

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

BRÍGIDA PAULINO DA COSTA

APLICAÇÃO DA FITOSSOCIOLOGIA E IMAGENS ESPACIAIS OBTIDAS POR
DRONE NO MONITORAMENTO DE ÁREAS REABILITADAS APÓS ATIVIDADES DE
MINERAÇÃO

VOLTA REDONDA
2024

BRÍGIDA PAULINO DA COSTA

**APLICAÇÃO DA FITOSSOCIOLOGIA E IMAGENS ESPACIAIS OBTIDAS POR
DRONE NO MONITORAMENTO DE ÁREAS REABILITADAS APÓS
ATIVIDADES DE MINERAÇÃO.**

Exame de defesa apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental

Orientador (a): Prof. Dr. Welington Kiffer de Freitas

Volta Redonda, RJ
2024

Ficha catalográfica automática - SDC/BEM
Gerada com informações fornecidas pelo autor

D111a Da Costa, Brígida Paulino
APLICAÇÃO DA FITOSSOCIOLOGIA E IMAGENS ESPACIAIS OBTIDAS POR
DRONE NO MONITORAMENTO DE ÁREAS REABILITADAS APÓS ATIVIDADES
DE MINERAÇÃO / Brígida Paulino Da Costa. - 2024.
114 f.: il.

Orientador: Wellington Kiffer De Freitas.
Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense,
Escola de Engenharia Industrial e Metalúrgica de Volta
Redonda, Volta Redonda, 2024.

1. Geotecnologias. 2. Monitoramento ambiental. 3.
Recuperação de áreas degradadas. 4. Produção intelectual.
I. De Freitas, Wellington Kiffer, orientador. II. Universidade
Federal Fluminense. Escola de Engenharia Industrial e
Metalúrgica de Volta Redonda. III. Título.

CDD - XXX

BRÍGIDA PAULINO DA COSTA

APLICAÇÃO DA FITOSSOCIOLOGIA E IMAGENS ESPACIAIS OBTIDAS POR DRONE NO MONITORAMENTO DE ÁREAS REABILITADAS APÓS ATIVIDADES DE MINERAÇÃO.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental

Aprovada em 10 de junho de 2024.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **WELINGTON KIFFER DE FREITAS**
Data: 21/06/2024 18:33:39-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. Wellington Kiffer de Freitas– UFF
Orientador(a)

Documento assinado digitalmente
 **ELIANE DA SILVA CHRISTO**
Data: 24/06/2024 20:13:05-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof.(a). Dr.(a) Eliane da Silva Christo– UFF

Documento assinado digitalmente
 **AMILCAR WALTER SAPORETTI JUNIOR**
Data: 04/07/2024 13:55:33-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. Amilcar Walter Saporetti Junior – IF Sul de Minas

Volta Redonda
2024

Como não poderia ser de outra forma,
dedico esse trabalho a meus tios Cristina e Marcos,
por todo investimento, apoio e incentivo na minha
educação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família que desde o princípio me orientou que a educação é o melhor caminho, agradeço pelo amor incondicional que me foi dado, pelo apoio e incentivo que motivou e me determinou a cursar este Mestrado.

Agradeço ao meu orientador, professor Welington Kiffer pelo aceite ao convite e também pelos conhecimentos e orientações compartilhadas, pela prontidão e apoio em todo o processo da pesquisa que foi realizada. Agradeço por ter confiado no meu projeto e na minha capacidade de execução.

Agradeço ao senhores José Carlos Franco e João Batista que foram extremamente importantes para o andamento da pesquisa, agradeço de coração todos os dias que eles se disponibilizaram para realizarmos os campos e por todo conhecimento de identificação botânica que me foram passados para enriquecer essa pesquisa.

Agradeço a Alcoa/CGM, e principalmente aos meus gestores ao longo do mestrado, primeiramente ao Jaime Eleutério, que acreditou e confio em mim e no projeto de pesquisa e ao André Teixeira e Fernanda Ferrante por terem comprado a ideia, me dado os recursos necessários e me impulsionado para que a defesa pudesse acontecer.

Agradeço a Gabrielly Faria, por ter puxado minha orelha e incentivado nos momentos que mais precisei.

Agradeço a UFF e todo seu corpo docente por ter me passado conhecimento e incentivo a pesquisa.

“Como é misterioso o tempo”.
Albus Dumbledore

RESUMO

O uso de drones com sensores embarcados tem crescido significativamente na última década, proporcionando excelentes resultados no monitoramento ambiental. Diante da crescente demanda por adequação ambiental e restauração de áreas degradadas, especialmente em atividades de mineração, que são altamente impactantes aos recursos naturais e afetam profundamente a resiliência dos ecossistemas terrestres, este estudo se torna relevante. Muitas áreas mineradas não são recuperadas de forma eficaz a ponto de restabelecer uma parte significativa da biodiversidade e dos serviços ambientais. Neste contexto, o presente estudo visa avaliar aspectos fitossociológicos em áreas recuperadas com espécies nativas após a extração de bauxita em diferentes anos. Para isso, foram comparados parâmetros estruturais da vegetação com índices de vegetação (IV) obtidos através do uso de drones. Utilizou-se o índice de vegetação NDVI para determinar o coeficiente de correlação com a cobertura vegetal em diferentes anos. A pesquisa foi realizada no município de Poços de Caldas, MG, onde a mineração de bauxita é uma atividade predominante. O levantamento com drone foi realizado durante a estação chuvosa, utilizando o software Dji Pilot para o planejamento do voo e o software Agisoft Metashape para o processamento das imagens, gerando um ortomosaico e o índice de vegetação NDVI georreferenciado das 28 áreas estudadas.

Os resultados obtidos demonstram o potencial das novas tecnologias espaciais e temporais para embasar o planejamento do manejo e recuperação de áreas degradadas, aumentando a efetividade do plantio de forma sustentável para os recursos naturais.

Palavras-chave: Geotecnologias. Drone. Monitoramento ambiental.

