestas do planeta foram objeto direto de atenção, sendo

ênfâtizada sua importância ecológica e na manutenção da vida na terra; as discussões de Estocolmo deram também início ao Paradigma do Manejo Florestal Sustentável como forma de uso e conservação das florestas tropicais. Depois de quatro décadas, sua aplicação ainda é limitada (GARCÍA-FERNÁNDEZ; RUIZ-PÉREZ; WUNDER, 2008), com as áreas florestais degradadas em contínuo aumento em zonas tropicais (FAO, 2010). No Brasil, a produção considerada ‘legal’ de madeira na região Amazônica pode ser realizada de duas formas: a primeira através da autorização de supressão vegetal para fins de conversão da floresta para outros usos e; a segunda, através do manejo florestal (BRASIL, 2006a; PUTZ et al., 2008).

Grande parte da produção de madeira do estado do Pará, que nos últimos 12 meses produziu volume autorizado de 2,7 M de m³, é oriunda de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) (PARÁ, 2019). Durante a execução da exploração não é prevista a realização de vistorias presenciais pelo órgão ambiental. No estado do Pará, 31% das Autorizações para Exploração Florestal apresentaram inconsistências no ano de 2017 (CARDOSO, D., SOUZA JR., 2017) e o desmatamento na Amazônia Legal aumentou em 66% no ano de 2019, ou seja, aumento de 1.287 km² em relação ao ano de 2018 (IMAZON, 2019). As recomendações das pesquisas para melhorar o monitoramento e o controle da região e das atividades de exploração da floresta é aprimorar o uso de imagens de meia resolução e de menor temporalidade (LIMA et al., 2019).

A atividade madeireira é importante do ponto de vista socioeconômico e ambiental na Amazônia brasileira, com benefícios sociais e econômicos, mas podendo causar impactos substanciais na floresta. Diferente do desmatamento, a extração seletiva de madeiras é difícil de ser monitorada por satélite, pois muitas vezes as alterações causadas no dossel florestal são muito sutis. Detectar e mapear as florestas impactadas de forma automática usando dados de sensores remotos é um desafio técnico-científico. A partir disso foram feitas as seguintes questões de pesquisa:

-O índice MSAVI permite avaliar a recuperação das áreas submetidas a exploração florestal na Amazônia?

-As métricas resultantes do processamento de imagens multiespectrais proporcionaram bons resultados no monitoramento da extração seletiva de madeiras?

-Imagens produzidas por VANT são, economicamente e tecnicamente, utilizáveis para avaliar extração madeireira?

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivos gerais

Desenvolver um sistema de monitoramento de exploração florestal madeireira em Planos de Manejo Florestal Sustentável usando imagens obtidas de satélites e com o uso de Vant.

1.3.2. Objetivos específicos

- Monitorar a recuperação de áreas exploradas mediante o uso de imagens Landsat
- Delimitar áreas exploradas seletivamente usando técnicas de geoprocessamento e imagens multiespectrais;
- Gerar um algoritmo de detecção de estradas em áreas exploradas seletivamente usando software livre com imagens orbitais e obtidas por Vant;
- Avaliar os custos da utilização do Vant em áreas de Manejo Florestal;
- Quantificar a intensidade de exploração florestal mediante usando imagens obtidas por Satélites e comparar com imagens obtidas com o Vant.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Manejo Florestal Sustentável

2.1.1. Breve histórico e legislação

Desde 1970 vários espaços de discussão sustentam os fundamentos da política ambiental internacional contemporânea, tais como a Convenção de Viena para a Proteção da Camada de Ozônio (1985), Nosso Futuro Comum (BARNABY, 1987; UN-WCED, 1987), Protocolo de Montreal (1987), Convenção sobre Diversidade Biológica (1992), Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (1992-2015), Agenda 21, Protocolo de Kyoto (1997). Nesse contexto, a política florestal internacional reconhece a importância econômica e ecológica das florestas como fonte de matérias-primas para a humanidade.

As florestas ganham a partir de 1972, com a Convenção de Estocolmo sobre o Meio Ambiente Humano a devida atenção em nível mundial (UN-WCED, 1987), nesta convenção são reconhecidas as deficiências das práticas florestais convencionais da época, cujo objetivo, puramente econômico e com foco puramente extrativista, não refletia a noção de desenvolvimento sustentável defendida na Convenção. A Agenda 21 incluiu a Conservação e a Gestão de Recursos de Desenvolvimento, onde é priorizada a questão florestal, como a luta contra o desmatamento e o manejo florestal sustentável (SIQUEIRA, 2001). Além disso, em 2001 foi criado o Fórum das Nações Unidas para as Florestas, uma comissão da ONU criada para promover o diálogo intergovernamental sobre florestas.

Iniciativas internacionais que visam uma abordagem comercial do uso de florestas buscam estabelecer uma política internacional de comércio baseada principalmente no comércio de madeira de origem legal. Um exemplo disso é a Organização Internacional das Madeiras Tropicais (ITTO), considerada fundamental para o desenvolvimento social por meio da promoção de políticas de manejo florestal sustentável em um amplo contexto que considera o uso da terra e suas relações sociais e econômicas, mas também gerencia o comércio de seus produtos (POORE, 2003). Este acordo abrange 34 países produtores e 38 países consumidores, responsáveis por 93% da produção das florestas tropicais e 98% do comércio de produtos de madeira tropical.

A expansão das fronteiras econômicas e agrícolas na parte brasileira da Amazônia aumentou a economia da região Norte. A criação da Superintendência do Plano de Valorização Econômica da Amazônia – SPVEA (Decreto 1.806/53), produziu

os primeiros estudos no sentido de designar áreas públicas para a exploração madeireira na década de 1960 na região Amazônica (IORIS, 2008). O termo manejo florestal foi cunhado na sua forma jurídica no Código Florestal de 1965 (Lei 4.771/65). Diante da obrigação do estabelecimento de reservas florestais e da reestruturação das instituições responsáveis pela gestão florestal no país (HEINSDIJK, 1966), o código florestal designou diversas categorias de Unidades de Conservação, dentro das quais instituiu as Florestas Nacionais com fins técnicos, econômicos e sociais. A Lei 5.173/66 dispôs sobre o plano de valorização da Amazônia e extinguiu a SPVEA, criando a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia – SUDAM (BRASIL, 1966).

De acordo com a lei 7.732 de 1989 se cria o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) com os objetivos de se formular e orientar a política florestal, coordenar e executar as medidas necessárias para à utilização racional, à proteção e à conservação dos recursos naturais renováveis e ao desenvolvimento florestal do País. Neste contexto surge a Instrução Normativa 48 de julho de 1995 do IBAMA, na qual se estabelecem as normas da exploração das florestas primitivas e demais formas de vegetação arbórea na bacia amazônica, para aprimorar seu manejo florestal sustentável (BRASIL, 1995). Diante da necessidade de áreas para a geração de dados que deem suporte a projetos de modernização da indústria florestal (DEPUTADOS, 1974), o Decreto 73.684/74 cria a floresta Nacional de Tapajós, localizada no oeste do estado de Pará, com a finalidade de promover estudos de produção sob rendimento sustentado dos recursos florestais.

O atual Código Florestal (Lei 12.651/12) define o manejo sustentável como a “administração da vegetação natural para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo” (BRASIL, 2012). Neste código é reforçada a finalidade de obter um equilíbrio entre a intensidade de corte e o tempo necessário para recuperar o volume extraído da floresta, de modo a garantir a produção florestal contínua e o atingimento do manejo florestal sustentável. Isto também é estabelecido nas diretrizes do Decreto 5.975/2006 (BRASIL, 2006b) e na Lei 11.284/2006 (BRASIL, 2006c). Em geral, todas as etapas dos PMFS devem atender a resolução 406/2009 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e as instruções normativas 04 e 05/2006 do Ministério do Meio Ambiente (MMA), contemplando: a caracterização do meio físico e biológico; determinação do estoque existente; intensidade de exploração compatível com a capacidade da floresta; período de corte adequado ao tempo de recuperação do volume; promoção da regeneração natural da floresta; adoção de sistema silvicultural adequado;

acompanhamento da floresta remanescente e; adoção de medidas mitigadoras dos impactos ambientais e sociais (BRASIL, 2006b).

2.1.2. Diretrizes para o manejo de florestas tropicais na Amazônia Brasileira

Dentro dos PMFS é definida a Área de Manejo Florestal (AMF), ou seja, a área total a ser explorada ao longo do tempo, baseada no ciclo de corte. Este por sua vez, é o período de tempo que deve se esperar para, após a exploração, ser possível fazer uma segunda exploração. Anualmente uma Unidade de Produção Anual (UPA) é explorada conforme a demanda por matéria prima do manejador, de modo que, ao fim do ciclo de corte, aquela primeira área explorada tenha recuperado seu estoque comercial, dando início a um novo ciclo de corte. As UPA, também são subdivididas em Unidades de Trabalho (UT), que são unidades de planejamento, execução e controle das operações florestais, com tamanho padrão em acordo com a distância máxima de arraste instituída pelo manejador (BRASIL, 2006c; SABOGAL et al., 2009).

De acordo com a IN 05/2006 do MMA, a Autorização para Exploração (AUTEX), que é o documento que autoriza o início da exploração da UPA e determina o volume máximo a ser explorado por espécie, é dependente da apresentação e aprovação do Plano Operacional Anual (POA) pelo órgão regulador, e deve suprir as diretrizes técnicas e a especificação das ações a serem realizadas no período de validade da autorização, que é de 12 meses.

2.2. Desmatamento na Amazônia Legal

Nas últimas quatro décadas, o desmatamento florestal continua acelerado em áreas tropicais, apesar dos esforços voltados à conservação das florestas e da sua biodiversidade (FAO, 2010; 2015). As projeções atuais indicam perda potencial de 15% da área florestal de produção e 4% da área total de florestas tropicais entre 2010-2030 (FAO, 2015; LINDQUIST et al., 2012). Essa realidade é clara na região neotropical (LINDQUIST et al., 2012) e principalmente nos países que compõem a bacia Amazônica. Países como o Brasil, a Bolívia, o Peru, a Guiana, o Equador e o Suriname estão entre os 15 países que mostraram a maior perda de floresta nativa durante o período 1990-2015 (MORALES-HIDALGO; OSWALT; SOMANATHAN, 2015).

LAMBIN; GEIST; LEPERS, (2003) resumem a inter-relação de cinco causas principais para a mudança no uso da terra na região e conseqüentemente do desmatamento: (1) escassez de recursos, que leva ao aumento da pressão de produção; (2) mudança de oportunidades criadas pelos mercados; (3) intervenção em política externa; (4) perda de capacidade adaptativa e aumento da vulnerabilidade; (5) mudança na organização social e acesso a recursos. Segundo os autores a escassez, vulnerabilidade e a organização social são fatores endógenos, porém, podem ser influenciados por fatores exógenos como oportunidades de mercado e a intervenção política. No âmbito do manejo sustentável das paisagens florestais da Amazônia as estratégias para controlar o desmatamento e a degradação de florestas naturais devem ser baseadas nos critérios para o planejamento do uso da terra (ITTO & OTCA, 2014),.

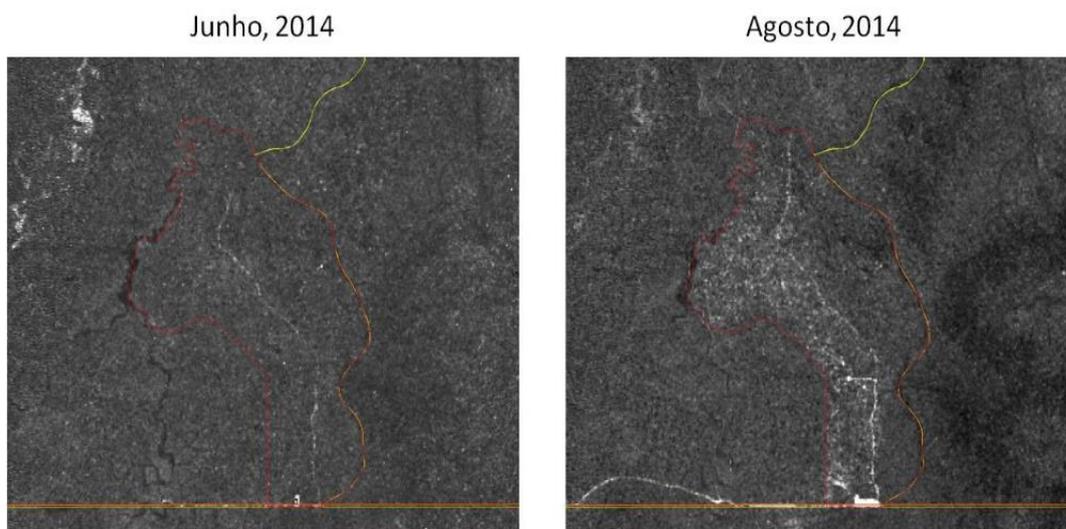
A parte central e oriental da Amazônia brasileira é onde se concentra a maior parte da atenção mundial e das pesquisas científicas relacionadas à estudar causas e conseqüências da fragmentação de habitats devido o desmatamento (LAURANCE et al., 2011). Os estudos mostram que a perda rápida de cobertura florestal e a fragmentação de florestas maduras constituem as maiores ameaças à conservação de biodiversidade tropical (GARDNER et al., 2009; LAURANCE et al., 2011), com conseqüentes impactos sobre a provisão dos serviços ecossistêmicos como a regulação do clima, o armazenamento de carbono e para o bem-estar humano. PERES et al. (2010) estimaram perda de cobertura florestal da bacia Amazônica de 63,8 M ha entre 1990 e 2007, sendo que 76% dessa perda ocorreu apenas no Brasil e 95% desse desmatamento na Amazônia brasileira.

A floresta Amazônica brasileira registrou a maior taxa de desmatamento em 2004, cerca de 28 mil km², em 2007 esta taxa reduziu em 70%, chegando a uma superfície desmatada de 4571 km² (FEARNSIDE, 2017). No entanto, e apesar de nova queda de 16% na taxa de desmatamento entre 2016 e 2017, a tendência geral desde 2012 tem sido de aumento contínuo do desmatamento na região Amazônica (FEARNSIDE, 2017). Segundo o INPE (2019) a estimativa da taxa de desmatamento para os nove estados da Amazônia Legal Brasileira entre agosto de 2018 a julho de 2019 é de 9.762 km². Esse valor representa aumento de 29% em relação à taxa de desmatamento do período anterior 2017-2018, que foi de 7.536 km². Somente no estado do Pará, 31% das Autorizações para Exploração Florestal no ano 2016 apresentaram inconsistências (CARDOSO, D., SOUZA JR., 2017) e o desmatamento em 2019 aumentou de 66%, 1.287 km² a mais, em relação ao ano de 2018 (IMAZON, 2019).

2.3. Modelos de Monitoramento

O Brasil é pioneiro na região Amazônica em projetos de monitoramento da cobertura e uso do solo através de imagens de satélite. Desde 1988, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) utiliza imagens de sensores ópticos principalmente da plataforma Landsat. Os principais projetos de monitoramento são: (i) Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES); (ii) Sistema de Detecção do Desmatamento na Amazônia Legal em Tempo Real (DETER); (iii) Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira/Monitoramento da Exploração Seletiva de Madeira (DEGRAD), (iv) Levantamento de informações de uso e cobertura da terra na Amazônia (TERRACLASS) e (v) Detecção da Extração Seletiva de Madeiras (DETEX) (Figura 1).

Figura 1: Monitoramento da execução do Manejo Florestal Sustentável na Floresta Nacional de Jacundá-RO.



Fonte: SFB (2016)

Os métodos de monitoramento atuais não detectam os impactos de maneira efetiva (PINAGÉ; MATRICARDI, 2015) e devem ser complementados por outras técnicas de sensoriamento remoto que ajudem a obter uma verificação melhor das áreas em que foram realizadas atividades de corte seletivo, mas também, da capacidade de regeneração da estrutura horizontal da floresta, além da utilização de imagens de melhor resolução e com a utilização de bandas espectrais específicas na interação com a vegetação florestal e que minimizem a resposta espectral do solo e contaminação por nuvens das áreas sob exploração seletiva.

2.4. Sensoriamento remoto

Sensoriamento remoto é o termo cunhado no início da década 1960 por Evelyn L. Pruitt e colaboradores para designar um conjunto de técnicas de coleta automática de dados para o análise e monitoramento dos recursos terrestres em escala global (HANSEN et al., 2013). Atualmente, é uma atividade mundial com inúmeras aplicações em toda a Academia, Governos, setor privado e Sociedade Civil. Essas aplicações abrangem desde o monitoramento global de recursos até atividades como planejamento do uso da terra e resposta a desastres naturais. Grande parte da tecnologia de sensoriamento remoto por satélite existente hoje resulta direta ou indiretamente do programa Landsat, que foi iniciado em 1967 como o programa Satélite de Tecnologia de Recursos Terrestres (ERTS) antes de ser renomeado para Landsat.

O programa Landsat foi a primeira atividade formal de pesquisa e desenvolvimento civil destinada a usar satélites para monitorar os recursos terrestres em uma base global. O programa foi realizado pela NASA em cooperação com o Departamento do Interior dos EUA. O primeiro satélite, Landsat-1, foi lançado em 1972 e o programa continua hoje com o lançamento, em 2013, do satélite Landsat-8 (ROY et al ., 2014). O sensoriamento remoto é considerado a maneira mais precisa e econômica de monitorar sistematicamente florestas em amplas escalas espaciais (ESPÍRITO-SANTO et al., 2014). Estes sensores ópticos atualmente trabalham em uma região do espectro eletromagnético entre as faixas do visível e do infravermelho (Figura 2), com comprimentos de onda curtos, variando entre 10^{-9} m e 10^{-3} m, de acordo com os objetivos de cada aplicação.