ABSTRACT

The use of drones with onboard sensors has grown significantly in the last decade, providing excellent results in environmental monitoring. Given the increasing demand for environmental compliance and the restoration of degraded areas, especially in mining activities, which are highly impactful to natural resources and deeply affect the resilience of terrestrial ecosystems, this study is highly relevant. Many mined areas are not effectively restored to the point of reestablishing a significant portion of biodiversity and ecosystem services. In this context, the present study aims to evaluate phytosociological aspects in areas restored with native species after bauxite mining at different times. Structural parameters of vegetation were compared with vegetation indices (VI) obtained through the use of drones. The NDVI vegetation index was used to determine the correlation coefficient with vegetation cover over different years. The research was conducted in the municipality of Poços de Caldas, MG, where bauxite mining is a predominant activity. Drone surveys were carried out during the rainy season, using Dji Pilot software for flight planning and Agisoft Metashape software for image processing, generating an orthomosaic and georeferenced NDVI vegetation index for the 28 studied areas. The results demonstrate the potential of new spatial and temporal technologies to support the planning and management of degraded area recovery, increasing the effectiveness of sustainable planting for natural resources.

Keywords: Geotechnologies. Drone. Environmental monitoring.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Possíveis caminhos da qualidade de um projeto de Restauração Florestal ao longo do tempo, p. 36

Figura 2: As duas fases de um projeto de RF. A primeira avalia a estruturação dossel, que após atingir um valor mínimo de 70% de cobertura, dá início à segunda fase, que avalia se as funções ecológicas da floresta estão retornando, p. 37

Figura 3: Exemplo de RPA asa-rotativa/ multirotor (a) e asa-fixa (b), p.48

Figura 4: Quadro-Resumo da Regulamentação da ANAC, que considera diferentes normativas conforme classe da RPA. BVLOS é Beyond the Visual Line of Sight e VLOS é Visual Line of Sight, p.49

Figura 5: Procedimento para determinação de altura (H') como variável a ser trabalhada na definição do GSD, uma vez que a resolução f (Distância focal) do sensor não varia após a escolha do equipamento, p.50.

Figura 6: Esquema par o planejamento de sobreposição longitudinal e lateral de imagens de RPA, p.51.

Figura 7: Demonstração da linha de voo e os recobrimentos laterais e longitudinais, p.52.

Figura 8: Localização da área de estudo dentro da Concessão minerária denominada Retiro Branco (destacada em rosa), Poços de Caldas, MG, p.59.

Figura 9: Localização RPPN Retiro Branco (destacada verde), Poços de Caldas, MG, p.60.

Figura 10: Localização dos polígonos de estudo, com diferentes anos (10 anos roxo; 20 anos azul; 30 anos amarelo e 40 anos vermelho dentro da Concessão minerária Retiro Branco (destacada em rosa), Poços de Caldas, MG, p.61.

Figura 11: Localização dos polígonos de estudo, com diferentes anos (10 anos roxo; 20 anos azul; 30 anos amarelo e 40 anos vermelho dentro da Concessão minerária Retiro Branco (destacada em rosa), Poços de Caldas, MG, p.62.

Figura 12 – Procedimentos para marcação de parcela e mensuração de árvores em campo na Concessão minerária denominada Retiro Branco (destacada em rosa), Poços de Caldas, MG, p.63.

Figura 13: Mensuração de dados biométricos para fins de inventário florestal na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, p.66.

Figura 14: Modelo de Vant – Mavic 3M Enterprise DJI, utilizado para aquisição de imagens aéreas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, p.73.

Figura 15: Programação do voo no controle, via DJI Pilot para aquisição de imagens aéreas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, p.74.

Figura 16 – Resultados dos ortomosaicos em RGB e NDVI, p.75.

Figura 17: Famílias com maior riqueza de espécies, na área amostral de 0,28 ha, na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, p.77.

Figura 18 – Gráfico de distribuição de frequências de espécies, de acordo com a síndrome de dispersão, dentro das 28 parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, p.81.

Figura 19 - Área Basal (m^2) média encontrada nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação, p.82.

Figura 20 - Parâmetros da diversidade encontrados nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação, p.83.

Figura 21 - Distribuição dos diâmetros (cm) encontrados nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação, p.86

Figura 22 – Distribuição vertical dos indivíduos amostrados nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação, p.87.

Figura 23 – Distribuição volumétrica dos indivíduos amostrados nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação, p.87.

Figura 24 - Correlação linear entre o NDVI e os parâmetros estruturais (DAP, Vol, G, D), para as parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação, p.89.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Idade de Reabilitação (anos) x Áreas total x Área amostrada (ha), p.46

Tabela 1. Idade de Reabilitação (anos) x Áreas total x Área amostrada (ha) na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, p.64.

Tabela 2 - Composição florística das espécies arbóreas encontradas, número de indivíduos encontrados e grupo ecológico (GE) das espécies e parcelas foram encontradas no estudo fitossociológico na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, p.78.

Tabela 3 – Resultados do estudo fitossociológico na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, p.85.

Tabela 4 - Valores médios de NDVI, DAP, Volume, Área Basal (g) e Densidade nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação, p.88.

Tabela 5 - Coeficientes de Correlação (R^2) obtidos entre o NDVI e os parâmetros estruturais (DAP, Vol, G, D), para as parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação, p.90.

Tabela 6 – Valores obtidos pelo teste de Spearman ($\alpha= 5\%$) para a correlação NDVI para o parâmetros estruturais (DAP, Vol, G, D), para as parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação, p. 91.

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

A - área total amostrada
ABi - área basal da i-ésima espécie
ANAC - Agência Nacional de Aviação Civil
ANAC - Agência Nacional de Aviação Civil
ANE - Anemocórica
ANM - Agência Nacional de Mineração
APG IV - Angiosperm Phylogeny Group
ARVI - Atmospherically Resistant Vegetation Index
AUT - Autocórica
C - índice de dominância de Simpson
CAP - circunferência à altura do peito
CBRN - Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
DA - Densidade absoluta
DAi - Densidade Absoluta
DAi - Densidade absoluta da i-ésima espécie
DAi - densidade absoluta da i-ésima espécie
DAP - Diâmetro a Altura do Peito
Dc - diâmetros de copa
DCA - Detecção de Copa de Árvores
DECEA - Departamento de Controle do Espaço Aéreo
DEM - modelo digital de elevação
DIA - Detecção Individual de Árvores
DoAi - Dominância absoluta da i-ésima espécie
DOi - Dominância Absoluta
DoR- Dominância Relativa
DoRi - Dominância relativa da i-ésima espécie
DoT - Soma da dominância de todas as espécies amostradas
DR - Densidade relativa
DRi - densidade relativa da i-ésima espécie
DT - Densidade total
EN - Em perigo

EUA - Estados Unidos da América
f - distância focal
FA - Frequência absoluta
FAi - Frequência absoluta da i-ésima espécie na comunidade vegetal
FR - Frequência relativa
FRi - Frequência relativa da i-ésima espécie na comunidade vegetal
GE – Grupo ecológico
GNDVI - Green Normalized Difference Vegetation Index
GNSS - Global Navigation Satellite System
GPS - Global Positioning System
GSD - Ground Sampling Distance
h - altura
H' - Altura de voo
H' - Índice de diversidade de Shannon-Weaver
ha - Hectare
Hc - Altura comercial
Hm - altura média
Ht - Altura total
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBRAM - Instituto Brasileiro de Mineração
ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IDH - Índice de Desenvolvimento Humano
IHS - Intensidade, Matiz e Saturação
INEA - Instituto Estadual do Ambiente
INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IRS - Índice de Razão Simples
IUCN - União Internacional para a Conservação da Natureza
IV - Índices de vegetação
IVC - índice de valor de cobertura da i-ésima espécie
IVDN - Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
IVI - índice de valor de importância da i-ésima espécie
J' - Índice Equabilidade de Pielou
LC - Menos preocupante
LIDAR - Sensores Light Detection And ranging

In - Logaritmo de base neperiana
MDS - Modelo Digital de Superfície
MDS - Modelos Digitais de Superfície
MDT - Modelo Digital de Terreno
MMA - Ministério do Meio Ambiente
N - Número total de indivíduos amostrados
n - Número total de indivíduos amostrados
NDVI - Normalized Difference Vegetation Index
NE - Não avaliado
ni - Número de indivíduos da i-ésima espécie na amostragem
NIR - Infravermelho
ONGs - Organizações Não- Governamentais
P - Número de espécies amostradas
PIB - Produto interno bruto
PLANAVEG - Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa
PMPC - Prefeitura Municipal de Poços de Caldas
PRAD - Plano de Recuperação de Áreas Degradadas
RA - Restauração Ativa
RAD - Recuperação de Áreas Degradadas
REM - Radiação eletromagnética
RF- Restauração Florestal
RGB - Espectro Visível
RJ - Rio de Janeiro
RP - Restauração Passiva
RPAs - Remotely-Piloted Aircraft
RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural
S - Número de espécies amostradas
SARPAS - Solicitação de Acesso de Aeronaves Remotamente Pilotadas
SAVI - Soil Adjusted Vegetation Index
SIG - Sistema de informação geográfica
SMA - Secretaria do Meio Ambiente
SP - São Paulo
SR - Sensoriamento remoto
SRI - Simple Ratio Index

Tp - Tamanho do pixel

ui - Número de unidades amostrais em que a i-ésima espécie ocorre

ut - Número total de unidades amostrais

VANT - Veículo aéreo não tripulado

VC - Valor de Cobertura

VI - Valor de Importância

VU - Vulnerável

WDRVI - Wide Dynamic Range Vegetation Index

ZOO - Zoocórica

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO, p. 18
2. OBJETIVOS, p. 22
 - 2.1 OBJETIVO GERAL, p. 22
 - 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS, p. 22
3. REFERÊNCIAL TEÓRICO, p. 23
 - 3.1 MINERAÇÃO NO BRASIL, p. 23
 - 3.1.1 Aspectos Socioeconômicos, p. 24
 - 3.1.2 Aspectos Ambientais, p. 25
 - 3.2 PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS, p. 27
 - 3.2.1 Caracterização do Planalto de Poços de Caldas, p. 28
 - 3.2.2 A Mineralização Do Planalto, p. 28
 - 3.2.3 Extração de bauxita e o início da recuperação de áreas mineradas em Poços de Caldas, p. 29
 - 3.3 MATA ATLÂNTICA, p. 30
 - 3.3.1 Flora Regional, p. 33
 - 3.4 ESTRATÉGIA DE RESTAURAÇÃO DAS ÁREAS MINERADA, p. 34
 - 3.5 INVENTÁRIO FLORESTAL, p. 38
 - 3.5.1 Florística, p. 39
 - 3.5.2 Diversidade, p. 40
 - 3.5.3 Estrutura horizontal, p.41
 - 3.5.4 Estrutura vertical, p. 42
 - 3.6 USO DE GEOTECNOLOGIAS NA ÁREA FLORESTAL, p. 43
 - 3.7 VÉICULOS AÉREOS NÃO TRIPULADOS (VANT), p. 47
 - 3.7.1 Tipo de RPA, p. 48
 - 3.7.2 Padrões de voo, p.48
 - 3.7.3 Plano de voo, p. 52
 - 3.7.4 Utilização de RPAs para inventario florestal, p. 53
 - 4.8 SENSORIAMENTO REMOTO E ÍNDICES DE VEGETAÇÃO, p. 53
4. MATERIAL E MÉTODOS, p.58
 - 4.1 ÁREA DE ESTUDO, p.58
 - 4.1.1 Definição e alocação das parcelas, p.62
 - 4.2 COLETA DE DADOS, p. 64
 - 4.2.1 Inventário Amostral, p.64
 - 4.2.2 Vant e Câmera, p.73
 - 4.2.3 Sobrevoos com uso de drone, p.73
 - 4.3 GEORREFERENCIAMENTO E MOSAICAGEM DAS IMAGENS, p. 74
 - 4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA, p.75
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO, p.75
 - 5.1 FLORÍSTICA, p.75
 - 5.2 ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO , p.82
 - 5.3 ESTRUTURA HORIZONTAL, p.84
 - 5.4 ESTRUTURA VERTICAL, p. 86
 - 5.5 RELAÇÃO IMAGEM ESPECTRAL E VARIÁVEIS DENDROMÉTRICAS, p. 88
 - 5.5.1 Análise de Regressão, p 89.