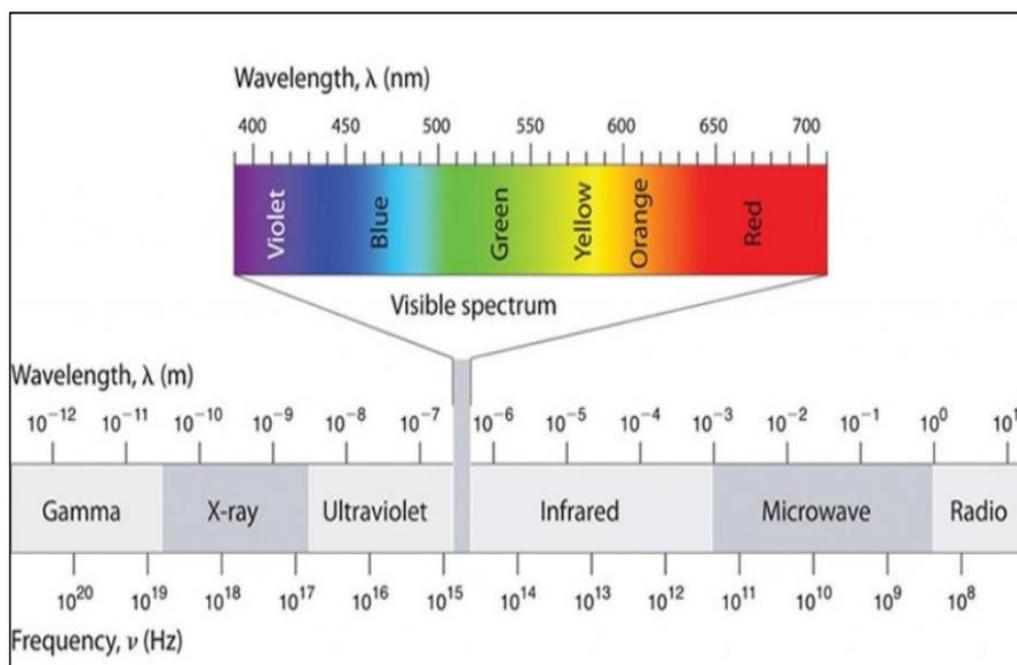


Figura 2: Espectro eletromagnético e comprimento de ondas. **Fonte: Mantto Telecom (2007)**

Na Tabela 1 são apresentados alguns dos trabalhos realizados com sensoriamento remoto para identificação de extração seletiva e seus impactos na Amazônia, que ao longo do tempo e com a disponibilização de diferentes tecnologias e sensores ópticos utilizaram diferentes produtos e técnicas de mapeamento (automáticas, e de interpretação visual).

Tabela 1: Revisão de trabalhos relacionados ao mapeamento de extração seletiva utilizando técnicas de sensoriamento remoto com sensor óptico.

Autor	Tipo de sensor	Ano	Descrição
Watrin e Rocha	Óptico	1992	Mensuração de área de florestas degradadas por interpretação visual
Nepstad et al	Óptico	1999	Mapeamento de florestas degradadas com análise de mistura espectral
Souza Junior e Barreto	Óptico	2000	Modelo linear de mistura para detectar pátios de estocagem
Souza Júnior et al	Óptico	2003	Mapeamento de classes de floresta degradada com imagens fração e árvore decisão
Asner et al	Óptico	2002	Análise de textura para avaliar danos ao dossel
Souza et al	Óptico	2005	Índices de Vegetação para mapear degradação florestal
Matricardi et al	Óptico	2005	Estimativa das áreas de floresta que sofreram corte seletivo (classificação automática)

Asner	Óptico	2005	Técnica automática para mapear florestas degradadas por corte seletivo
Matricardi et al	Óptico	2007	Mapeamento de florestas degradadas por interpretação visual e técnicas semiautomáticas
Matricardi et al	Óptico	2010	Extensão e impactos do corte seletivo de madeira e queimadas
INPE	Óptico	2010	Detecção de extração seletiva de madeira
Souza et al	Óptico	2013	Classificação do Desmatamento e Degradação Florestal
Matricardi et al	Óptico	2013	Fogo e extração seletiva
Tritsch et al	Óptico	2016	Perturbação florestal e forma de exploração florestal
Hethcoat et al	Óptico	2019	Detecção e monitoramento de extração seletiva tropical usando satélite
Lima et al	Óptico	2019	Desempenho do Landsat 8 e Sentinel-2 para a detecção de extração seletiva
Khovratovich et al	Óptico	2020	Desempenho do método para detecção clara e seletiva da área de exploração

2.5. Veículos aéreos não tripulados

Os veículos aéreos não tripulados (VANTs), comumente chamados drones, são veículos voadores relativamente pequenos controlados remotamente pelo modo manual ou automatizado. Recentemente, essas plataformas têm sido amplamente utilizadas para atender a fins de sensoriamento remoto e fotogrametria (IIZUKA et al., 2018). Isso ocorre porque, em comparação com outros métodos, eles podem fornecer conjuntos de dados com alta resolução espacial e temporal, facilidade de implantação e baixos custos de operação (GONZÁLEZ-JARAMILLO; FRIES; BENDIX, 2019). Vários estudos contemplam os usos, a evolução e o amplo campo de aplicações dos VANTs, que já foram utilizados em levantamentos arqueológicos, ocorrência de deslizamentos de terra, dinâmica de geleiras, monitoramento de vegetação, estudos hidrológicos e geomorfológicos (COLOMINA; MOLINA, 2014; MIRIJOVSKÝ; LANGHAMMER, 2015; RYAN et al., 2014; VANDER JAGT et al., 2015).

O VANT permite adquirir um conjunto de fotos sobrepostas tiradas de uma câmera. O planejamento da missão do VANT é uma fase crítica para gerar ortofotos de boa qualidade. O ideal é ter um grau de sobreposição direta (ao longo da linha de voo) de 60 a 70% e de sobreposição lateral entre as imagens adquiridas pela rota de voo de 25 a 40% (AGISOFT LLC, 2016) (Figura 3). Deve-se considerar que o VANT é uma plataforma móvel, portanto, cada quadro da câmera deve ser adquirido em um intervalo de tempo adequado para garantir a sobreposição da imagem.

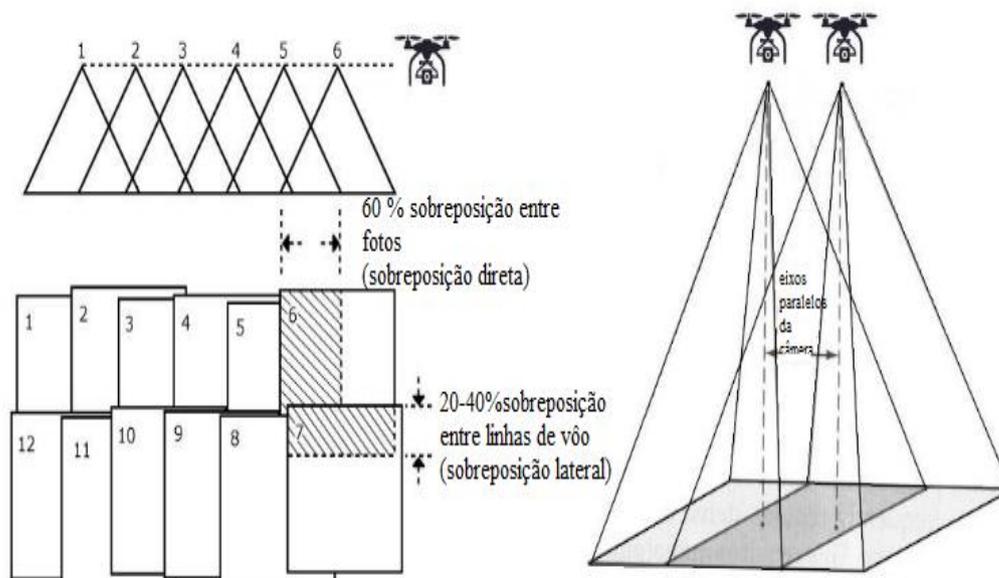


Figura 3. Condições ideais de sobreposição para pesquisas de fotogrametria aérea.

Fonte: CIMOLE et al. (2017).

2.6. Sensoriamento remoto aplicado às Ciências Florestais

As perdas de cobertura florestal na Amazônia são estudadas em imagens de satélite a mais de uma década (ASNER et al., 2002; MATRICARDI et al., 2010b; SOUZA; ROBERTS, 2005; TRITSCH et al., 2016). Esses estudos foram baseados em informações de reflexão do espectro eletromagnético e textura de imagens de satélites para quantificar a dinâmica de perda de cobertura florestal. ASNER et al. (2002) fizeram análise de imagens Landsat ETM+, com foco nas bandas 3 (verde), 4 (vermelho), 5 (infravermelho próximo [NIR]) e 7 (infravermelho de onda curta 2 [SWIR 2]) para comparar dois sistemas de extração de madeira na Floresta Amazônica, 1,5 e 3,5 anos após a exploração. Os autores também utilizaram um medidor de atenuação da radiação difusa pelas copas das árvores (LAI-2000) para estimar a fração da radiação que passa pela copa e comparar com os resultados de refletância e textura da imagem do sensor remoto. Dessa forma, observaram que a faixa vermelha é a mais eficaz na detecção de clareiras imediatamente após a colheita, enquanto o NIR e o SWIR 2 eram mais eficazes na detecção da regeneração da vegetação nas clareiras.

SOUZA; ROBERTS; COCHRANE, (2005) formularam o Índice de Fração de Diferença Normalizada (NDFI) para mapear danos multitemporais no dossel sujeito a extração seletiva em uma floresta de transição entre savana e floresta densa no Mato

Grosso. O NDFI combina vegetação verde, índice de vegetação não fotossintética e frações de solo e sombra. Os autores usaram as imagens Landsat Thematic Mapper 5 (TM 5) e Landsat ETM + (resolução de 30 m / pixel) e concluíram que este índice é útil para definir os danos no dossel causados pela exploração madeireira, identificando áreas de floresta intacta, danificada e desmatada. SOUZA & ROBERTS, (2005) compararam resultados obtidos de imagens Landsat com os de imagens da IKONOS para identificar a extração seletiva e a ocorrência de incêndios florestais no nordeste do Pará. Eles concluíram que as imagens do IKONOS são úteis para detectar marcas de arraste e estocagem de toras na floresta até dois anos após a exploração e que o uso dessas imagens reduz a intensidade e o custo de monitoramento de áreas florestais certificadas.

MATRICARDI et al. (2010) realizaram análise de regressão entre a cobertura do dossel obtida por fotografias hemisféricas e vários índices de vegetação para análise multitemporal e classificação não-supervisionada de imagens Landsat TM e ETM + usando imagens IKONOS como controle de solo. As imagens de satélite foram utilizadas com sucesso para delinear áreas perturbadas, mas teve limitações em relação à resolução espacial, a cobertura frequente de nuvens e os custos das imagens. No entanto, o desenvolvimento de novas câmeras digitais aéreas e VANTs produziu um renascimento do uso da fotogrametria que pode ser implementada na avaliação da áreas florestais (BOHLIN; WALLERMAN; FRANSSON, 2012).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

A área de estudo está inserida geograficamente dentro da fazenda Rio Capim, localizada no sudoeste do município de Paragominas, estado do Pará, a 217 km ao sul da capital do estado, Belém. A fazenda é de propriedade da empresa Cikel Brasil Verde

Ltda, pertencente ao Grupo Cikel (Figura 4). A fazenda Rio Capim encontra-se nas coordenadas 03° 41'S e 48° 35'W, possui área total de 140.658 ha, dos quais 121.000 ha estão sob manejo florestal certificado pelo Forest Stewardship Council (FSC) desde 2001 (SIST; FERREIRA, 2007). Além disso, a floresta da fazenda Rio Capim, através da Cikel, é parceira da rede científica Observatório de Florestas Tropicais Manejadas (em inglês - The Tropical managed Forests Observatory TmFO), com dados de parcelas permanentes disponíveis para pesquisa (TMFO, 1997).

O local do estudo possui Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE 2012) e clima do tipo "Aw", segundo a classificação de Köppen sendo caracterizado como tropical chuvoso com precipitação média anual de 1.800 mm e estação seca bem definida de maio a outubro com temperatura média anual de 26,3°C e umidade relativa do ar de 81% (ALVARES et al., 2013). Os solos são principalmente Latossolos Amarelos e Argissolos Amarelos, sendo também encontrados Plintossolos, Geissolos e Neossolos (RODRIGUES et al., 2003).

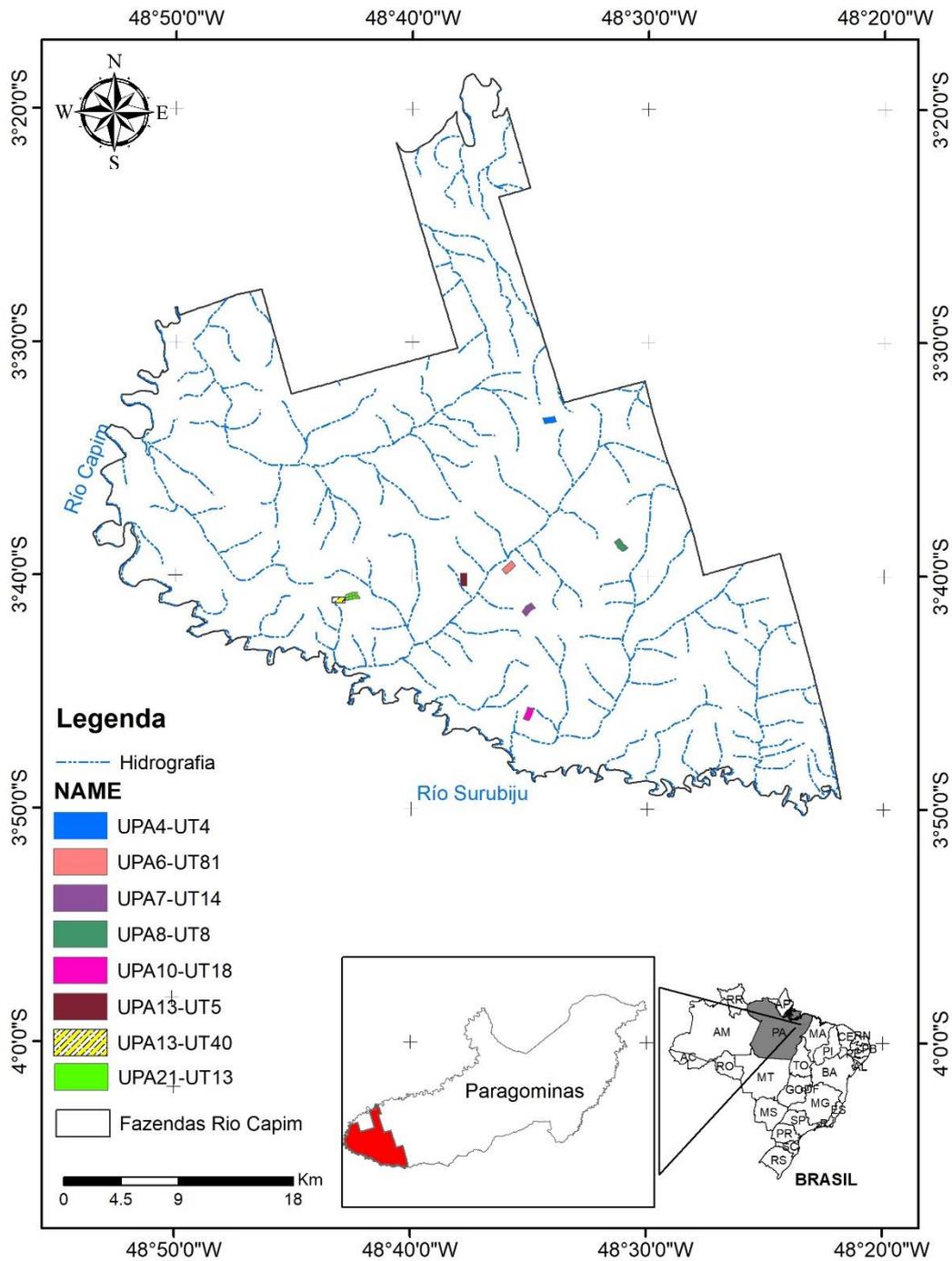


Figura 4: Localização da área de estudo em Paragominas (Pará).

Para o estudo foram utilizadas sete áreas, correspondentes a diferentes unidades de produção anual (UPA) exploradas em diferentes anos: 2000, 2003, 2004, 2007 e 2011, correspondendo as UPAs 4, 6, 7, 10 e 13. Em cada UPA selecionou-se uma unidade de trabalho (UT) de 100 ha, respectivamente UT 4, 81, 14, 18 e 5. Na UPA 13,

além da UT 5, selecionou-se uma segunda UT, número 40, que continha, segundo a classificação da SEMAS-PA (IN 05 de manejo florestal), cobertura florestal diferente da primeira, respectivamente, floresta primária e floresta primária explorada. Para comparação com uma floresta não explorada foi selecionada a UT 8 da UPA 8. Essa UT, originalmente escolhida pela empresa para exploração em 2004 não foi explorada sendo deixada como área de monitoramento de floresta não explorada para fins de pesquisa do projeto “Silvicultura pós-colheita na Amazônia brasileira” (Embrapa/UFRA/CNPq/Cikel).

Em cada UT foram selecionados oito *mapas de arraste* de 6,25 ha cada, correspondendo a uma área total de amostragem de 50 ha por UPA/UT. Os mapas de arraste correspondem às *unidades amostrais* do sistema de exploração empregado pela empresa. As características principais destas unidades amostrais é a uniformidade na aplicação do sistema de exploração: cada mapa é associado a somente um pátio de estocagem, possui entre 1 ou 2 ramais de arraste primários com diversas ramificações secundárias aonde a distância máxima de arraste de toras é de 250m. Apenas um *skidder* (trator de pneus utilizado para arraste de toras em florestas) é utilizado na exploração de cada mapa de arraste e em média 30 árvores são exploradas por mapa.

Em todas as áreas foram realizados dois inventários florestais, aonde cada árvore foi identificada pelo seu nome vernacular, teve sua circunferência à altura do peito (CAP) medida com auxílio de fita métrica, seu fuste classificado em classes de qualidade e suas coordenadas geográficas determinadas com auxílio de aparelho GPS de navegação civil, com erros de medida da ordem de 5 a 15 metros. No primeiro inventário, executado pela equipe da empresa um ano antes da exploração, foram inventariadas todas as árvores de uma lista de espécies comerciais pré-definidas para corte naquele ano de exploração; o segundo inventário, executado pela Embrapa em 2015 através do projeto *DiagFlor – Diagnóstico de florestas manejadas* (Embrapa/Cikel), inventariou todas as árvores de todas as espécies presentes na UPA (inventário 100%). O CAP mínimo de inclusão foi de 141 cm (\approx 45cm de DAP) para ambos os inventários.

3.1.1. Análises do índice de vegetação MSAVIaf

Para análise do índice de vegetação utilizou-se imagens de satélite de três diferentes anos dos sensores *Thematic Mapper* (TM) do satélite Landsat 5 (Tabela 2), *Operational Land Imager* (OLI) do satélite Landsat 8 (Tabela 3) e Sentinel-2 (MSI Level-1C) (tabela 4) obtidas da base de dados *Google Earth Engine*, disponível em <https://earthengine.google.com>. Os dados foram processados e manipulados na mesma plataforma on-line por meio da interface de programação de aplicativo (API), uma

interface simples, flexível e eficiente para consultar e interagir com rotinas e padrões de programação baseado na *Web* (FIELDING; TAYLOR, 2002; ONG et al., 2015).