- 5.5.2 Teste de Correlação, p.91
- 5.5.2.1 Correlação de Spearman, p.91
- 5.5.2.2 Teste de Mann-Whithney (U), p.92

7. CONCLUSÕES, p.93

8. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS, p.94

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS, p.95

1. INTRODUÇÃO

A mineração é uma das atividades antrópicas mais impactantes aos recursos naturais, e que pode afetar profundamente a resiliência dos ecossistemas em função do nível de degradação promovido no solo. Os impactos causados por essa atividade são tão grandes que, historicamente, o processo de recuperação das áreas mineradas se restringiu à reabilitação ambiental, que na maioria dos casos consistiu simplesmente na introdução de gramíneas invasoras forrageiras e árvores exóticas, partindo-se do pressuposto de que o solo não poderia ser recuperado e de que não seria mais possível restabelecer a biodiversidade nativa nesses locais. (MARLIERI, 2018)

O planalto de Poços de Caldas, no Sul de Minas Gerais, se destaca no setor mineral em função da ocorrência de minério de bauxita, sendo que os primeiros registros datam de 1919. As jazidas de bauxita desta região são classificadas em dois tipos: de serra – formadas pela decomposição das rochas alcalinas do dique anelar que delimita a porção norte do planalto, com minério atingindo profundidade, por vezes, superior a 10 m e que, geralmente, encontra-se em áreas recobertas por florestas nativas; de campo – aquelas formadas no interior do planalto, recobertas por campo de altitude (WILLIAMS, 2001).

A exploração do minério de bauxita resulta em diversos impactos, com destaque para a poluição visual, erosões e assoreamento de corpos d'água, e redução de biodiversidade. Os dois primeiros impactos são normalmente mitigados através de técnicas convencionais de reabilitação, porém as situações de intervenção em ecossistemas florestais nativos levam à perda de espécies de flora e fauna, assim como de suas interações ecológicas. (MARLIERI, 2018)

Tanto o setor minerário quanto os órgãos de controles governamentais tem refinado suas exigências para a maneira como a recuperação destas áreas vem acontecendo, como estes processos são monitorados e quais indicadores de resposta são utilizados para comprovar a eficiência da metodologia implantada, a fim de garantir o retorno da qualidade do solo e, por consequência da cobertura vegetal. (MARLIERI, 2018)

Neste contexto, ressalta-se que as inovações tecnológicas vem propiciando ganhos significativos de otimização em atividades de mapeamento, tanto em áreas rurais ou urbanas. Existem diversas tecnologias e metodologias que propiciam incremento de produtividade nas atividades de mapeamento. Neste ambiente de inovações tecnológicas e mapeamentos, o uso de aeronaves remotamente pilotadas, RPAs (Remotely-Piloted Aircraft) – tem destacada relevância, tendo em vista o baixo custo

para aquisição das imagens e possibilidade de maior riqueza no detalhamento nos mapeamentos. De acordo com Costa Junior (2017), existem inúmeros projetos envolvendo RPAs para diversas aplicações, civis e militares, as quais incluem análise e monitoramento de desastres naturais, avaliação de impactos ambientais, monitoramento e levantamento de culturas, monitoramento de linhas de transmissão, geração de Modelos Digitais de Terreno, entre outros.

No setor florestal, o VANT (Veículo Aéreo Não Tripulado) possui diversas aplicações, como a detecção precoce de focos de incêndio, além do mapeamento e monitoramento de alterações no uso do solo e a quantificação de áreas desmatadas e reflorestadas. Também é utilizado em levantamentos cartográficos e topográficos (ATAÍDE, 2016). De maneira geral, para uso na área ambiental, essas abordagens são baseadas em índices de vegetação (IV) (QUINTO et al., 2012), que são combinações matemáticas entre as bandas espectrais utilizadas pelos sensores aerotransportados. Esses índices permitem detectar anomalias, como doenças, pragas, estresse hídrico, áreas que necessitam de correção de fertilidade, além de estimar a produção, avaliar áreas suscetíveis a maiores riscos naturais ou simplesmente mapear áreas de interesse que possam ser georreferenciadas.

Andrade et al. (2013) e Dultra et al. (2009) utilizaram Sensoriamento Remoto (SR) para o planejamento da Recuperação Florestal (RF) na fase pré-campo apenas, sem utilizar produtos de SR para monitorar avanço ou estagnação da vegetação mesmo que via fotointerpretação. Já Miranda, Guimarães e Miranda (2002) utilizaram as Geotecnologias para monitorar políticas de preservação e RF com base em análises temporais, utilizando fotointerpretação com validações em campo para checar avanço ou redução da vegetação (FLORENZANO, 2002).

Christakopoulos et al. (2011) utilizaram métodos quantitativos de Sensoriamento Remoto (SR), baseados em procedimentos matemáticos e estatísticos, enquanto Congalton e Mead (1983) fundamentaram seus estudos em dados qualitativos, utilizando a estimativa da biomassa da vegetação como um indicador da qualidade dos processos de RF. Já Leeuwen (2008), JENSEN (2015) utilizaram índices de vegetação em análises temporais para avaliar a RF após ocorrência de incêndio. Até mesmo a tecnologia de radar orbital já foi utilizada para medir a restauração de fisionomias alagadiças (JAENICKE; ENGLHART; SIEGERT, 2011).

Atualmente, os RPA como plataforma de voo vêm ganhando notoriedade em diversos ramos da ciência em escala global. É possível acoplar diferentes sensores a bordo dos RPA, como câmeras digitais (TAY; ERFMEIER; KALWIJ, 2018), LiDAR

(Light Detection and Ranging) (D'OLIVEIRA et al., 2020) e imagens de satélites termais (WITCZUK et al., 2018). No âmbito de projetos florestais, já há estudo de caso executado com maior agilidade e menor custo frente a metodologias tradicionais de medição em campo (CHEN et al., 2017).

O uso de RPA e SfM-MVS, daqui em diante referido como RPA-SfM para maior fluidez de leitura, fornece produtos de alta resolução espacial, frequentemente menor que 10 cm. RPA-SfM também geram Modelos Digitais de Superfície (MDS), emergindo assim como uma alternativa a tecnologias tradicionais, como imagens de satélite (OLTMANNNS et al., 2012; AASEN et al., 2015) e levantamentos com sistemas de posicionamento global, ou Global Navigation Satellite System (GNSS) de precisão (MONICO, 2008; MEYER, 2018). Além disso, as imagens não são contaminadas por nuvens e não possuem carência de resolução temporal (BERNI et al., 2009), uma vez que basta a realização de voos para se registrar a superfície na data desejada.

Outra vantagem no uso de RPA-SfM reside na obtenção de dados altimétricos, que permitem a obtenção de informações acerca da biomassa da vegetação (ZAHAWI et al., 2015), entre outras informações sobre o terreno. Além disso, áreas de mineração não são extensas (MININGFACTS.ORG, 2016) e exigem projeto de RF após o fechamento da mina (NERI; SANCHEZ, 2012), reforçando o potencial de aplicação de RPA-SfM.

RPA com menos de 25 kg (considerados microvant), segundo a classificação da ANAC (Agência Nacional de Aviação Civil, AIC no. 21/10), fornecem imagens com menos de 10 cm de resolução espacial (em geral, de 2 a 4 cm, dependendo do sensor fotográfico a bordo da plataforma e da altura do voo, conforme mostra a seção 3.3.4), cobrindo facilmente áreas de RF de cerca de 20 hectares (BERNI et al., 2009, OLTMANNS et al., 2012; AASEN et al., 2015), que é o valor médio referente aos 89% dos imóveis rurais brasileiros (VIEIRA-FILHO; GASQUES, 2020).

Existem trabalhos em nível nacional dedicados ao mapeamento histórico da cobertura florestal brasileira, como o MapBiomias (<<http://mapbiomas.org/>>), e à obtenção de indicadores que medem a qualidade de uma RF de acordo com as peculiaridades dos biomas brasileiros, bem como no desenvolvimento de técnicas ecológicas para práticas de RF (BRANCALION, GANDOLFI E RODRIGUES, 2009; BRANCALION E RODRIGUES, 2010; BRANCALION ET AL., 2012; BRANCALION ET AL., 2013; BRANCALION, GANDOLFI E RODRIGUES, 2015; BRANCALION ET AL., 2016) E O PACTO – PACTO DA MATA ATLÂNTICA (RODRIGUES; ISERNHAGEM; BRANCALION, 2009).

Existem também iniciativas internacionais que definiram parâmetros de avaliação de RF, como a Society for Ecological Restoration (MCDONALD et al., 2016). Finalmente, também as leis no âmbito federal (INSTRUÇÃO NORMATIVA ICMBIO 11/2014, por exemplo) e no âmbito estadual (Resolução INEA nº 143/2017 no RJ e Resolução SMA Nº 32 DE 03/04/2014 em SP, por exemplo), todas mencionam importantes indicadores de RF a serem monitorados, como Cobertura de Dossel, Densidade de Regenerantes e Biodiversidade. Logo, ao utilizar geotecnologias para medição de indicadores de RF, o SR deve gerar resultados interpretáveis por ecólogos (VALBUENA et al., 2020), devendo a RF orientar a tecnologia ao invés da tecnologia orientar a RF (ELLIOTT, 2016).

Dessa forma, este estudo teve por objetivo verificar os aspectos fitossociológicos em áreas recuperadas com espécies nativas, após extração minerária de bauxita em diferentes anos, comparando parâmetros estruturais da vegetação com índices de vegetação (IV) obtidas através da utilização do Drone, servindo como base a outros trabalhos, assim como atender a legislação pertinente a recuperação de áreas mineradas atreladas ao licenciamento ambiental.

2. OBJETIVOS

2.1.OBJETIVO GERAL

O objetivo do estudo é avaliar aspectos fitossociológicos em áreas recuperadas com espécies nativas, após extração minerária de bauxita em diferentes anos, comparando parâmetros estruturais da vegetação com índices de vegetação (IV) obtidas através da utilização do Drone.

2.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Obter variáveis dendrométricas reais: Diâmetro a Altura do Peito (DAP), altura (h) e área basal, através do inventário florestal por parcelas fixas em diferentes idades de plantio;
- b) Obter dados de índice de vegetação NDVI a partir da fotogrametria de imagens multiespectrais de alta resolução registradas com o uso do Drone;
- c) Comparar e avaliar a correlação entre as variáveis do índice de vegetação (NDVI) gerado através do mapeamento com Drone, com as variáveis dos dados coletados em solo, em levantamento tradicional.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 MINERAÇÃO NO BRASIL

A atividade minerária consiste em um processo que tem por objetivo remover os minerais desejados da sua posição natural no subsolo (SHRESTHA e LAL, 2006) e, para tanto, gera impactos diretos e indiretos de diferentes naturezas e intensidades sobre a área em exploração em seu entorno (LONGO et al., 2011).

A mineração é uma das ocupações que mais colabora para a qualidade de vida da sociedade atual, sendo declarado como sendo um dos aspectos substanciais para o progresso socioeconômico de muitas nações, sobretudo o Brasil (CARVALHO, 2011).