Tabela 2: Informações das bandas do *Thematic Mapper* (TM) utilizadas neste trabalho

Banda	Comprimento de onda (μm)	Útil para mapeamento
Band 1 - azul	0,45-0,52	Mapeamento batimétrico, distinguindo solo da vegetação
Band 2 - verde	0,52-0,60	Enfatiza o vigor da vegetação
Band 3 - vermelho	0,63-0,69	Enfatiza variações da vegetação
Band 4 – Infravermelho próximo	0,77-0,90	Enfatiza o conteúdo de biomassa da vegetação e as linhas costeiras
Band 5 – Infravermelho de ondas curtas	1,55-1,75	Discriminar o teor de umidade do solo e da vegetação; penetra nuvens finas

Tabela 3: Informações das bandas do *Operational Land Imager* (OLI) utilizadas neste trabalho

Banda	Comprimento de onda (μm)	Útil para mapeamento
Band 2 - azul	0,45-0,52	Mapeamento batimétrico, distinguindo solo da vegetação
Band 3 - verde	0,52-0,60	Enfatiza o vigor da vegetação
Band 4 - vermelho	0,63-0,69	Enfatiza variações da vegetação
Band 5 – Infravermelho próximo	0,77-0,90	Enfatiza o conteúdo de biomassa da vegetação e as linhas costeiras
Band 6 – Infravermelho de ondas curtas	1,55-1,75	Discriminar o teor de umidade do solo e da vegetação; penetra nuvens finas

Tabela 4: Informações das bandas do MultiSpectral Instrument, Level-1C (Sentinel-2) utilizadas neste trabalho

Banda	Comprimento de onda (nm)	Útil para mapeamento
Band 2 - azul	492,1-496.6	Mapeamento batimétrico, distinguindo solo da vegetação
Band 3 - verde	559-560	Enfatiza o vigor da vegetação
Band 4 - vermelho	664.5-665	Enfatiza variações da vegetação

Band 8 – Infravermelho próximo	833-835.1	Enfatiza o conteúdo de biomassa da vegetação e as linhas costeiras
Band 11– Infravermelho de ondas curtas	1610.4-1613.7	Discriminar o teor de umidade do solo e da vegetação; penetra nuvens finas

O índice de vegetação utilizado neste trabalho foi o *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*, MSAVI. Desenvolvido por Qi et al. (2002), o MSAVI oferece uma fórmula com a inclusão de fator de correção para a influência dos solos (L), que depende da cobertura vegetal da área em estudo. Para determinação do índice é necessário o cálculo da radiância ou intensidade da radiação emitida por um corpo e posteriormente da refletância que é a proporção entre o fluxo de radiação eletromagnética para as bandas requeridas (Lopes et al. 2010). Com os dados de refletância é possível obter o MSAVI com a seguinte equação (Equação 1 e 2):

$$MSAVI = \left(\frac{pIVP - pV}{pIVP + pV + L} \right) * (1 + L) \quad (1)$$

Em que pIVP = Refletância na faixa espectral do infravermelho próximo; e pV = refletância na faixa espectral do vermelho; e

$$L = \left[\left[(pIVP - pV) * s + 1 + pIVP + pV \right]^2 - 8.0 * s * (pIVP - pV) \right] \quad (2)$$

Em que s = declividade do terreno é calculada a partir da refletância do solo exposto na imagem.

Outro índice de vegetação utilizado neste trabalho, que utiliza o comprimento de onda de 2,1 µm, é chamado MSAVI_{af} (Índice de Vegetação Ajustado ao Solo Modificado livre de aerossóis). As equações. (3) e (4) descrevem o modelo MSAVI_{af}, baseado no estudo de Matricardi et al. (2010).

$$MSAVI_{af} = \frac{\rho_{NIR}^{-0.5} \rho_{SWIR}}{\rho_{NIR} + 0.5 \rho_{SWIR} + L} (1 + L), \quad (3)$$

onde ρ_{NIR} = refletância na faixa do infravermelho próximo, ρ_{SWIR} = refletância na faixa do infravermelho de ondas curtas (2,1 µm).

$$L = \left[\left(\rho_{NIR} - 0.5 \rho_{SWIR} \right) * s + 1 + \rho_{NIR} + 0.5 \rho_{SWIR} \right]^2 - 8.0 * s * \left(\rho_{NIR} - 0.5 \rho_{SWIR} \right), \quad (4)$$

onde s = 1,2 (declive da linha do solo calculado a partir da refletância da superfície em áreas de solo exposto no local do estudo).

Diferentes estudos avaliaram o processo de degradação florestal na Amazônia brasileira usando técnicas de sensoriamento remoto para estimar a extensão e o impacto da extração seletiva de madeira na floresta tropical. No entanto, algumas destas técnicas são afetados pela presença de nuvens e declividade do terreno. No presente estudo

aplicou-se o Índice de Vegetação Ajustado do Solo Modificado livre de aerossóis (MSAVIaf) o qual é um estimador confiável da cobertura fracionária sob céu claro e sob condições de fumaça e correção da declividade nesta região de estudo (MATRICARDI et al. 2010).

As imagens geradas com os índices supracitados correspondem a cobertura florestal das unidades amostrais antes da exploração, no ano da exploração e após a exploração de cada UPA (Tabela 5).

Tabela 5: Informações dos anos que foram adquiridas as imagens do Satélite Landsat para cada UPA.

UPA	Tipo de informação		
	Antes da exploração	Exploração	Após exploração
4	2000	2001	2015
6	2000	2003	2015
7	2002	2004	2015
8	2002	2004*	2015
10	2006	2007	2015
13 - UT5	2009	2011	2015
13 - UT40	1995	1997 e 2011	2015
21	2018	2020	

* A upa 8 não foi explorada, a UT 40 foi explorada em 1997 e em 2011.

3.2.2. Fração de cobertura

Em um modelo de mistura linear, considera-se que a refletância de cada pixel seja a soma da refletância de todos os componentes do subpixel que são referenciados como elementos finais neste estudo. A equação 5 é baseada no estudo de DEFRIES e colaboradores (2000):

$$R_i = \sum_{j=1}^n r_{ij} f_j + e_i \quad (5)$$

onde R_i é a refletância de um pixel na banda i , r_{ij} é a refletância do membro final j na banda i , e f_j é a porcentagem do membro final j nesse pixel. O termo e_i é introduzido para explicar alguns componentes restantes insignificantes dentro do pixel nessa banda.

Nos estudos de degradação florestal, supõe-se que cada pixel das imagens de refletância no topo da atmosfera (TOA) na área explorada é constituído por dois componentes: copa das árvores e áreas abertas. O modelo de mistura se torna um

modelo linear de dois componentes. As refletâncias desses dois componentes são independentes entre si. A Equação (6) pode ser escrita da seguinte maneira

$$R = R_{canopy} fc + R_{open} (1-fc) + \epsilon, \quad (6)$$

Onde fc é a cobertura fracionária do dossel em um pixel. A equação (6) sugere que a resposta espectral total de um pixel em determinado comprimento de onda é uma combinação linear de respostas do seu dossel e áreas abertas, ponderada pela cobertura correspondente de cada componente, fc e $(1-fc)$, respectivamente. As refletâncias dos alvos das superfícies mudam significativamente com os comprimentos de onda. O uso de diferentes bandas espectrais pode resultar em vários valores de cobertura fracionária (MAAS 2000). Além disso, mesmo em um determinado comprimento de onda, os valores de R_{canopy} e R_{open} são altamente influenciados pela umidade da vegetação, estrutura, umidade do solo, textura e fatores externos, como a geometria do sensor de alvo solar (TOWNSHEND 1999). Para reduzir esses problemas, os índices de vegetação têm sido utilizados na estimativa da cobertura fracionária da floresta (JASINSKY, 1996; GUTMAN E IGNATOV, 1998; ZENG et al. 2000; QI et al. 2000). Para florestas na área de estudo, a suposição de dois componentes é próxima da realidade e, portanto, o termo de erro ϵ pode ser ignorado. Usando o índice de vegetação (IV) e substituindo a resposta espectral R na Equação (2) é a seguinte:

$$VI = IV_{canopy} fc + IV_{open} (1-fc), \quad (7)$$

Onde IV_{canopy} é o índice de vegetação do dossel das árvores IV_{open} é o índice de vegetação de áreas abertas. Então a fração de cobertura do dossel (fc) pode ser expressa como

$$fc = \frac{IV - IV_{open}}{IV_{canopy} - IV_{open}} \quad (8)$$

Onde IV_{canopy} e IV_{open} são dois membros finais obtidos empiricamente da imagem TOA.

As áreas a serem utilizadas no presente estudo correspondem aos oito mapas de arraste de 6,25ha cada, correspondentes a 50 ha de levantamento por UT (Figura 5) e um total de 350 ha amostradas nas seis UPAs. Para comparações dos valores do índices de vegetação entre os diferentes momentos utilizou-se os valores de 550 pixel para cada UT e aplicou-se teste de Tukey a 5% de significância (TUKEY, 1949); Além disso foi feita análise de agrupamentos hierárquicos entres os *mapas de arraste* utilizando o

método de Ward como procedimento de agrupamento, no qual a medida de similaridade usada para agrupar é calculada como a soma de quadrados entre os agrupamentos (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997), assim como foi feita Análise de Componentes Principais para analisar a relação entre os agrupamentos e variáveis. Foram utilizados os *pacotes* de funções *vegan* (JARI et al., 2019) e *factoextra* (KASSAMBARA; ANALYSES; 2017, 2016) do software R 4.01.

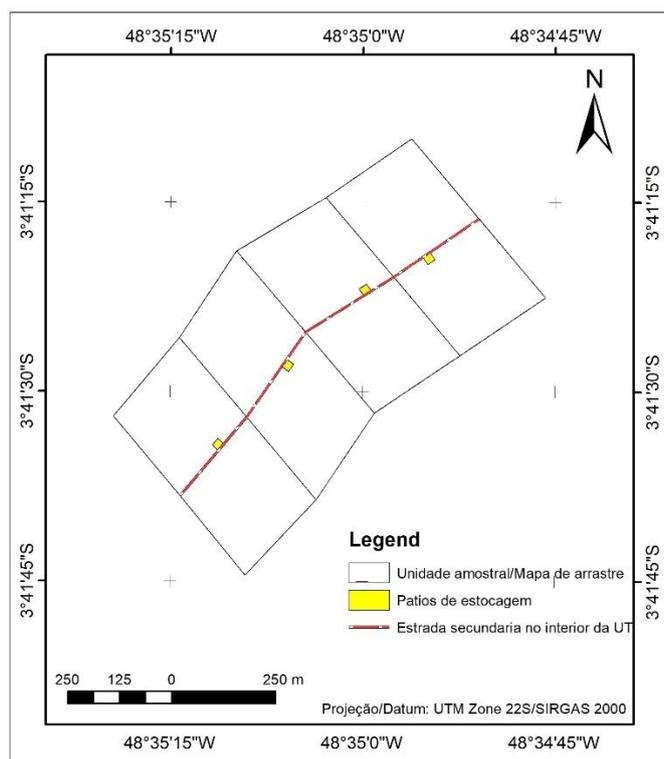


Figura 5: Exemplo do desenho experimental na área de estudo UPA7 UT14 (50 ha). Unidade Amostral ou Mapa de arrastre de 250 m x 250 m, 6,25ha.

3.3.3. Phantom 4 Pro

O VANT utilizado para o aerolevanteamento foi o Phantom 4 Pro. De acordo com a empresa comercial DJI, “Phantom 4 Pro” é um drone multirrotor que foi desenvolvido com melhorias, incluindo hardware e software em relação a versão precedente, o que permite montar facilmente outros sensores (Figura 6).



Figura 6: VANT Modelo Phantom 4 Pro; Fonte: Modificado de DJI (2014)

A câmera integrada conta com um sensor CMOS[®] de 1” e 20 mega pixels de resolução com obturador mecânico, este sensor é sensível a uma das faixas de frequência do espectro eletromagnético eliminando distorções do obturador de rolagem. Seu sensor e processador capturam cada detalhe, produzindo os dados de imagens necessários para a edição posterior.

A empresa DJI, em seu endereço eletrônico (<https://www.dji.com/br>), detalha os principais recursos do sistema "DJI Phantom 4 Pro" (Tabela 6):

Tabela 6: Características técnicas do VANT Phantom 4 Pro

Características	
ESTRUTURA	
Distância entre eixos diagonal	350 mm
Peso (com bateria)	1388 g
Máximo peso de decolagem	3060 g
Sistemas de posicionamento por satélite	GPS/GLONASS
DESEMPENHO	
Máximo passo da velocidade angular	A: 150°/s
Máximo ângulo de inclinação modo P	35°
Máxima taxa de subida	3 m/s
Máxima velocidade de descida	4 m/s
Máxima resistência ao vento	10 m/s
Faixa de Precisão	Vertical: ±0.5 m (com posicionamento GPS) Horizontal: ±1.5 m (com posicionamento GPS)
Altura do voo	250 m
Tempo de voo (com bateria)	Aproximadamente 20 min
Temperatura de operação	-10° à 40° C

Fonte: Modificado de DJI (2014)

3.3.4. Plano de Voo

A programação do plano de voo foi o primeiro passo a fazer após um estudo da área e das variáveis que possam afetar a segurança do voo.

Oito planos de voos foram feitos para as áreas do estudo através do aplicativo móvel *DronneDeploy*[®]. Esse aplicativo gratuito possui uma interface de usuário intuitiva, que permite criar facilmente planos de voo e guiar automaticamente o drone para a captura de imagens aéreas.

A captura e o processamento de imagem pelo VANT teve início a partir da programação de voo no aplicativo da própria DJI, onde se programa a altura e sobreposição de imagens para depois fazer o ajuste fotogramétrico e gerar o ortomosaico em formato RGB e DSM (Digital Surface Model), sendo os dados armazenados em uma geodatabase do projeto. A Figura 7 apresenta o esquema metodológico de obtenção e processamento de imagens geradas por VANT.

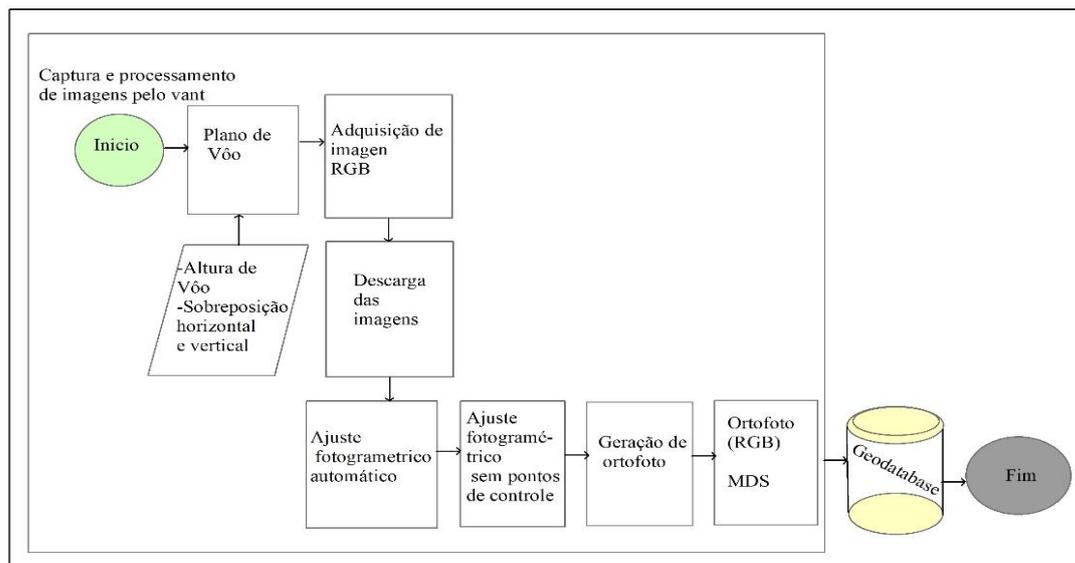


Figura 7: Captura e processamento de imagens obtidas pelo VANT

3.3.6. Ajuste automático do projeto fotogramétrico

No ajuste fotogramétrico das imagens obtidas pelo VANT foi utilizado o software *Agisoft PhotoScan Professional*[®], este software utiliza as coordenadas dos centros de exposição de cada imagem, depois realiza a triangulação aérea e, finalmente, reconstrói o bloco fotogramétrico. O software trabalha inicialmente com as coordenadas capturadas durante o voo pela antena da aeronave.

Toda a reconstrução do bloco fotogramétrico foi feita automaticamente, uma vez que o software reconhece e processa os metadados criptografados de cada imagem, esses metadados criptografados contêm a orientação interna e os ângulos ω , ϕ e κ de obtenção da imagem. Uma vez concluída a reconstrução do bloco fotogramétrico, o software gera automaticamente pontos de amarração para construir as ortofotos.

3.3.7. Metodologia para detecção de estradas e áreas descobertas

Esta análise teve como enfoque a abordagem da classificação supervisionada de aprendizado de máquina (*machine learning*) através do uso do algoritmo *random forest* (RF) para fornecer a identificação de estradas e áreas sem dossel de floresta utilizando bandas espectrais sobre a imagem RGB gerada pelo VANT na área UPA21UT13 através do uso do algoritmo RF na plataforma *Google Earth Engine*[®]. Os parâmetros utilizados foram *numberOfTrees* (5), e utilizou-se 70 amostras das quais 71% foram para treinamento e 29% para validação da classificação. O RF trata-se de um algoritmo que combina centenas de árvores de decisões para chegar a uma melhor previsão e obter desempenhos preditivos melhores (BREIMAN, 2001; TAVARES et al., 2019). Além disso, utilizou-se imagens dos satélites Landsat-8 e Sentinel-2 para comparar a diferença obtida com os três tipos de imagem, neste caso utilizou-se a fração de cobertura gerada pelo uso do *Índice MSAVIAf* (Matricardi et al 2010), o processo se mostra na figura 8; para a banda SWIR1 (20m) do Sentinel-2 foi reamostrada para 10 m com o método do vizinho mais próximo que retorna uma imagem idêntica ao seu argumento (ROY et al., 2016).