A mineração desempenha um papel crucial na história do Brasil, sendo um dos setores básicos da economia do país. A atividade mineradora tem uma longa trajetória no Brasil, com diversas regiões do país apresentando uma significativa herança histórica ligada à mineração. A era colonial estabeleceu uma lógica extrativista que continua a moldar a economia brasileira, com a exploração rural em grande escala, a mineração e a agricultura formando a base do estado brasileiro ao longo dos séculos (LEIDIG; TOSCANO, 2022). O Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais, por exemplo, é uma região que compreende parte essencial da história da mineração no Brasil, com onze sítios que testemunham essa rica história (RUCHKYS; MACHADO, 2013).

No entanto, o crescimento da mineração no Brasil também trouxe desafios, como o aumento das áreas degradadas em decorrência das atividades mineradoras. A exploração mineral tem gerado impactos significativos no meio ambiente, levando à destruição de ecossistemas, redução da absorção de água no solo e outros efeitos adversos prolongados (FRANÇA et al., 2020). Além disso, a mineração no Brasil tem sido marcada por desastres ambientais, como os rompimentos de barragens em Mariana e Brumadinho, que evidenciaram os riscos associados à mineração a céu aberto em Minas Gerais e em outras regiões do país (GONÇALVES, 2021). Esses eventos trágicos resultaram em sérias consequências socioambientais, levando a debates sobre a responsabilidade das empresas mineradoras e a necessidade de mecanismos estatais eficazes para identificar e punir crimes ambientais cometidos por essas empresas (GUIMARÃES, FERREIRA e SILVA, 2022).

Apesar dos impactos negativos, a mineração continua sendo um setor fundamental para a economia brasileira, contribuindo significativamente para as

exportações do país. A atividade mineradora é regulada por um conjunto de regras e leis que visam conciliar a exploração mineral com a proteção do meio ambiente, refletindo a importância da mineração no contexto econômico e ambiental do Brasil (SILVA et al., 2022; GUIMARÃES, FERREIRA e SILVA, 2022).

A exigibilidade de reabilitação das terras mineradas, como aquelas utilizadas para a extração de bauxita, envolveram programas de reflorestamento com espécies exóticas e nativas. Na Amazônia brasileira, os programas de reabilitação de minas de bauxita incluíram o plantio de espécies de rápido crescimento, como *Eucalyptus* sp e *Acacia* sp (PARROTTA; KNOWLES, 1999). No entanto, os impactos ambientais das atividades de mineração, como o descarte de rejeitos de bauxita em corpos d'água, tiveram consequências duradouras. Por exemplo, o descarte de rejeitos de bauxita no Lago Batata, em Oriximimíná, PA, levou a danos ambientais significativos e necessitou de esforços de restauração a partir de 1989 (NUNES et al., 2022). Diligências para abordar os impactos ecológicos e sociais dos desastres de mineração envolveram compromissos financeiros significativos, com fundos destinados aos planos de conservação visando restaurar ecossistemas degradados (CAMPOS et al., 2017).

3.1.1 Aspectos socioeconômicos

A mineração, por ser um dos setores básicos da economia do Brasil, tem contribuído de forma decisiva para o bem-estar e a melhoria da qualidade de vida da população. A produção minerária gera empregos e fornece insumos para a indústria em geral (GUIMARÃES, 2015). Nesse contexto, alguns minerais possuem maior valor econômico do que o solo. Além disso, os bens minerais são empregados em uma ampla variedade de produtos consumidos pela sociedade moderna (GUIMARÃES, 2015). A partir de 2000, o aumento da demanda por minerais, impulsionado pelo elevado índice de crescimento mundial, aumentou significativamente o valor da Produção Mineral Brasileira (PMB).

Segundo o IBRAM (2015), o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) das cidades mineradoras é superior à média dos municípios dos respectivos estados. Mesmo quando instalados longe de grandes centros urbanos ou em áreas com baixos níveis sociais, os empreendimentos de mineração se tornam uma possibilidade real para o desenvolvimento sustentável da região.

A bauxita ocupa a terceira posição entre os recursos naturais em volume produzido no Brasil, com cerca de 37 milhões de toneladas anuais. No panorama global, a produção de bauxita em 2015 foi a terceira maior, atrás da Austrália, com cerca de 81 milhões de toneladas anuais, e da China, com 65 milhões (ABAL, 2017).

3.1.2 Aspectos Ambientais

A mineração é uma das atividades mais rentáveis e estratégicas no mundo moderno, provendo matérias primas para uma ampla gama de indústrias e produtos, mas também representa uma das mais impactantes ações antrópicas no ambiente, gerando perdas consideráveis no meio físico, biodiversidade e paisagem (MACDONALD et al., 2015). Além de suprimir a cobertura vegetal, muitas vezes de ecossistemas nativos bastante ameaçados, a mineração remove a camada superficial do solo e, com ela, a maior parte dos nutrientes e matéria orgânica do solo (BRADY; NOSKKE, 2010). Como consequência, resta uma matriz de materiais minerais com estruturação física, conteúdo de matéria orgânica e de nutrientes, atividade microbiológica e processos hidrológicos comprometidos (LONGO; RIBEIRO; MELO, 2005; BARROS et al., 2012; MENSAH, 2015).

Leite e Araújo (2007) trazem que “o solo é um recurso natural vital para o funcionamento dos ecossistemas terrestres, composto por um balanço entre as frações sólida, líquida e gasosa”. A fração sólida é formada por minerais, raízes, macro e microrganismos metabolicamente ativos e inativos e matéria orgânica em vários estágios de decomposição, enquanto a fração líquida é formada por água e materiais dissolvidos, e a fração gasosa, por gases atmosféricos em diferentes proporções (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

De acordo com Bizuti (2017), a camada superficial do solo, ao ser removida, faz com que o meio perca uma considerável carga de elementos orgânicos, impactando sobre fatores microbiológicos e hidrológicos do meio (LONGO; RIBEIRO; MELO, 2005; INGRAM et al., (2005); BARROS et al., 2012; MENSAH, 2015). Em adição, WORLD RESOURCES INSTITUTE (2014); e Siqueira (2018), enfatizou que o solo perde diversos serviços ecossistêmicos fundamentais, reforçando que a qualidade da recuperação de áreas mineradas é o fator crítico dentro das ações visando a sustentabilidade dessas áreas. No que tange tais ações colaborativas ao desenvolvimento sustentável, Bradshaw (1997), destacou o desenvolvimento de legislações específicas que regulem a reabilitação de áreas impactadas pela mineração.

A extração de minérios exige a retirada da camada superficial original do solo juntamente com a cobertura vegetal (LONGO; RIBEIRO; MELO, 2005), o que resulta em um ecossistema em colapso, com baixas resiliência e resistência e elevado nível de entropia (DIAS; ASSIS, 2011). Numa sequência de eventos que ocasionam a perda da função do solo, ou seja, queda da qualidade em função da degradação, destaca-se a remoção da vegetação e a perda de matéria orgânica.

Segundo Bizuti (2017), o emprego do *topsoil*, material proveniente do decapeamento da camada superficial do solo, faculta o papel da comunidade microbiana do solo, tanto como “agente facilitador” ou como “seguidor” da sucessão ecológica, contribuindo para o retorno do ecossistema degradado à sua trajetória histórica sendo a matéria orgânica o principal componente presente no *topsoil* responsável por catalisar o processo de sucessão, considerado lento. Estudar a dinâmica de atributos que definem a qualidade do solo representa mudar o conceito de sustentabilidade da condição qualitativa para um formato quantitativo (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009; TÓTOLA; CHAER, 2002).

Neste contexto, TURCO; KENNEDY; JAWSON (1994) destacaram que um bom indicador de qualidade do solo necessita responder significativamente às perturbações do solo, avaliar com precisão o funcionamento do sistema produtivo, e ainda indicar diferenças espaciais e temporais.

Parte das estratégias de mitigação dos impactos da mineração consiste no desenvolvimento de legislações específicas para o setor, que estabelecem a conservação e substituição dos solos superficiais e a recuperação da vegetação como medidas de compensação ambiental (BRADSHAW, 1997).

A definição do método que será empregado na Recuperação de Áreas Degradadas (RAD) por mineração deve levar em consideração os riscos ambientais, uso futuro das áreas, harmonização com o ambiente do entorno, custo e a sustentabilidade do sistema (DIAS e ASSIS, 2011).

Entre os conceitos de RAD, segundo Aronson, Durigan e Brancalion (2011), estão a regeneração natural, quando a vegetação se desenvolve naturalmente sem a necessidade de intervenção humana, a reabilitação ecológica, isto é, a recuperação da área degradada a condições similares, mas não iguais às que se encontrava antes da degradação, além de outros conceitos. Neste estudo, adota-se o conceito de Restauração Florestal (RF) mencionado por DellaSala et al. (2003), pois abrange todas

as ações de RAD mencionadas por Aronson, Durigan e Brancalion (2011), como reabilitação ecológica, regeneração natural, entre outras, e aborda a ligação também a aspectos econômicos e de comunidades.

Dentre os conceitos envolvendo RF, é oportuno destacar a forma na qual o reestabelecimento da vegetação é estimulado. Segundo Morrison e Lindell (2011) e Benayas, Bullock e Newton (2008), quando os responsáveis pela RF lançam mão de técnicas como preparo e correção do solo, seguido de semeadura ou plantio, ou seja, quando interferem direta e ativamente na condução da RF, tem-se uma Restauração Ativa (RA).

Alternativamente, quando os responsáveis pela RF simplesmente deixam de realizar qualquer atividade na área para estimular a Regeneração Natural, realizando apenas o cercamento do local quando há presença de animais, tem-se uma Restauração Passiva (RP) (MORRISON; LINDELL, 2011; BENAYAS; BULLOCK; NEWTON, 2008). Os autores reforçam que a RA é mais eficiente devido a um maior controle sobre o crescimento e diversidade da vegetação.

Em contrapartida, a RP possui custo significativamente menor, mas só gera bons resultados se o local possuir certa resiliência ou se uma interferência mínima for feita para estimular bons resultados (PARROTTA; TURNBULL; JONES, 1997; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016), ou seja, a RP é inviável em locais cujo impacto ambiental foi significativo (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016).

3.2 PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS

No final do século XVIII, a história de Poços de Caldas iniciou-se com a descoberta das fontes de águas sulfurosas com poderes curativos. A fama do poder das águas logo se espalhou, e apesar da dificuldade de acesso ao povoado, ocorreu o início de uma peregrinação doente de toda a parte do país (WILLIAMS, 2001).

Em 1886, a Cia Mogyana de Estradas de Ferro construiu um ramal até a cidade de Poços e Caldas, sendo a viagem inaugural realizada por Dom Pedro II. Neste momento Poços de Caldas tornou-se aos poucos um centro comercial de distribuição de mercadorias vindas de São Paulo e Rio de Janeiro, transportando café e minérios.

Segundo Williams, no ano de 1987, o geólogo americano Orville Derby, o então Diretor do serviço Mineralógico e Geológico do Brasil publica o primeiro trabalho

científico sobre a mineralogia da região, descrevendo rochas alcalinas e sua disposição anelar. O trabalho foi publicado na Inglaterra, através da Sociedade geológica de Londres. Antes do fim do século, o alemão Eugene Hussak e um membro da família Imperial Brasileira, D. Pedro Augusto de Saxce Coburg, publicaram artigos descrevendo a existência de zircônio na região de poços de Caldas.

No início da década de 1910, iniciou-se a exploração mineral de zircônio na região, e em meados de 1910 observou-se outras ocorrências minerais na região do Planalto de Poços de Caldas. Em 1935 cria-se a Companhia Geral de Minas, não apenas com interesse no zircônio, mas principalmente pelo aproveitamento econômico da bauxita (WILLIANS, 2001).

3.2.1 Caracterização do Planalto de Poços de Caldas

O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwb – clima mesotérmico, subtropical de altitude, caracterizado por invernos secos e verões amenos, onde estão concentradas as chuvas (SÁ JÚNIOR, 2009). A temperatura média é de 17°C e o índice pluviométrico anual é da ordem de 1.430 mm (PMPC, 2011). A região do planalto de Poços de Caldas está situada no sul do Estado de Minas Gerais, entre as coordenadas de 21°55'26" latitude Sul e 46°33'09" longitude. Poços de Caldas ocupa um extenso planalto de forma elíptica, constituindo uma superfície bastante original no relevo brasileiro.