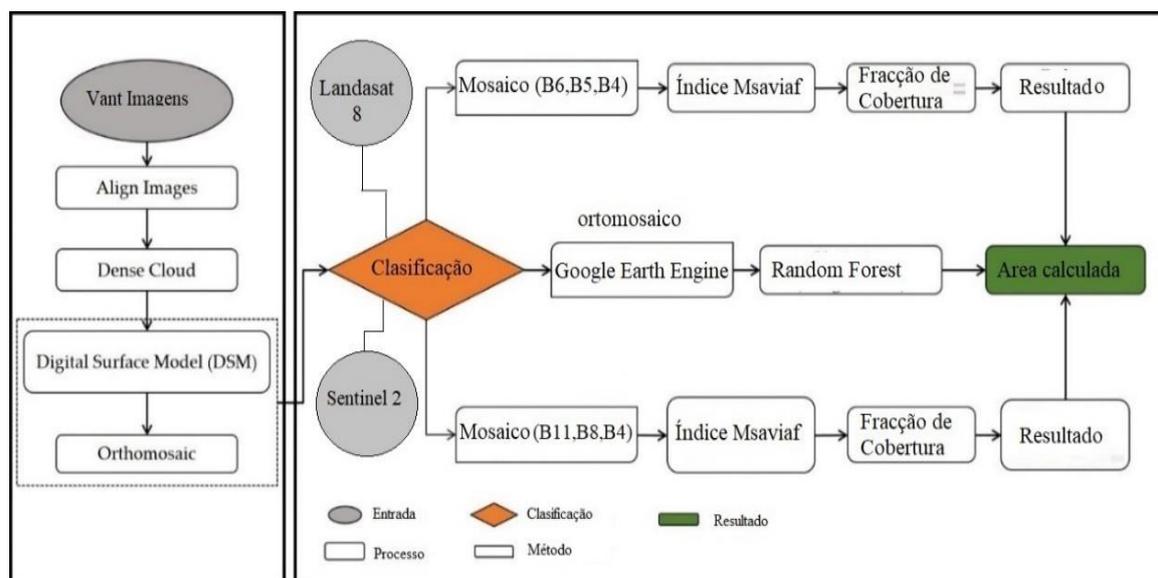


Figura 8: Processo para calcular áreas abertas pela exploração nas imagens do Vant, e dos satélites Landsat-8 e Sentinel-2.

A Tabela 7 mostra a interpretação dos valores da métrica da acurácia em relação ao desempenho do classificador. O termo sensibilidade se refere à proporção de pixels que representam áreas exploradas e estão corretamente classificados como áreas exploradas; inversamente, a especificidade reflete os pixels que não correspondem a uma área explorada e são classificados corretamente como tal (TIEN BUI et al., 2016).

Tabela 7. Interpretação dos valores da acurácia em relação ao desempenho do classificador (MCCUNE; GRACE; URBAN, 2002).

Valor da acurácia	
0.5-0.6	Pobre
0.6-0.7	Moderado
0.7-0.8	Bom
0.8-0.9	Muito bom
>0.9	Excelente

No estudo, para avaliar si uma matriz de erro é significativamente diferente da outra aplicou-se o análise Kappa (BISHOP et al., 1975), que é uma técnica multivariada discreta usada na avaliação da precisão (CONGALTON; GREEN, 2019); este método é recomendado para avaliar si um novo algoritmo de classificação é melhor do que algum outro algoritmo usado comumente e também pode ser realizada entre diferentes fontes de imagens.

3.3.8. Metodologia para a análise de custos do uso de VANT

A avaliação dos custos do aerolevante de 438 ha de superfície de oito UPAS, por meio da fotogrametria considerou como custos a aquisição de um VANT, e um operador para o processamento e um ajudante, baseados nos resultados na fazenda Rio Capim (Tabela 8 e 9). Segundo Lei N° 4.950-A/1966, e o Conselho Regional de Engenharia e Agronomia (CREA), o salário médio de um profissional de engenharia é de R\$ 7.200,00 (sete mil e duzentos reais) mensais. O preço de mercado do VANT modelo Phantom 4 foi orçado em R\$11.699,00.

Tabela 8. Valor dos equipamentos e pessoal para uma área de 438 ha.

Descrição	Qtd.	Custos(R\$)
VANT	1	11.699,00
Bateria	2	1.600,00

Laptop + software	1	4.000,00
Salário Piloto	4	480,00
Salário ajudante	4	400,00
Alimentação	1	240,00
Transporte	1	400,00
Total		17.120,00

Tabela 9. Valor dos custos de processamento para uma área de 438 ha obtida com VANT.

UPA (ha)	Custos UPA (R\$)	Tempo processamento horas (min.)	Valor de processamento	Custo total (R\$)
59	2.140,00	2,25 (135)	73,64	2.213,64
53	2.140,00	2,17 (130)	70,91	2.210,91
58	2.140,00	2,20 (132)	72,00	2.212,00
56	2.140,00	2,17 (130)	70,91	2.210,91
51	2.140,00	2,13 (128)	69,82	2.209,82
52	2.140,00	2,17 (130)	70,91	2.210,91
52	2.140,00	2,17 (130)	70,91	2.210,91
57	2.140,00	2,22 (133)	72,55	2.212,95
438	17.120,00	17,47 (1048)	571,64	17.691,64

Visando a comparação dos custos foi avaliada também a compra de imagem de satélite SuperView-1 de alta resolução. A empresa TECTerra comercializa imagem com cobertura de 600 km² a R\$117.012,64. Consideramos o custo de R\$ 1.800,00 para o processamento da imagem. Os custos da aquisição de imagem estão apresentados na Tabela 10, a qual mostra os valores em reais da compra de uma imagem de satélite baseados nos custos encontrados para cenários de levantamento de 20.000 ha (tabela 11) e 34.750 ha (tabela 12) e comparar com a compra da imagem do satélite incluindo o valor de processamento.

Tabela 10. Valor da compra e processamento da imagem de satélite

Ano	Custo aquisição imagem	Processamento	IPCA médio
0	117.012,64	1.800,00	5,63%
1	117.012,64	1.800,00	5,63%
2	117.012,64	1.800,00	5,63%
3	117.012,64	1.800,00	5,63%
total	468.050,56	7.200,00	

Tabela 11. Valor dos equipamentos e pessoal para uma área de 20.000,00 ha

Qtd. Dias	Custos R\$	Área (ha)	Custos (ha)	Tempo processamento (horas)	Valor de processamento	Custo total (R\$)
1	10.000,00	20.000	2,49	797,72	26.107,10	75.907,10
2	1.600,00			-		-
1	4.000,00			-		-
90	10.800,00			-		-
90	9.000,00			-		-
90	5.400,00			-		-
90	9.000,00			-		-
	49.800,00	20.000	2,49	797,72	26.107,10	75.907,10

Tabela 12. Valor dos equipamentos e pessoal para uma área de 34.750,00 ha

Qtd. dias	Custos (R\$)	Área (ha)	Custo (ha)	Tempo processamento (horas)	Valor de processamento	Custo total (R\$)
1	10.000,00	34.750	2,64	1.196,58	39.160,65	136.506,06
2	1.600,00			-		-
1	4.000,00			-		-
168	20.100,00			-		-
168	16.750,00			-		-
168	10.050,00			-		-
168	16.750,00			-		-
	79.250,00	34.750	2,64	1.196,58	39.160,65	136.506,06

O custo inicial representou total de R\$ 475.250,56 para a aquisição da imagem e processamento; o custo para obter a imagem com VANT foi de R\$ 17.691,64, tal como se mostra na tabela 9; para o segundo cenário o custo total foi de R\$ 75.907,10 e para o terceiro cenário foi de R\$ 136.506,06.

Para determinar se o uso de VANT é economicamente viável, fez-se o cálculo do valor presente líquido dos custos (VPL - equação 9) e o Valor Periódico Equivalente (VPE - equação 10), para três anos. Devido a obsolescência tecnológica do dispositivo empregado se aplicou taxa de depreciação de 9% para os cenários onde se pretende levantar 438 ha por ano durante o período de três anos. Além disso, assumiu-se a taxa de 5,63% de inflação anual (IPCA de dezembro de 2020) e 10 % para o custo do capital que se aplica de forma linear as receitas e custos operacionais (HUMPHRIES et al., 2012).

Equações:

$$VPL = \sum_{j=1}^n C_j (1+i)^{-j}$$

em que: VPL = Valor Presente Líquido dos custos; C_j = valor atual dos custos; i = taxa de desconto; j = período em que as receitas ou os custos ocorrem; n = número de períodos ou duração do projeto.

$$VPE = \frac{VPL (1+i)^t - 1}{1 - (1+i)^{-nt}} \quad (10)$$

em que: VPE = Valor Periódico Equivalente; VPL = Valor Presente Líquido dos custos; i = taxa de desconto; n = duração do projeto; t = número de períodos de capitalização.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Índice de vegetação

O índice de vegetação foi derivado da imagem Landsat-5 TM e Landsat-8 a partir da aplicação da equação descrita na metodologia. A partir das imagens correspondentes ao índice de vegetação, foi estimado o valor médio do índice de vegetação para cada unidade amostral, ou seja, para cada mapa de arrastre. Uma exploração visual das imagens foi realizada aonde permitiu-se a observação de algumas características do sistema de exploração utilizado na área, como o desenho das estradas primárias, secundárias, trilhas de arraste e pátios maiores. Na área de estudo os pátios e estradas principais se mostraram bastante fáceis de visualizar, indicando padrão característico do sistema de exploração adotado pela empresa (Figura 9,10, e 11).

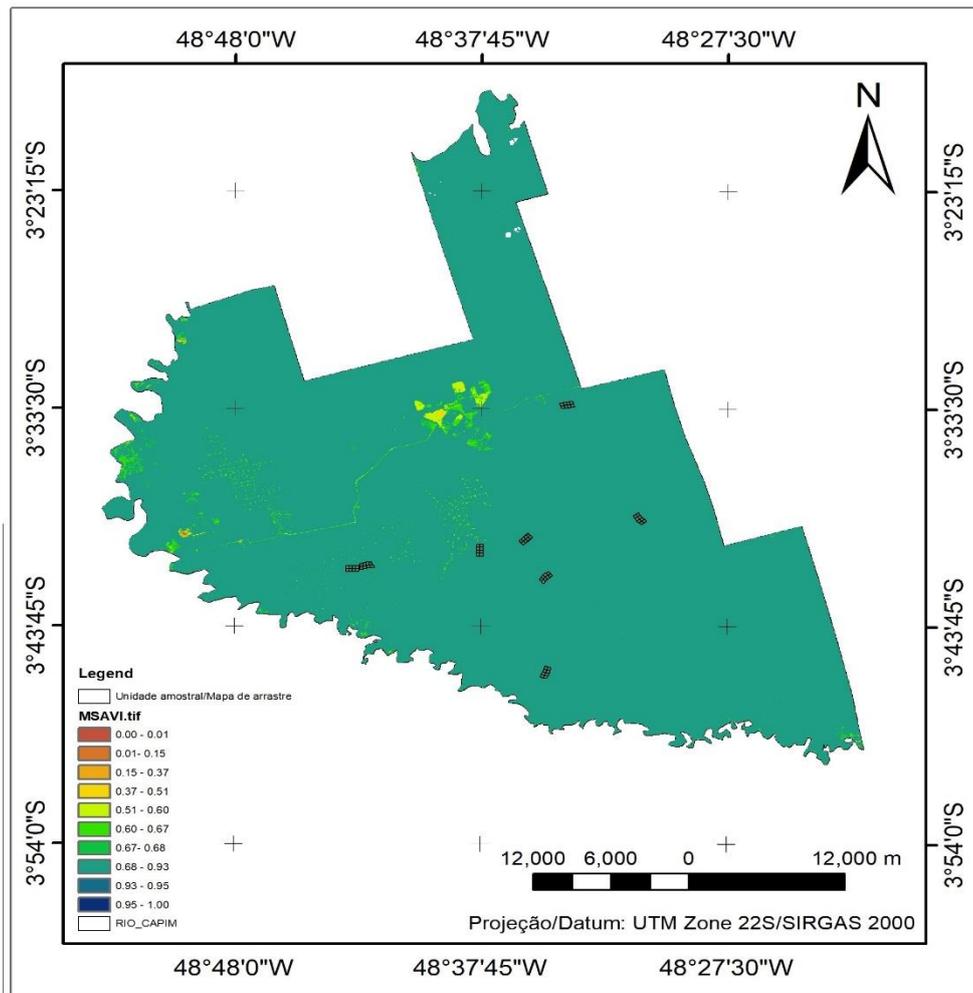


Figura 9: Índice MSAVI da floresta na fazenda Rio Capim no ano 1997 (antes da exploração)

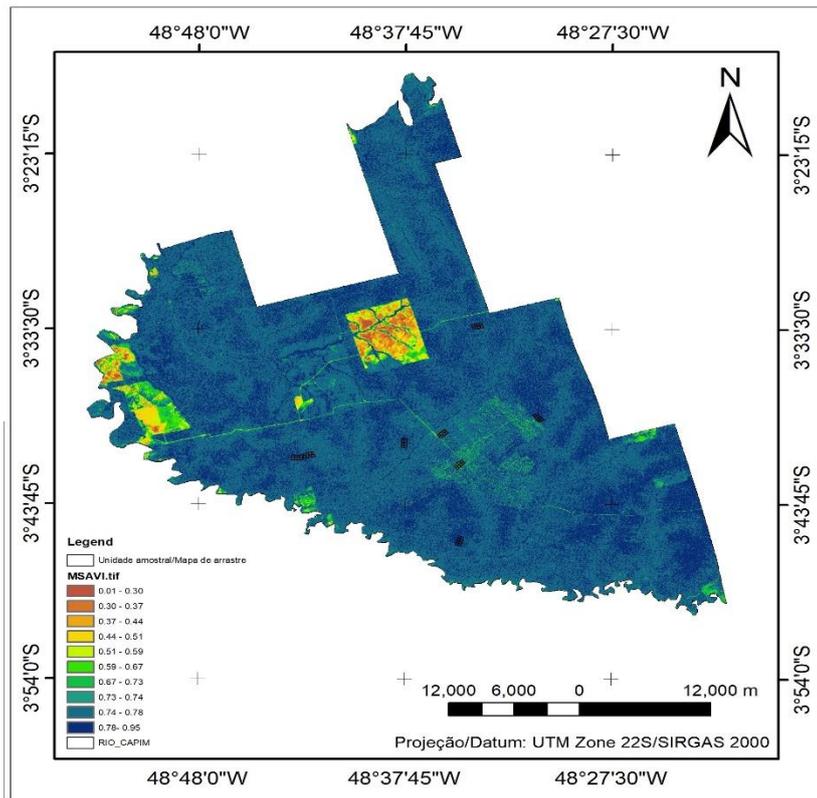


Figura 10: Índice MSAVI da floresta na fazenda Rio Capim no ano 2004 (exploração)

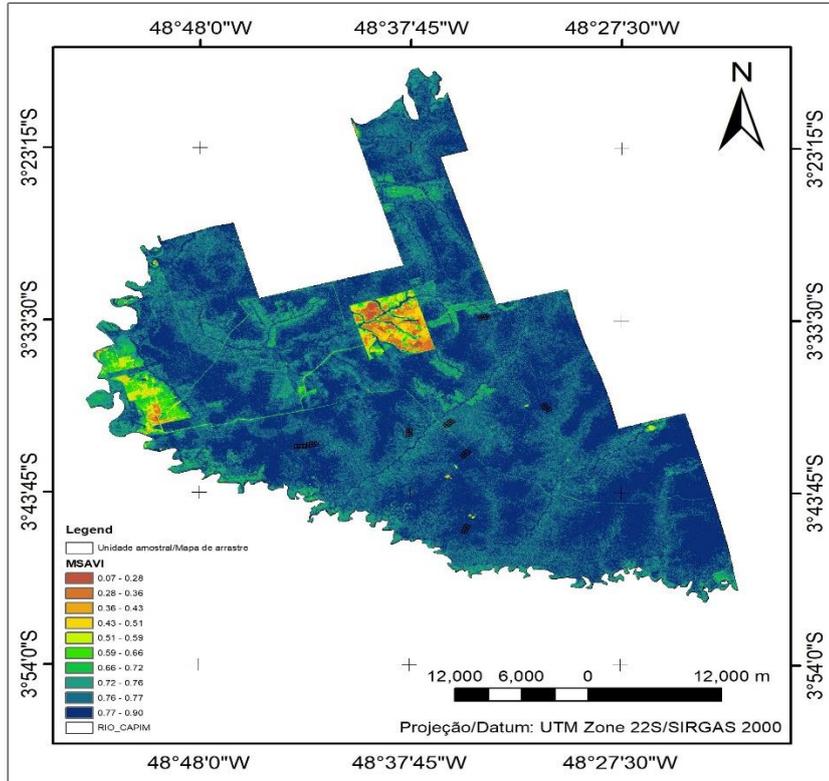
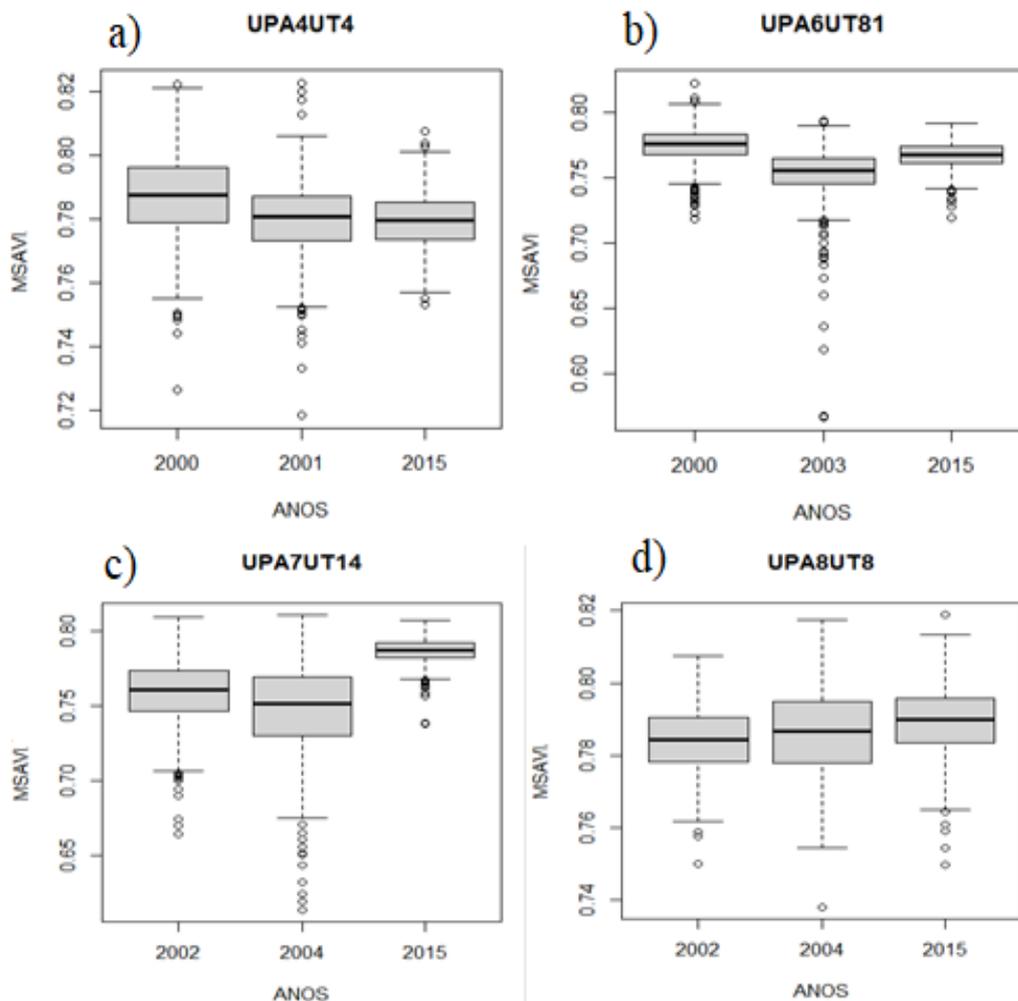


Figura 11: Índice MSAVI da floresta na fazenda Rio Capim no ano 2015 (após a exploração).

A primeira análise foi feita pixel a pixel comparando os valores do índice antes da exploração, no ano da exploração e após exploração das unidades amostrais. As análises foram feitas considerando cada ano da imagem comparando com a variação do índice de vegetação das áreas exploradas.

As áreas de floresta não explorada e sucessivamente floresta explorada apresentam padrão claro de redução no valor do índice para todas as unidades amostrais, com exceção daquelas da UPA8UT8 (figura 12d) que não foram exploradas. Estas últimas áreas mantêm estabilidade no valor do índice com leve tendência à aumento; decorrente da não intervenção antrópica da referida UPA. Isso concorda com o estudo feito por KENNEDY; YANG; COHEN, (2010) onde series do Landsat mostram um bom desempenho para capturar diversas dinâmicas da cobertura da terra nos ecossistemas florestais como são distúrbios e regeneração sendo possível o monitoramento por satélite a longo prazo.



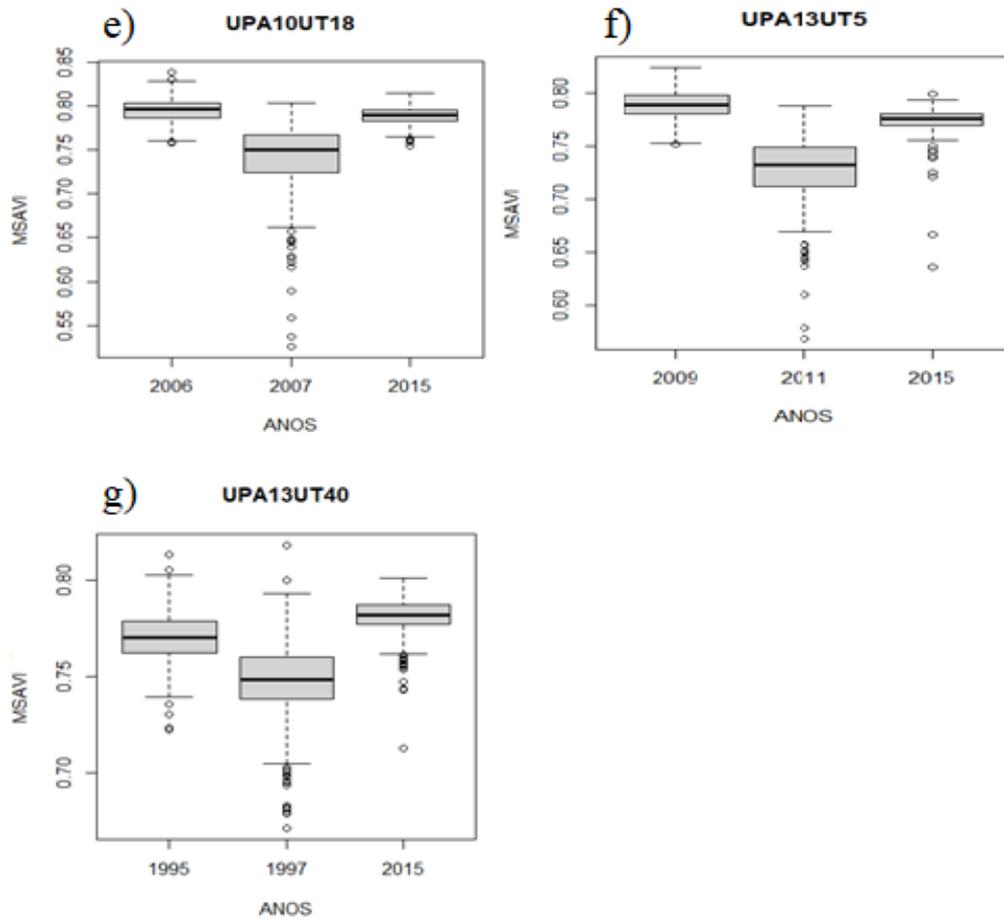


Figura 12: Box Plot do Índice MSAVI /Ano para cada uma das UTs, onde se representa os outliers, valor mínimo e máximo, mediana, primeiro e tercer quartil.

Antes da exploração as áreas eram estatisticamente diferentes provavelmente por que a floresta ombrófila densa é formada por um mosaico de microhabitats (figura 13a). Ecologistas têm frequentemente sugerido que o regime imprevisível de queda de árvores, tempestades, chuvas, temperatura, doenças e outros fatores ambientais nas florestas tropicais deve resultar em comunidades de plantas altamente heterogêneas (MABBERLEY, 1992; WHITMORE, 1990). Na figura 13b indica que a exploração tende a homogeneizar o índice de vegetação, pois há uma maior exposição do solo durante o manejo da floresta. Ou seja, a diferença que existia antes da exploração em relação ao MSAVI não existe mais. Finalmente a dinâmica de recuperação da floresta é estatisticamente diferente, e depois da exploração cada UPA apresenta sua própria dinâmica de recuperação (figura 13c), este comportamento pode estar relacionado a volumetria extraída, e as condições de topografia distintas de cada sítio (ROY et al., 2014; SCHMITT et al., 2020).

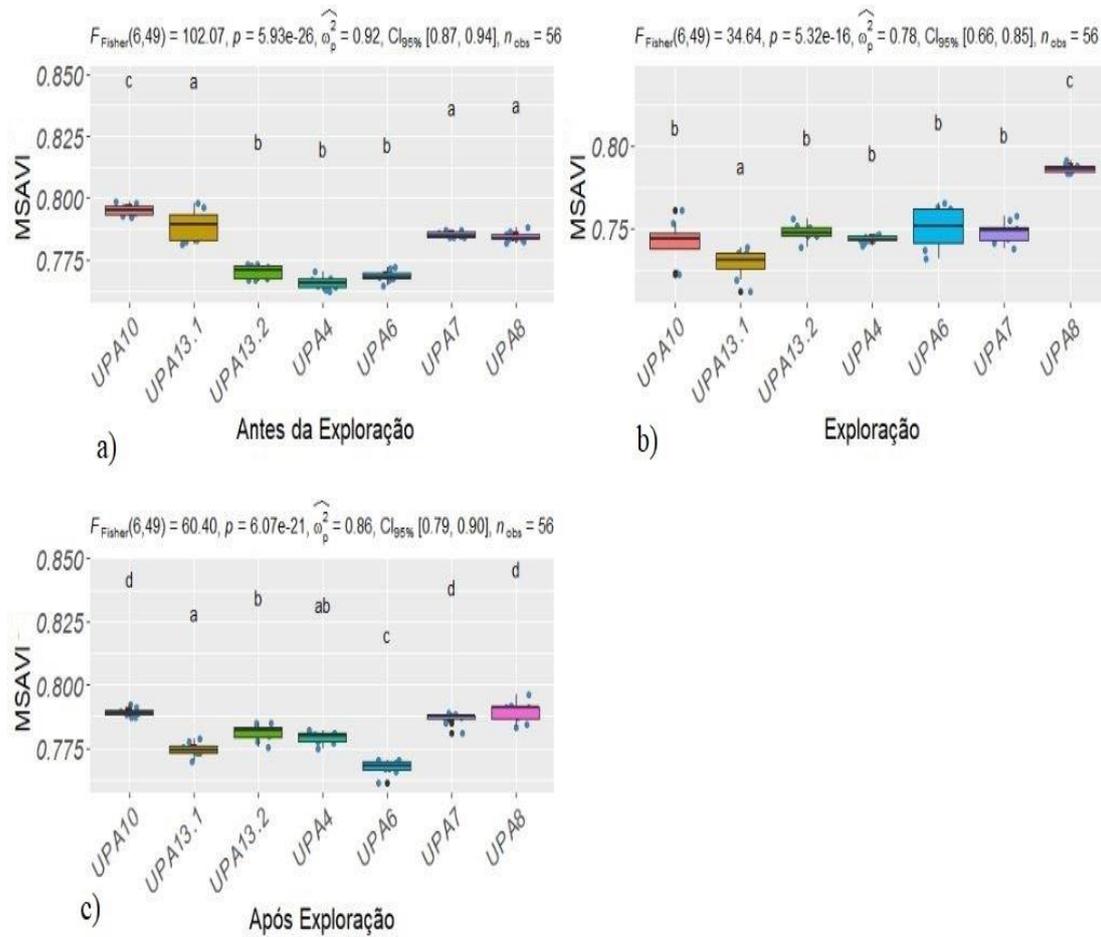


Figura 13: Análises estatísticas (box plot) das Unidades de trabalho com os valores do índice msavi para cada ano. a) índice msavi antes da exploração, b) índice msavi na exploração e c) índice msavi após exploração; são apresentadas as informações do valor do teste de Fisher, o p-valor, intervalo de confiança e o número de observações.

Pode-se verificar, ainda, através da análise de similaridade dos valores de MSAVI de todos os anos que as unidades amostrais das áreas exploradas formam quatro grupos, G1(UPA6), G2(UPA4 e UPA 13.2), G3(UPA13.1), G4(UPA10 e UPA 7) e com maior dissimilaridade das unidades amostrais para o grupo cinco G5 (UPA8) que corresponde a área sem exploração (Figura 14).

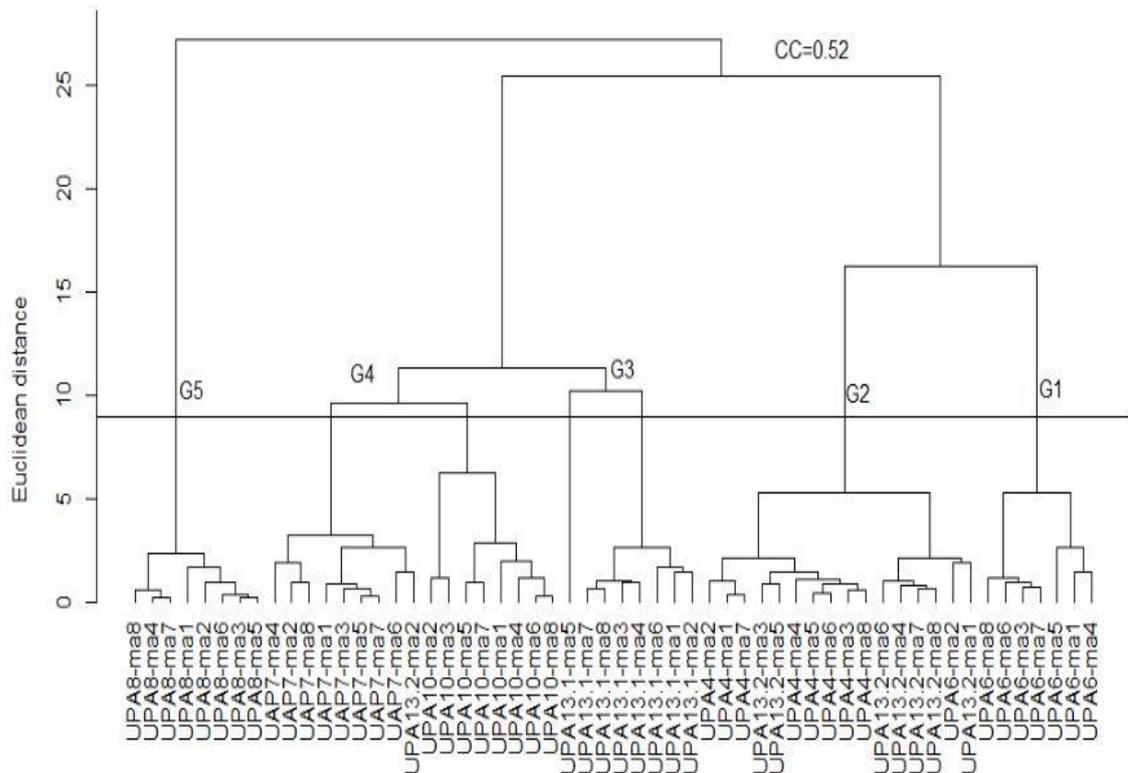


Figura 14: A análise de agrupamento pelo método de ligação Ward.D2 e coeficiente de similaridade Euclidiano, entre as unidades amostrais das diferentes áreas de estudo em relação ao valor do índice MSAVI dos anos de estudo. Coeficiente de Correlação Cofenética = 0,52.

Tanto a Análise de Componentes Principais (PCA) quanto o método de agrupamento hierárquico de Ward evidenciaram a formação de grupos com valores próximos de MSAVI entre áreas exploradas em que uma *distância próxima* entre dois mapas de arraste indicam resposta semelhante do MSAVI quanto à exploração florestal. Os resultados da análise PCA da média e erro padrão entre as diferentes áreas exploradas e testemunha na floresta da fazenda Rio Capim são mostrados na figura 15. As variações explicadas pelos eixos um e dois foram de 35,5% e 28%, respectivamente.

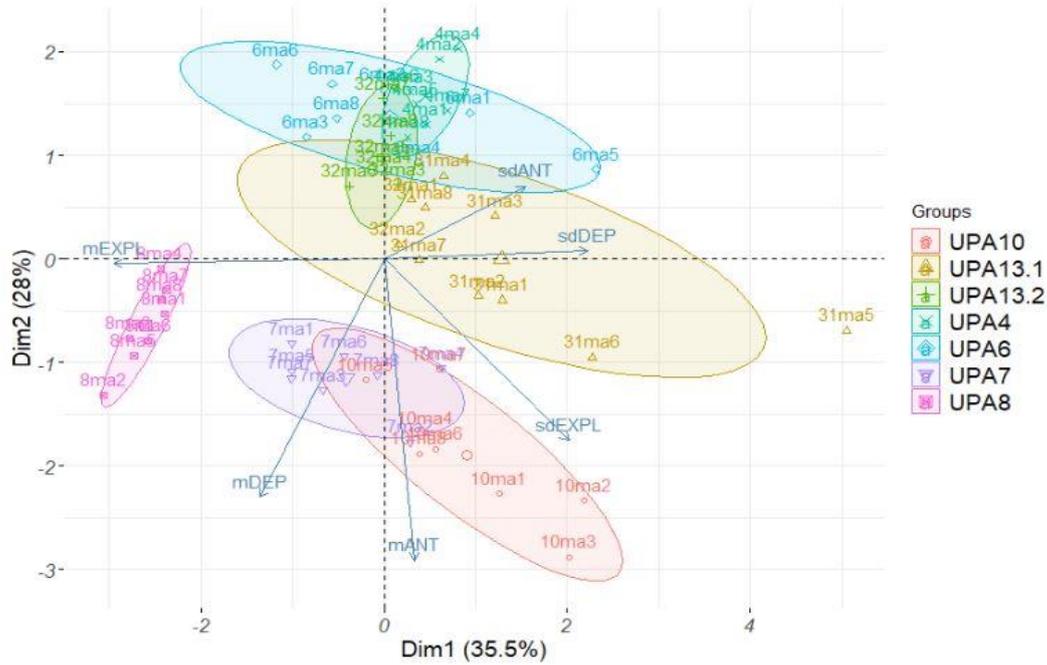


Figura 15: Decomposição em dois eixos da variação da média e do desvio padrão dos valores de MSAVI para as diferentes unidades amostrais.

Os índices de vegetação obtidos a partir do sensoriamento remoto ajudaram a compreender a dinâmica da exploração seletiva que ocorre ao longo do tempo em uma paisagem florestal. Os índices de vegetação obtidos mostram claramente um padrão de perturbação das florestas manejadas com padrões associados ao ano de exploração, o qual é diferente para cada UPA. As imagens de satélite permitiram analisar que o valor do MSAVI antes da exploração ainda não é atingido, com exceção do valor da mediana da UPA7 e UPA13.2; isto possivelmente devido as características de cada área. A floresta é um mosaico de pequenos habitats com diferentes composições florísticas e interação entre espécies e o ambiente (SCHMITT et al., 2020). De alguma forma estas áreas apresentaram, após a exploração, índices MSAVI próximos aqueles da floresta antes da exploração. Especificamente neste caso, as espécies presentes nestas áreas recuperaram rapidamente o dossel da floresta e mantiveram os mesmos valores de refletância ou de abertura de clareiras que tinham sido observados antes da exploração. Esse padrão tem semelhança no estudo feito por (TRITSCH et al., 2016) que identificaram vários tipos de perturbação nas áreas sob manejo florestal e áreas de extração ilegal no município de Paragominas; e, também foi identificado por LIMA et al.(2019) que compararam o desempenho dos dados Landsat-8 e Sentinel-2 para a detecção de extração seletiva de madeira em uma área localizada na Amazônia brasileira. Na presente análise, o Índice de Vegetação Ajustado do Solo (MSAVI) é um

estimador confiável para monitorar a recuperação de áreas sob manejo florestal, isto possivelmente corrobora com os resultados obtidos por Costa et al. (2019) que através de técnica de interpretação visual concluem que os impactos da exploração seletiva permanecem detectáveis em imagens Landsat de 1 a 3 anos após a exploração. Além disso, a análise pixel a pixel permitiu ver a variabilidade do índice nas três medições mostrando diferentes padrões de mudança no índice, para cada área explorada e testemunha ao longo dos anos selecionados para o estudo, isso mostra a eficácia dos índices de vegetação para monitoramento e predição de estimativas indiretas e de baixo custo (BOURGOIN et al., 2018).

4.2. Resultados do Aerolevanteamento com VANT e análise de custo

Os resultados da aplicação do VANT na fazenda do Rio Capim são apresentados na Tabela 13. Aqui se mostra as informações de cada aerolevanteamento feito na área de estudo, conseguindo atingir cobertura de 438 ha nas UPAs estudadas. Nas UTs selecionadas em cada UPA foram sobrevoados oito mapas de arraste (unidades amostrais) correspondentes a uma cobertura média de 55 ha para cada uma. O tempo de voo total foi de 122 minutos, utilizando apenas uma bateria para cada UT. O processamento de dados no laboratório foi em média de duas horas para cada UT. O anexo 1 mostra a totalidade dos aerolevanteamentos realizados em cada UT selecionada nas UPAs com seu respectivo mosaico de fotografias para a análise. Em três áreas se evidenciou a interferência das nuvens no momento do aerolevanteamento, sendo um fato que acontece na área de estudo com muita frequência.

Tabela 13: Parâmetros de cada uma das áreas que foram levantadas pelo VANT

Sítio	Área (ha)	Nr. de Imagens	Tempo (min)	Sobreposição horizontal (%)	Sobreposição vertical (%)	Altura (m)	Velocidade (m/s)	Resolução Aprox. (cm/px)	Formato imagem	Tempo de processamento (h)
UPA13UT5	59	148	14:24	80	80	250	15	7.5	JPG	2h15
UPA10UT18	53	156	15:12	80	80	250	15	7.5	JPG	2h10
UPA8UT8	58	165	17:04	80	80	250	15	7.5	JPG	2h12
UPA7UT14	56	158	16:38	80	80	250	15	7.5	JPG	2h10
UPA13UT40	51	142	14:29	80	80	250	15	7.5	JPG	2h08
UPA4UT4	52	149	14:19	80	80	250	15	7.5	JPG	2h10
UPA21UT13	52	229	16:05	80	80	250	15	7.5	JPG	2h10
UPA6UT81	57	171	15:42	80	80	250	15	7.5	JPG	2h13
Total	438	1318	122.73							17h47

A tabela 14, 15, e 16 mostra os resultados do fluxo de caixa com o objetivo de levantar 438 ha com VANT. O fluxo de fundos para a compra da imagem do satélite (tabela 17) E a tabela 18 mostra os valores do VPL para o cenário de monitorar 20.000 e 34.750 ha com VANT e calcular custos da compra de imagens de satélites de alta resolução (0,5 m). Os resultados indicam que neste caso de estudo é rentável o uso do VANT até o segundo cenário de 20.000 ha e para o terceiro cenário de 34.750,00 ha já não é rentável o uso do VANT (tabela 18).

Tabela 14. Fluxo de fundos para o levantamento de 438 ha por três anos

Anos	Custos (R\$)	Depreciação (R\$)
0	17.691,64	
1	3.009,58	1.404,00
2	3.099,97	1.404,00
3	3.195,45	1.404,00
Total	26.996,64	

Tabela 15. Fluxo de fundos para o levantamento de 20.000 ha por três anos

Anos	Custos (R\$)	Depreciação (R\$)
0	75.907,10	
1	65.106,39	1.404,00
2	68.692,83	1.404,00
3	72.481,19	1.404,00
Total	282.187,51	

Tabela 16. Fluxo de fundos para o levantamento de 34.750 ha por três anos

Anos	Custos (R\$)	Depreciação (R\$)
0	126.756,97	
1	118.819,11	1.404,00
2	125.303,22	1.404,00
3	132.297,23	1.404,00
Total	503.176,74	

Tabela 17. Fluxo de fundos para a compra e processamento da imagem de satélite

Anos	Custos (R\$)
0	118.812,64
1	118.812,64
2	118.812,64
3	118.812,64
Total	475.250,56

Tabela 18. VPL para os cenários de 438 ha, 20.000 ha e 34.750 ha. Valores de VPL e VPE em reais.

	Satélite	VANT Área 438 ha	VANT Área 20.000ha	VANT Área 34.750ha
VPL	R\$438.586,92	R\$25.390,36	R\$246.321,85	R\$438.856,43
VPE	R\$162.957,66	R\$ 10.209,84	R\$99.049,66	R\$163.057,80

A análise de viabilidade econômica se apoiou em antecedentes que mostram perdas econômicas potenciais pela ausência dessa tecnologia em áreas de manejo florestal (GUIMARÃES et al., 2020; PAUL BANU; FLORIAN BORLEA; BANU, 2016), tanto para combate da ilegalidade como para controle da exploração pelo proprietário de áreas sob concessão ou privadas (MONTEIRO, 2011; WALDHOFF; VIDAL, 2019). A análise realizada no VPL e no VPE indica rentabilidade do uso do VANT no primeiro e segundo cenário, respectivamente 438 e 20.000 ha de cobertura aérea, a exceção do terceiro cenário de 34.750 ha. O estudo foi baseado em análise da otimização simulando cenários com base em custos e tempo de mapeamento até chegar ao valor que a utilização do VANT já não é rentável (OLIVEIRA et al., 2020). Na área de manejo florestal foram feitos trabalhos semelhantes na avaliação da viabilidade econômica (HUMPHRIES et al., 2020; PIKETTY et al., 2015). Isto mostra que o emprego de VANT nas atividades de manejo florestal é economicamente viável em áreas menores a 34.750 ha, dado que o custo realizado é menor comparado a aquisição de imagens de satélite de alta resolução. Estes resultados têm concordância com o incremento de estudos que comparam e avaliam o uso de VANT e suas vantagens em termos de resolução espacial e temporal assim como o baixo custo (EASDALE et al., 2019; PAUL BANU; FLORIAN BORLEA; BANU, 2016); mas também se contrapõem aos resultados encontrados por MATESE et al. (2015) onde a análise de custos mostrou que a adoção da plataforma VANT é vantajosa para pequenas áreas e que existe um ponto de equilíbrio acima de cinco hectares, acima desse limite o satélite teria custo de imagem mais baixo.

4.3. Quantificação de abertura de dossel em área explorada

Para esta análise se fez sobrevoo com o VANT em área recém-explorada (figura 16). O resultado do classificador *Random Forest* permitiu determinar a área total de abertura de dossel de 10,17 ha, equivalente a 20% da área total levantada.

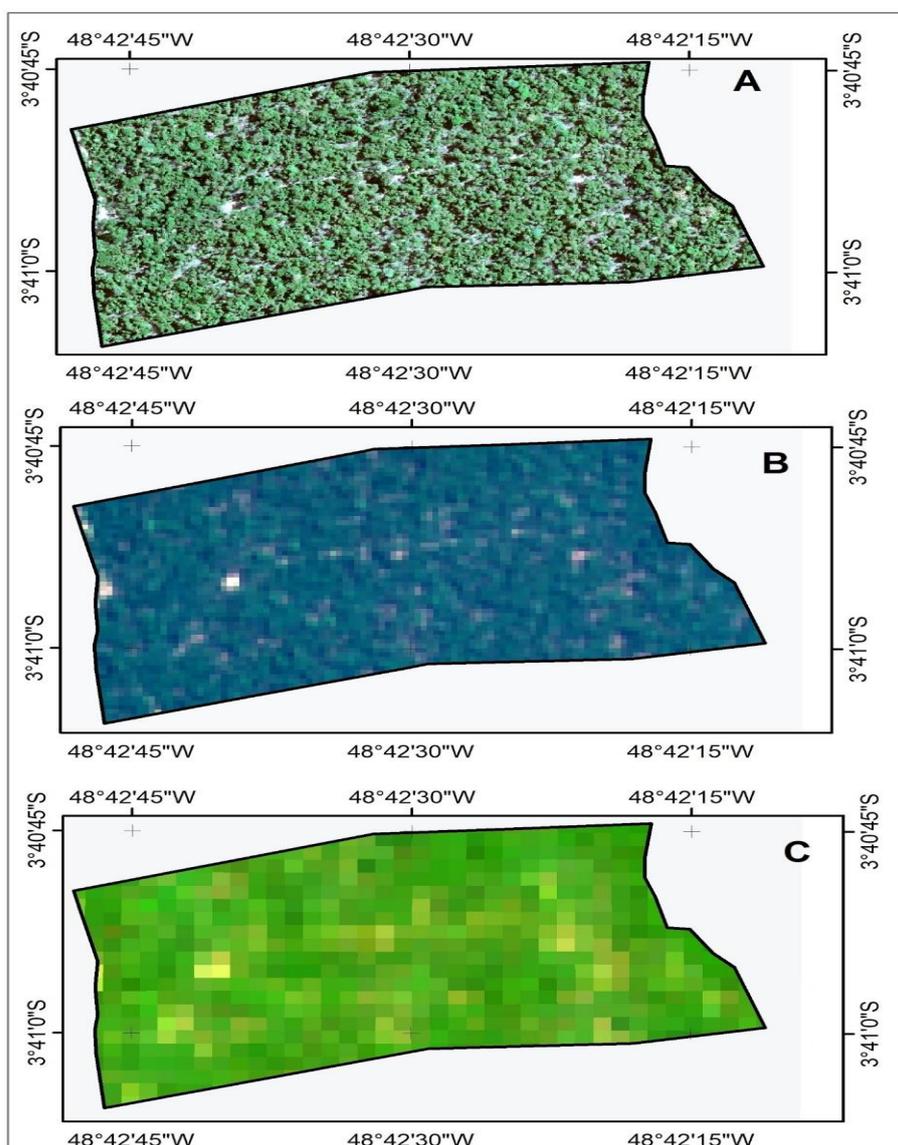


Figura 16: Detalhe da área de manejo florestal sustentável (MFS) UPA21UT13 mostrando: A) Imagem VANT bandas de composição de 3, 2 e 1 com resolução de 0,5m, B) Imagem Sentinel-2 bandas de composição 4, 3 e 2 com resolução de 10m, C) Imagem Landsat 8 bandas de composição 4, 3 e 2 com resolução de 30m.

Este valor foi comparado com os dados de imagem Sentinel-2 e Landsat-8; o resultado do índice MSAVIaf e da fracção de cobertura aplicado na imagens de satélite para estimar a área total de abertura de dossel foi de, respectivamente 10,5 ha e 11,48 ha, com um erro de 3,2% para a imagem Sentinel-2 e de 12,9% para Landsat-8, mostrando uma superestimação da área aberta por estes sensores (Figura 17).

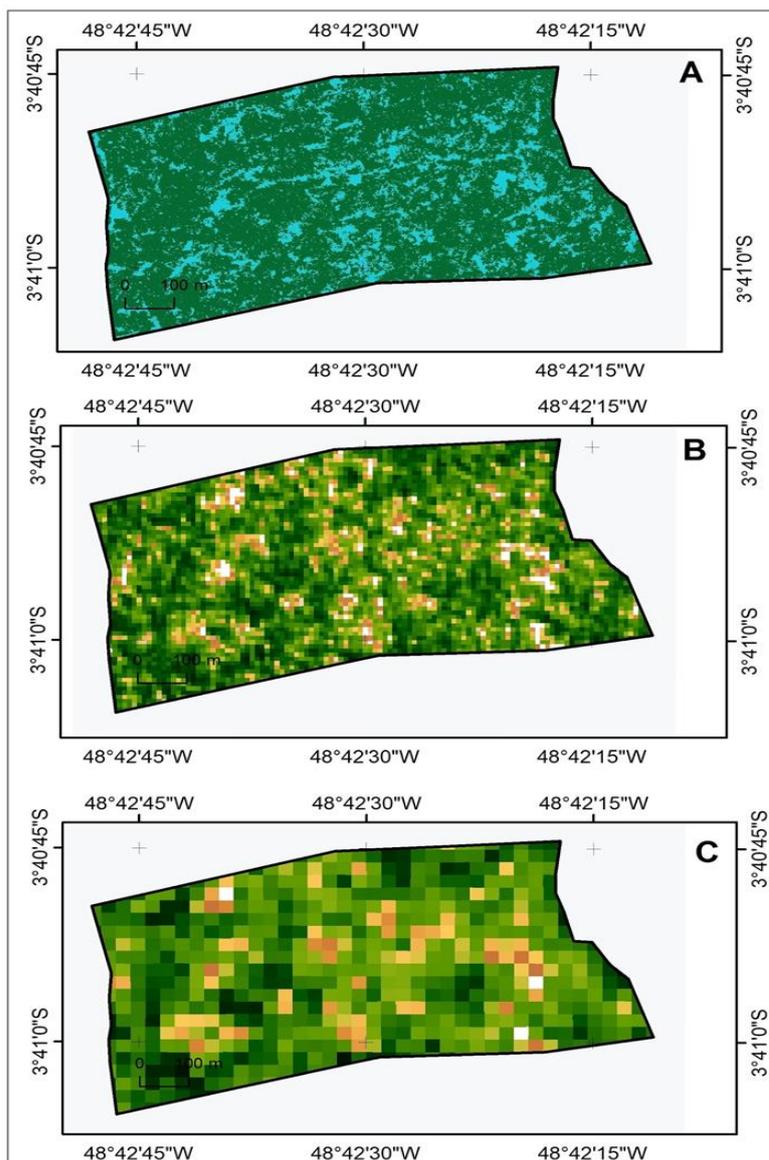


Figura 17: Resultado da abertura do dossel da floresta na área UPA21UT13.

Classificadas como áreas perturbadas são mostradas em azul, branco e laranja, para áreas não perturbadas em verde, A) para VANT, B) para Sentinel-2, C) para Landsat 8.

Além disso, aplicou-se a avaliação da acurácia global para o Sentinel-2 que foi de 91 % e para Landsat-8 de 83 %. O índice Kappa pra avaliar a concordância do VANT com o Sentinel-2 foi de $k=0,92$, considerado de acordo com Landis e Koch (1977) como quase perfeita e entre VANT e Landsat-8 foi de $k=0,66$. Neste caso ambos foram significativos, porém, o valor Kappa foi classificada como substancialmente mais baixo para Landsat-8 devido ao tipo de resolução espacial menor (30m) neste sensor remoto. A precisão *do produtor* para a classe perturbada foi de 6,7% para Landsat 8 e 0% para Sentinel-2. No entanto, a precisão *do produtor* para a classe sem perturbações

foi de 77% e 91% para Landsat 8 e Sentinel-2, respectivamente. A precisão do usuário foi de 94% e 91% para Landsat 8 e Sentinel-2, respectivamente. No entanto, para a classe perturbada apresentou diminuição para Sentinel-2 (91,43%) e para Landsat 8 (76,68%) como se mostra na tabela 19.

Tabela 19. Precisões de área para o mapa de distúrbio do dossel florestal obtido de Landsat (a) e Sentinel-2 (b). EC: Erro de comissão, EO: Erro de omissão e AG: Acurácia global

O resultado do uso do VANT na área de estudo mostra o grande potencial da ferramenta para obter imagens de alta resolução em áreas de manejo florestal, como já

(a)					
Landsat 8					
Classificação	Não perturbada	Perturbada	Total	Acurácia do usuário (%)	EC (%)
Não perturbada	0,47	0,029	0,46	94,29	5,71
Perturbada	0,143	0,400	0,54	73,68	28,57
Total	0,571	0,429	1,00		
Acurácia do produtor (%)	76,7	92,6			
EO (%)	23,26	92,59			
AG (%)	83				

(b)					
Sentinel-2					
Classificação	Não perturbada	Perturbada	Total	Acurácia do usuário (%)	EC (%)
Não perturbada	0,46	0,04	0,50	91,43	8,57
Perturbada	0,04	0,46	0,50	91,43	8,57
Total	0,42	0,58	1		
Acurácia do produtor (%)	91,43	91,43			
EO (%)	8,57	91,43			
AG (%)	91				

foi evidenciado por CHABOT (2018) e IIZUKA et al. (2018) que apresentam esta ferramenta e a sua aplicabilidade na área florestal, corroborando com o presente estudo por meio da obtenção de um mosaico de alta resolução com 0,50 m por pixel na avaliação da abertura do dossel em áreas sob exploração seletiva.

Quanto ao classificador *Random Forest*, que detecta e fornece valores extremos usando análise de proximidade e pode ser usado para aprendizado não-supervisionado (PAL, 2005), a sua precisão de classificação foi alta, e possui método descritivo para determinar a importância da variável e sua capacidade de modelar interações complexas entre variáveis preditoras (LAWRENCE; WOOD; SHELEY, 2006, BREIMAN, 2001).

Dois parâmetros foram inseridos no algoritmo RF: *ntree* (o número de árvores) e *mty* (o número de variáveis preditoras selecionadas aleatoriamente) (RODRIGUEZ-GALIANO et al., 2012). O pacote *Classifier* em GEE inclui o classificador *Random Forest* (BREIMAN, 2001) para classificação de imagem onde os usuários só precisam fornecer um valor de *ntree*, e o parâmetro *mty* não pode ser redefinido. Para este estudo, a precisão da classificação RF gerada no GEE foi convergente quando *ntree* = 30. Cinquenta *árvores* aumentaram ligeiramente a precisão com o mesmo tempo de execução. Assim, 50 *árvores* foram utilizadas para afinar o classificador RF. Isto permitiu utilizar a imagem obtida pelo VANT na plataforma Google Earth Engine e aplicar o algoritmo *Random Forest* para quantificar áreas abertas do dossel na área de estudo. O potencial deste classificador já foi identificado por PAOLINELLI REIS (2017) que fez o monitoramento de áreas de restauração por meio do processamento digital de imagens de uma câmera a bordo de VANT e de uma composição de dados LIDAR.

Com o uso de MSAVIaf, alguns estudos apresentaram bom desempenho na previsão da área de cobertura de copa florestal sob condições de fumaça, além de estimar a cobertura do dossel sob condições atmosféricas anômalas (MATRICARDI et al., 2010, 2013), assumindo que a faixa de ondas curtas a 2,1 μm é menos afetada pelos aerossóis do que a faixa vermelha (MATRICARDI et al., 2010). Além disso também se observou que o uso de índices de vegetação e o uso do classificação supervisionada como o classificador RF mostrou bom desempenho em áreas de florestas tropicais (COULTER et al., 2016; MU et al., 2020); assim como também o classificador pode integrar a combinação de dos fontes de sensores para melhorar a acurácia global da classificação em áreas onde as nuvens são uma limitação com o uso de sensores óticos (TAVARES et al., 2019).

5. CONCLUSÕES

As imagens obtidas da Plataforma Google Earth Engine se mostraram eficientes e com potencial de detecção de distúrbios na floresta, já que são imagens retificadas geométrica e atmosféricamente e a interface *on-line* de trabalho processa grandes volumes de informação em pouco tempo.

A extração de informações a partir do índice MSAVI associada as análises de estatística multivariada mostrou bom resultado como alternativa para o monitoramento da recuperação de áreas sob exploração florestal.

O índice MSAVIaf mostrou também bons resultados na quantificação de áreas descobertas em áreas sob exploração florestal como metodologia para o controle e monitoramento das áreas sob manejo florestal.

O emprego de VANT nas atividades de Manejo Florestal é economicamente viável, dado que o custo é menor comparado à aquisição de imagens de satélite de alta resolução, até o limite de área monitorada de 34.750 ha, evitando problemas de imagens com nuvens e contribuindo para melhorar o controle do manejo florestal.

Um fator que deve ser observado no uso de imagens obtidas pelo VANT é a presença de nuvens na região de sobrevoo. O mosaico obtido pela aeronave possibilitou melhor nitidez e consequente identificação das áreas exploradas em comparação com as imagens obtidas do satélite Sentinel-2 e Landsat-8.

A quantificação de impacto através de imagens é dependente de vários fatores como presença de nuvens ou relacionados ao processamento das imagens, resolução espacial e temporal, mas também às condições locais da área de estudo, que favorecem ou não o mapeamento.

Contribuições desta pesquisa:

Atualmente, as técnicas de detecção e mapeamento do corte seletivo são limitadas pela baixa resolução 30 m dos dados utilizados de Landsat, evidenciando o uso potencial do VANT para monitorar e controlar estas atividades.

Essa pesquisa contribui ao desenvolvimento de metodologias para o monitoramento das concessões florestais e para áreas privadas, tanto empresariais como comunitárias e familiares. Os resultados aqui obtidos têm importância local e regional, dado que o manejo florestal é uma atividade humana geradora de renda e se estende por grande parte da região amazônica, e nem sempre se faz com responsabilidade e sustentabilidade.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGISOFTLLC. **Agisoft PhotoScan User Manual : Professional Edition, Version 1.2.** Disponível em: <<http://www.agisoft.com/downloads/user-manuals/>>. Acesso em: 17 out. 2019.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil.

Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ASNER, G. P. et al. 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.

BALÉE, W.; ERICKSON, C. L. **Time and Complexity in Historical Ecology**, 2006.

BARNABY, F. Our Common Future: The " Brundtland Commission" Report. **JSTOR**, 1987.

BLASER, J. et al. The Status of Tropical Forest Management 2011 ITTO Technical Series No 38, **International Tropical Timber Organisation, Yokohama Japan**, 2011.

BRASIL. **Lei n. 5173, de 27 de outubro de 1966**, 1966.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente/RESOLUÇÃO CONAMA/MMA 378/2006**. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/pnf/_arquivos/rs_conama_378_2006.pdf>. Acesso em: 14 out. 2019a.

BRASIL. **Decreto 5975 de 30 de novembro de 2006. Regulamenta os arts. 12, parte final, 15, 16, 19, 20 e 21 da Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965, o art. 4o, inciso III, da Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981, o art. 2o da Lei no 10.650, de 16 de abril de 2006**. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Decreto/D5975.htm>.

BRASIL. **Lei nº 11.284 de 02 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável e dá outras providências**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11284.htm>.

BRASIL. **Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Novo Código Florestal**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>.

BREIMAN, L. Random Forests. **transparencias. Statistics**, v. 45, n. 1, p. 1–33, 2001.

BUCK, A. C. The Significance of the Prostate in Urinary Tract Infection in the Male: BOURGOIN, C. et al. The Potential of Multisource Remote Sensing for Mapping the Biomass of a Degraded Amazonian Forest. **Forests**, v. 9, n. 6, p. 303, 29 maio 2018.

BISHOP, Y. M. M. et al. Discrete Multivariate Analysis: Theory and Practice. **Applied Psychological Measurement**, v. 1, n. 2, p. 297–306, mar. 1975.

BOHLIN, J.; WALLERMAN, J.; FRANSSON, J. E. S. **Forest variable estimation using photogrammetric matching of digital aerial images in combination with a high-resolution DEM**. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 27, n. 7, p. 692–699, out. 2012.

COSTA, O. et al. Selective Logging Detection in the Brazilian Amazon. **SciELO Brasil**, 2019.

CONGALTON, R.; GREEN, K. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. 2019.

Disorders of Micturition in Bacterial Prostatitis. **Journal of the Royal Society of Medicine**, v. 68, n. 8, p. 508–511, 1975.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversityGlobal. **Change Biology** Blackwell Publishing Ltd, , 1 jan. 2016.

CARDOSO, D., SOUZA JR., C. Sistema de Monitoramento da Exploração Madeireira (Simex): Estado do Pará 2016-2017 - **Imazon**. Disponível em: <<https://imazon.org.br/publicacoes/sistema-de-monitoramento-da-exploracao-madeireira-simex-estado-do-para-2016-2017/>>. Acesso em: 21 ago. 2019.

CIMOLI, E. et al. **Application of Low-Cost UASs and Digital Photogrammetry for High-Resolution Snow Depth Mapping in the Arctic**. *Remote Sensing*, v. 9, n. 11, p. 1144, 7 nov. 2017.

CHAPIN, F. S. et al. **Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet** *Trends in Ecology and Evolution*, abr. 2010.

CHABOT, D. Trends in drone research and applications as the Journal of Unmanned Vehicle Systems turns five. **Journal of Unmanned Vehicle Systems**, v. 6, n. 1, p. vi–xv, mar. 2018.

COLLINS, S. L. et al. An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 2011.

COLOMINA, I.; MOLINA, P. Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: **A review** *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271614000501>>. Acesso em: 17 out. 2019

COULTER, L. L. et al. Classification and assessment of land cover and land use change in southern Ghana using dense stacks of Landsat 7 ETM+ imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 184, p. 396–409, 1 out. 2016.

DEPUTADOS, P. **Legislação Informatizada - DECRETO Nº 73.684, DE 19 DE FEVEREIRO DE 1974**. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1970-1979/decreto-73684-19-fevereiro-1974-421999-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em: 30 nov. 2019.

DEFRIES, RUTH S., et al. "A new global 1-km dataset of percentage tree cover derived from remote sensing." *Global Change Biology* 6.2 (2000): 247-254.

DINIZ, C. G. et al. DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, v. 8, n. 7, p. 3619–3628, 1 jul. 2015.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, v. 67, n. 3, p. 345–366, 1997.

EASDALE, M. H. et al. Complementing satellites and unmanned aerial vehicles for rangeland assessment in patagonia. *Ecologia Austral*, v. 29, n. 3, p. 306–314, 1 dez. 2019.

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B. et al. **Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon forest carbon balance.** *Nature Communications*, v. 5, 2014.

FAO. *La Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2000.* p. 68, 2000.

FAO. **Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal. Estudio FAO Montes n.º 163.** 2010.

FAO. **EVALUACIÓN DE LOS RECURSOS FORESTALES MUNDIALES 2015.** Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i4793s.pdf>>. Acesso em: 14 out. 2019.

FEARNSIDE, P. Deforestation of the Brazilian Amazon. In: **Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science.** [s.l.] Oxford University Press, 2017.

FIELDING, R. T.; TAYLOR, R. N. Principled Design of the Modern Web Architecture. *ACM Transactions on Internet Technology*, v. 2, n. 2, p. 115–150, 1 maio 2002.

FLEGT. **What is FLEGT.** 2003. Disponível em: <<http://www.euflegt.efi.int/what-is-flegt>>. Acesso em: 14 out. 2019.

GARCÍA-FERNÁNDEZ, C.; RUIZ-PÉREZ, M.; WUNDER, S. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics? *Forest Ecology and Management*, v. 256, n. 7, p. 1468–1476, 20 set. 2008.

GARDNER, T. A. et al. **Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world.** *Ecology Letters*, v. 12, n. 6, p. 561–582, 1 jun. 2009.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. **What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence.** *LUCC International Project Office.* 2001. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/095937809090005T>>. Acesso em: 16 out.

2019.

GUIMARÃES, N. et al. **Forestry remote sensing from unmanned aerial vehicles: A review focusing on the data, processing and potentialities** *Remote Sensing MDPI AG*, 1 mar. 2020. Disponível em: <www.mdpi.com/journal/remotesensing>. Acesso em: 8 mar. 2021

GONZÁLEZ-JARAMILLO, V.; FRIES, A.; BENDIX, J. AGB estimation in a tropical mountain forest (TMF) by means of RGB and multispectral images using an unmanned aerial vehicle (UAV). **Remote Sensing**, v. 11, n. 12, 1 jun. 2019.

GUTMAN, G., & IGNATOV, A. The derivation of the green vegetation fraction from NOAA/AVHRR data for use in numerical weather prediction models. **International Journal of remote sensing**, 19(8), 1533-1543.1998.

HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 15 nov. 2013.

HEINSDIJK, D. Forest Inventory: Report to the Government of Brazil. **FAO**, p. 24, 1966.

HUMPHRIES, S. et al. Are community-based forest enterprises in the tropics financially viable? Case studies from the Brazilian Amazon. **Elsevier**, 2012.

HUMPHRIES, S. et al. Searching for win-win forest outcomes: Learning-by-doing, financial viability, and income growth for a community-based forest management cooperative in the Brazilian Amazon. **World Development**, v. 125, p. 104336, 1 jan. 2020.

IBGE. **Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pevs/quadros/brasil/2018>>. Acesso em: 26 nov. 2019.

IIZUKA, K. et al. Estimating Tree Height and Diameter at Breast Height (DBH) from Digital surface models and orthophotos obtained with an unmanned aerial system for a Japanese Cypress (*Chamaecyparis obtusa*) Forest. **Remote Sensing**, v. 10, n. 1, 2018.

IMAZON, G. **BOLETIM DO DESMATAMENTO DA AMAZÔNIA LEGAL (JULHO 2019) SAD**. Disponível em: <<https://imazongeo.org.br/#/>>. Acesso em: 22 ago. 2019.

INPE. **A estimativa da taxa de desmatamento por corte raso para a Amazônia Legal em 2019 é de 9.762 km²**. Disponível em: <http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5294>. Acesso em: 3 dez. 2019.

IORIS, E. M. Na trilha do manejo científico da floresta tropical: indústria madeireira e florestas nacionais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**,

v. 3, n. 3, p. 289–309, dez. 2008.

ITTO AND OTCA. **Crterios e indicadores de sostenibilidad del bosque amaznico**. 2014.

JASINSKI, M. F. **Estimation of subpixel vegetation density of natural regions using satellite multispectral imagery**. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 34(3), 804-813.1996.

JARI, O. et al. Vegan: **Community Ecology Package**. R package version 2.2-6. 2019.

KASSAMBARA, A.; ANALYSES, F. M. MULTIVARIATE DATA; 2017, U. **Package “factoextra” Type Package Title Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses**. Disponvel em: <<https://github.com/kassambara/factoextra/issues>>. Acesso em: 9 jun. 2020.

KENNEDY, R. E.; YANG, Z.; COHEN, W. B. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr - Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, v. 114, n. 12, p. 2897–2910, 15 dez. 2010.

LAMBIN, E.; GEIST, H.; LEPERS, E. D Ynamics of L and -U Se and L and -C Over C Hange in T Ropical R Egions. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, n. 1, p. 205–241, nov. 2003.

LAURANCE, W. F. et al. **The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation****Biological Conservation**, jan. 2011. Disponvel em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320710004209>>. Acesso em: 14 out. 2019

LAWRENCE, R. L.; WOOD, S. D.; SHELEY, R. L. **Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest)**. *Remote Sensing of Environment*, v. 100, n. 3, p. 356–362, 2006.

LINDQUIST, E. et al. **Cambio de uso de las tierras forestales mundiales 1990–2005****FAO y JRC 2012**. 2012. Disponvel em: <<http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=sibur.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=018065>>. Acesso em: 14 out. 2019.

LIMA, T. A. et al. Comparing Sentinel-2 MSI and Landsat 8 OLI Imagery for Monitoring Selective Logging in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, v. 11, n. 8, p. 961, 22 abr. 2019.

MAS, J. F. et al. Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks. **Environmental Modelling and Software**, v. 19, n. 5, p. 461–471, 2004.

MABBERLEY, D. Tropical rain forest ecology. 2. ed. [s.l.] Blackie and Son Limited,

1992.

MATESE, A. et al. Intercomparison of UAV, Aircraft and Satellite Remote Sensing Platforms for Precision Viticulture. **Remote Sensing**, v. 7, n. 3, p. 2971–2990, 13 mar. 2015.

MATRICARDI, E. A. T. et al. Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 5, p. 1117–1129, 2010.

MIRIJOVSKÝ, J.; LANGHAMMER, J. Multitemporal monitoring of the morphodynamics of a mid-mountain stream using UAS photogrammetry. **Remote Sensing**, v. 7, n. 7, p. 8586–8609, 2015.

MORALES-HIDALGO, D.; OSWALT, S. N.; SOMANATHAN, E. Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 68–77, 2015.

MONTEIRO, L. **OS CONTRATOS DE CONCESSÃO DE FLORESTAS PÚBLICAS NO PARÁ: UMA ANÁLISE CRÍTICA E PROPOSIÇÕES PARA A GESTÃO SUSTENTÁVEL**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br/jspui/bitstream/2011/9899/1/Dissertacao_ContratosConcessaoFlorestas.pdf>. Acesso em: 8 mar. 2021.

ONG, S. P. et al. The Materials Application Programming Interface (API): A simple, flexible and efficient API for materials data based on REpresentational State Transfer (REST) principles. *Computational Materials Science*, v. 97, p. 209–215, 1 fev. 2015.

OLIVEIRA, G. S. et al. Análise de rentabilidade e risco de investimentos, com ênfase em reflorestamentos da região sul do Brasil: Uma revisão de literatura". **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 2776–2791, 17 jan. 2020.

PARÁ. **Licenças de PMFS (Plano de Manejo Florestal Sustentável)**. Disponível em: <<https://monitoramento.semas.pa.gov.br/agendaVerde/#/licencasPMFS>>. Acesso em: 14 out. 2019.

PAOLINELLI REIS, B. **Monitoramento De Áreas De Restauração Florestal E Geração De Recomendações De Manejo Adaptativo Através De Imagens Obtidas Por Vant E Lidar**. Universidade Federal de Viçosa, 14 jul. 2017.

PAUL BANU, T.; FLORIAN BORLEA, G.; BANU, C. The Use of Drones in Forestry. **Journal of Environmental Science and Engineering B**, v. 5, p. 557–562, 2016.

PERES, C. A. et al. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2314–2327, out. 2010.

- PINAGÉ, E. R.; MATRICARDI, E. A. T. **Detecção da infraestrutura para exploração florestal em Rondônia utilizando dados de sensoriamento remoto.** *Floresta e Ambiente*, v. 22, n. 3, p. 377–390, 2015.
- PIKETTY, M.-G. et al. Annual Cash Income from Community Forest Management in the Brazilian Amazon: Challenges for the Future. *Forests*, v. 6, n. 12, p. 4228–4244, 20 nov. 2015.
- POORE, D. **Changing landscapes: The development of the International Tropical Timber Organization and its influence on tropical forest management.** London: Earthscan, 2003.
- PUTZ, F. E. et al. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, v. 256, n. 7, p. 1427–1433, 20 set. 2008.
- QI, J. et al. **Improved selective logging detection with Landsat images in tropical regions.** International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS). *Anais...*2002. Acesso em: 2 jun. 2020
- R CORE TEAM. **R:A language and environment for statistical computing.** *R Foundation for Statistical Computing* Viena. Áustria, 2018. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>. Acesso em: 23 out. 2019
- RODRIGUES, T. et al. **Caracterização e classificação dos solos do município de Paragominas, Estado do Pará. - Portal Embrapa.** 2003. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/408067/caracterizacao-e-classificacao-dos-solos-do-municipio-de-paragominas-estado-do-para>>. Acesso em: 9 out. 2019.
- RODRIGUEZ-GALIANO, V. F. et al. An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 67, n. 1, p. 93–104, 1 jan. 2012.
- ROY, D. P. et al. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment*, v. 145, p. 154–172, 5 abr. 2014.
- ROY, D. P. et al. Remote Sensing Letters Best practices for the reprojection and resampling of Sentinel-2 Multi Spectral Instrument Level 1C data. *Remote Sensing Letters*, v. 7, n. 11, p. 1023–1032, 2016.
- RYAN, J. C. et al. Repeat UAV photogrammetry to assess calving front dynamics at a large outlet glacier draining the Greenland Ice Sheet. *The Cryosphere Discussions*, v. 8, n. 2, p. 2243–2275, 2014.
- SABOGAL, C. et al. Diretrizes técnicas de manejo para produção madeireira mecanizada em florestas de terra firme na Amazônia brasileira. 2009.

SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 243, n. 2–3, p. 199–209, 31 maio 2007.

SIQUEIRA, T. Desenvolvimento sustentável: antecedentes históricos e propostas para a Agenda 21. 2001.

SOUZA, C. M.; ROBERTS, D. A.; COCHRANE, M. A. Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. **Remote Sensing of Environment**, v. 98, n. 2–3, p. 329–343, 2005.

SOUZA, J. M.; ROBERTS, D. Mapping forest degradation in the Amazon region with Ikonos images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. 3, p. 425–429, 10 fev. 2005.

STEFFEN, W. et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 1259855–1259855, 13 fev. 2015.

SCHMITT, S. et al. Topography consistently drives intra- and inter-specific leaf trait variation within tree species complexes in a Neotropical forest. *Oikos*, v. 129, n. 10, p. 1521–1530, 8 out. 2020.

TAVANI, R. et al. **Case Studies On Measuring And Assessing Forest Degradation Measuring And Monitoring Forest Degradation Through National Forest Monitoring Assessment**. 2009. Disponível em: <www.fao.org/forestry/fra>. Acesso em: 26 nov. 2019.

TMFO. **Home**. Disponível em: <<https://www.tmfo.org/>>. Acesso em: 18 out. 2019.

TRITSCH, I. et al. Multiple patterns of forest disturbance and logging shape forest landscapes in Paragominas, Brazil. **Forests**, v. 7, n. 12, 2016.

TUKEY, J. W. Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*, v. 5, n. 2, p. 99, jun. 1949.

UN-WCED. **Our Common Future. Technical report, ONU**. Brutland: 1987.

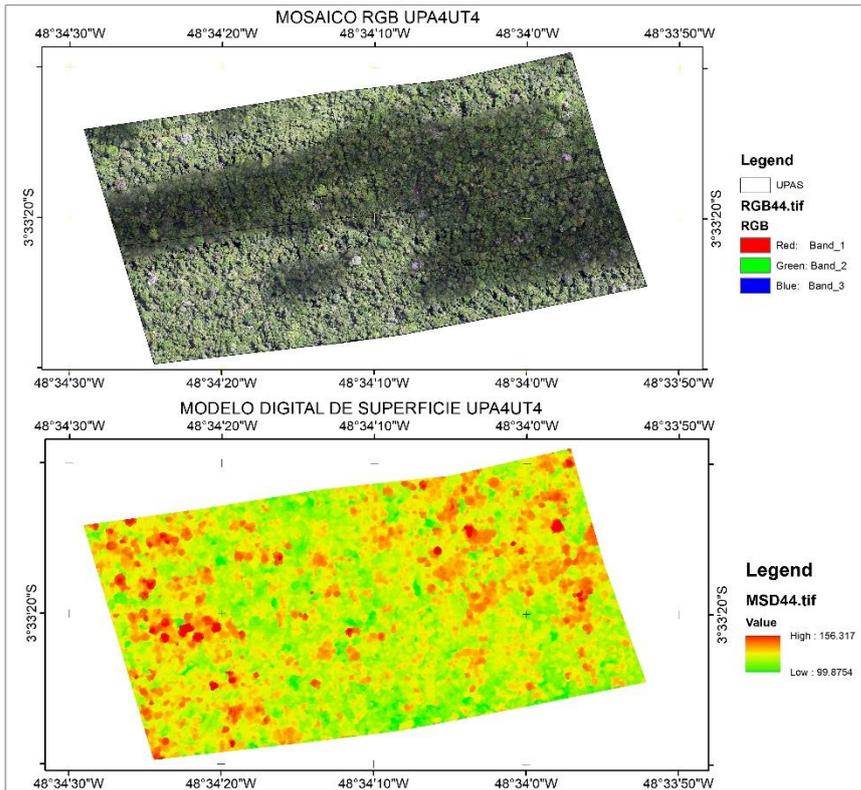
VANDER JAGT, B. et al. Snow depth retrieval with UAS using photogrammetric techniques. **Geosciences (Switzerland)**, v. 5, n. 3, p. 264–285, 2015.

WALDHOFF, P.; VIDAL, E. From illegality to forest certification: Case study of community based forest management in down Amazonas. **Ciencia Florestal**, v. 29, n. 4, p. 1748–1762, 2019.

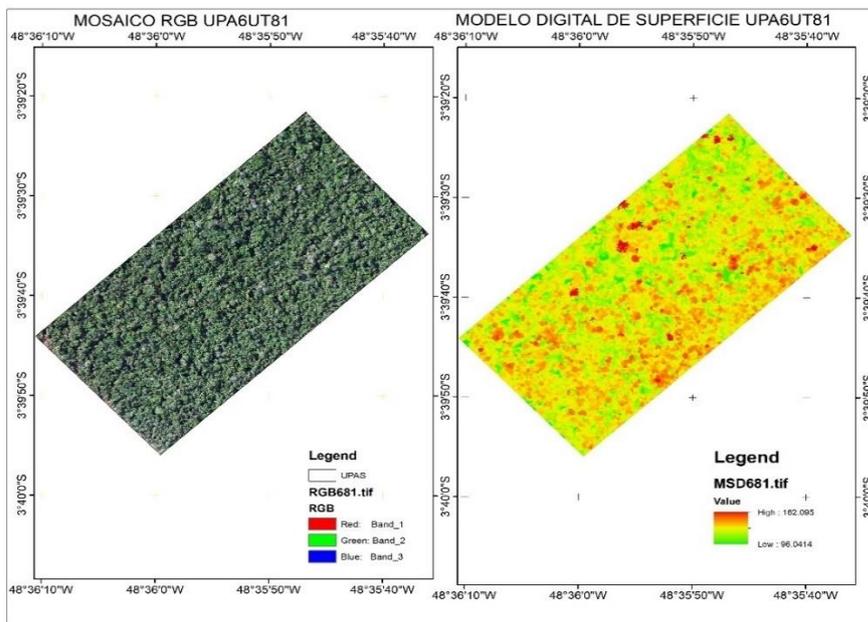
WHITMORE, T. C. An introduction to tropical rain forests. [s.l.] Clarendon Press, 1990. v. 2

ZENG, X., DICKINSON, R. E., WALKER, A., SHAIKH, M., DEFRIES, R. S., & QI, J. Derivation and evaluation of global 1-km fractional vegetation cover data for land modeling. *Journal of Applied Meteorology*, 39(6), 826-839.2000.

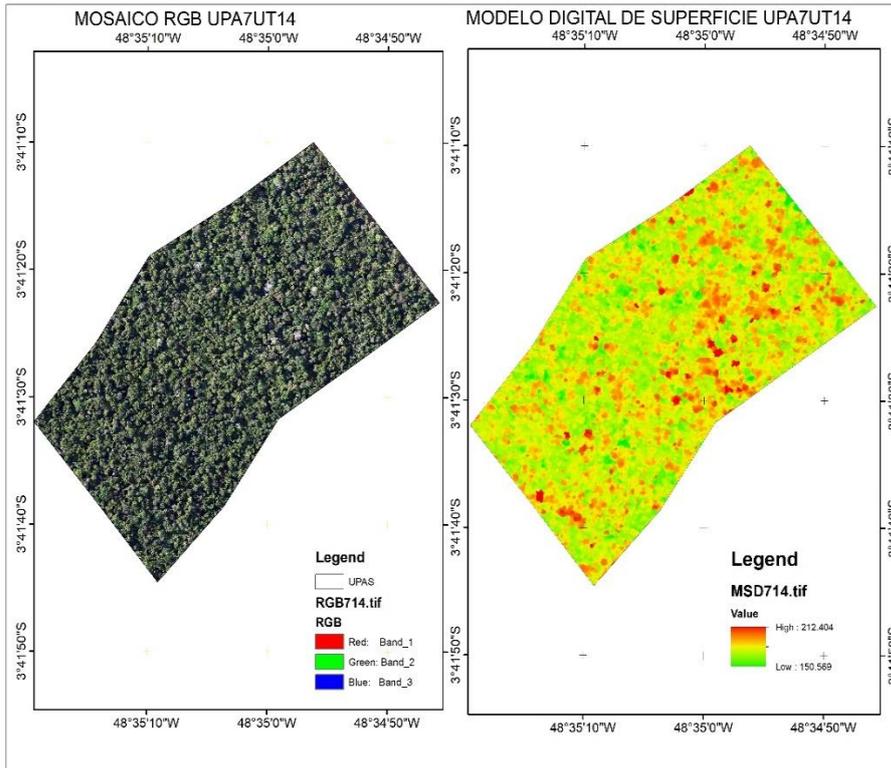
O anexo 1 mostra a totalidade dos aerolevantamentos realizados em cada UT selecionada nas UPAS com seu respectivo mosaico de fotografias



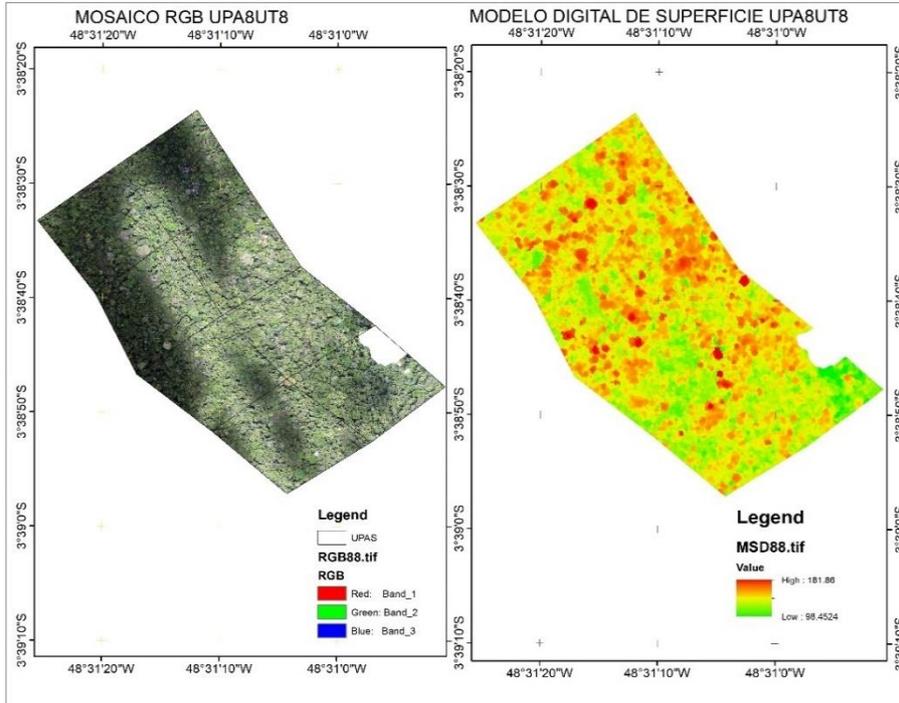
Mosaico RGB da UPA4UT4 e seu respectivo Modelo de Superfície Digital obtido pelo Vant



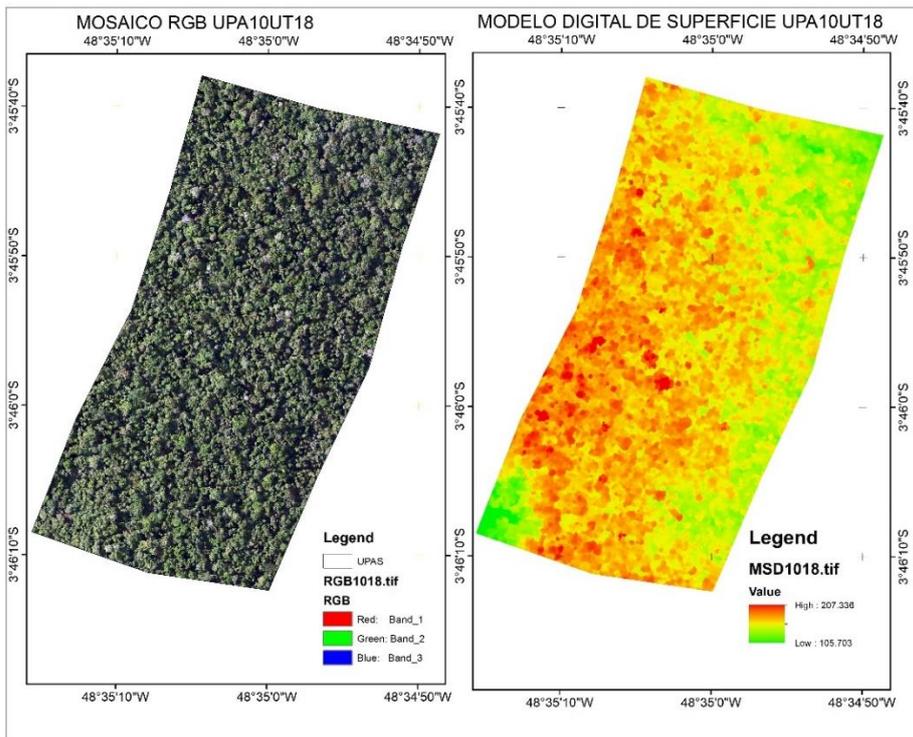
Mosaico RGB da UPA6UT81 e seu respectivo Modelo de Superfície Digital obtido pelo Vant



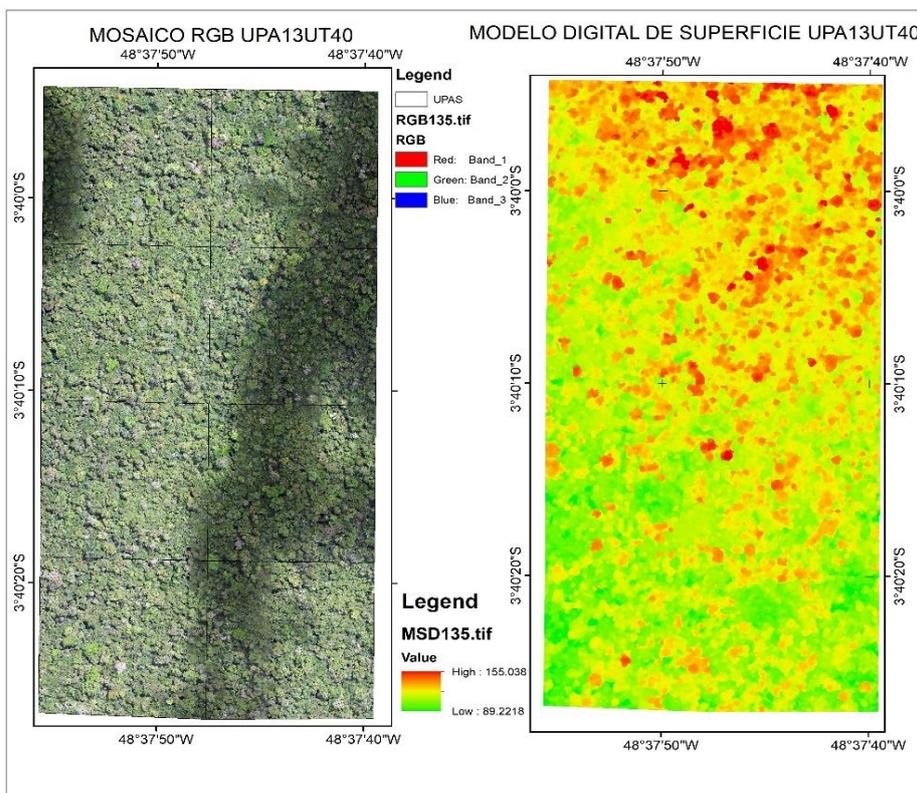
Mosaico RGB da UPA7UT14 e seu respectivo Modelo de Superfície Digital obtido pelo Vant



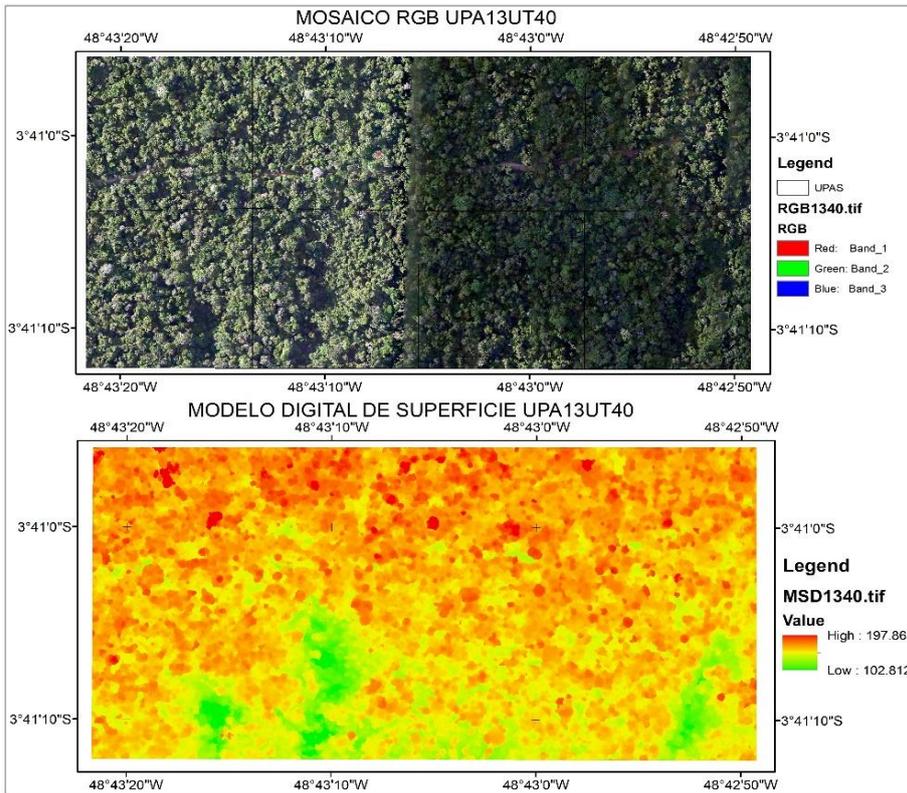
Mosaico RGB da UPA8UT8 e seu respectivo Modelo de Superfície Digital obtido pelo Vant



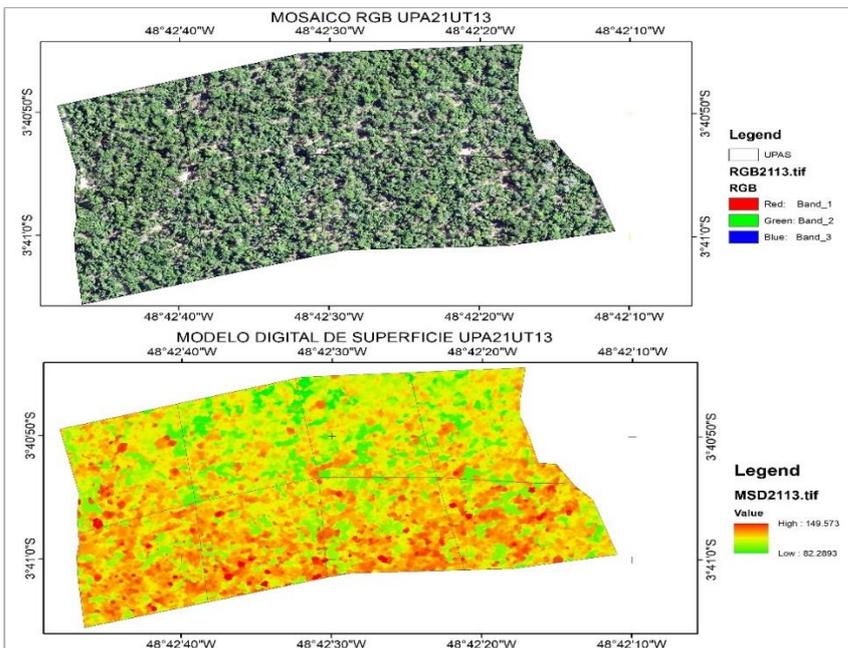
Mosaico RGB da UPA10UT18 e seu respectivo Modelo de Superfície Digital obtido pelo Vant



Mosaico RGB da UPA13UT5 e seu respectivo Modelo de Superfície Digital obtido pelo Vant



Mosaico RGB da UPA13UT40 e seu respectivo Modelo de Superfície Digital obtido pelo Vant



Mosaico RGB da UPA21UT13 e seu respectivo Modelo de Superfície Digital obtido pelo Vant

<https://code.earthengine.google.com/55996626d120f0bd6015c4a7ae41854f>