3.2.2 A mineralização no planalto

Os processos de intemperismo atuaram intensamente sobre as rochas do maciço alcalino de Poços de Caldas e, graças a uma combinação de litologia, disposição do relevo e regime pluviométrico, condicionaram a formação de extensos depósitos de bauxita, que nos anos 1970 correspondiam a 2/3 da produção nacional.

A maior parte dos depósitos ocorre em sua porção norte, sendo raros e de pequeno porte os que se situam em sua porção meridional. Conhecidas desde o início do século XX, as jazidas mereceram atenção a partir dos anos 30.

As jazidas de bauxita constituem depósitos superficiais, descontínuos e de formatos irregulares, ocupando preferencialmente os topos das elevações e as meias- encostas.

Sua distribuição é controlada pelo relevo (CAVALCANTE et al., 1979).

As jazidas de bauxita dividem-se em dois tipos: “de serra” e “de campo” e cada uma de suas disposições associam-se a minérios de características particulares. As jazidas de serra se formaram a partir da decomposição de rochas alcalinas do dique anelar que delimita o planalto. Sua principal ocorrência encontra-se nas serras de São Domingos e de Poços de Caldas. Sua configuração pode atingir espessuras que superam os 10m, mas possuem limitado desenvolvimento espacial.

3.2.3 Extração de bauxita e o início da recuperação de áreas mineradas em Poços de Caldas

No final de década de 1970, em uma visita a Poços de Caldas, o presidente mundial da empresa do setor, Joe Bates, ficou bastante preocupado com a situação das áreas degradadas pela mineração, ordenando que buscassem soluções necessárias para reverter aquela situação. Foi então que Dom Willians, iniciou o trabalho de recuperação de áreas degradadas por mineração no planalto de Poços de Caldas, pioneiro no Brasil (WILLIANS,2001).

Assim a empresa construiu ao longo dos anos uma trajetória de melhoria contínua no que tange a recuperação de áreas degradadas. Tal melhoria se deve a inserção da academia, promovendo o apoio a pesquisas científicas, abrindo suas portas para o estudo dos processos de recuperação de áreas mineradas. Na década de 70, quando o termo recuperação, ou mesmo reabilitação era pouco familiar à comunidade da indústria de mineração, a companhia já se mostrava um passo à frente, promovendo nas áreas mineradas a recuperação com espécies arbóreas, mesmo com o pouco conhecimento que se tinha sobre silvicultura. Quando se traça uma linha do tempo, é nítida a evolução dos “modelos” de recuperação, mesmo sendo conhecido que cada área necessite de um estudo e olhar particular para se definir a melhor metodologia. Mas mesmo neste contexto, diante das particularidades do ambiente, faz-se necessária uma diretriz para adotar a melhor prática.

Diante das particularidades do ambiente, faz-se necessária uma diretriz para adotar a melhor prática. Pela Constituição Federal de 1988, artigo 255, “aquele que explorar recursos minerais fica obrigado a recuperar o meio ambiente degradado, de acordo com solução técnica exigida pelo órgão público competente, na forma de lei”. O Plano de

Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), criado por Decreto N°97632, em 1989, traz que “a recuperação deverá ter por objetivo o retorno do sítio degradado a uma forma de utilização, de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo, visando à obtenção de uma estabilidade do meio ambiente.”.

3.3 MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica originalmente ocupava uma área de aproximadamente 1,3 milhões de quilômetros quadrados (km²) quando os europeus iniciaram sua colonização em 1500. Essa vasta região se estendia desde o estado do Rio Grande do Norte, no extremo leste da América do Sul, atravessando 17 estados até alcançar o Rio Grande do Sul, o estado mais ao sul do Brasil (de LIMA et al., 2020; MORELLATO & HADDAD, 2000). Hoje, esse bioma abriga 72% da população brasileira, espalhada por mais de 3.000 cidades, que juntas representam 70% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional, com especial destaque para São Paulo e Rio de Janeiro, consideradas importantes metrópoles mundiais (SOS MATA ATLÂNTICA, 2022).

Nas últimas décadas, a cobertura florestal na região experimentou uma estabilização, seguindo um período de desmatamento intenso entre 1985 e 1990. A cobertura florestal diminuiu de 27,1% para 25,8% nesse intervalo de tempo. No entanto, durante esse período, por trás de uma aparente estabilidade, ocorreu uma realidade de perda de florestas maduras e regeneração de áreas florestais mais jovens, o que equivale a uma perda de cerca de 10 milhões de hectares de vegetação primária, ao mesmo tempo em que houve um aumento de aproximadamente 9 milhões de hectares de vegetação secundária (MAPBIOMAS, 2022; SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2019). Hoje, outras categorias de uso ocupam a área, como pastagens (25%), mosaicos de agricultura e pastagens (16,5%), agricultura (15%), e formações savânicas e outras naturais (10,5%) (MAPBIOMAS, 2022).

A dinâmica da região da Mata Atlântica no Brasil é fortemente influenciada por distúrbios históricos recentes (SOUZA et al., 2021; CIRNE-SILVA et al., 2020; DALMASO et al., 2020; OLIVEIRA-FILHO et al., 1997). Embora essas florestas tenham sido ocupadas por povos indígenas desde os tempos pré-colombianos, foi após a colonização europeia no século XVI que a Mata Atlântica começou a enfrentar sua degradação mais severa (SOUZA et al., 2021; CRUZ et al., 2020; JOLY et al., 2014; RIBEIRO et al., 2009; SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2019). Posteriormente, a

transformação da Mata Atlântica contou com novas forçantes, como: a urbanização, industrialização e a expansão agrícola que levaram ao crescimento econômico, mas também à perda histórica (SOUZA et al., 2020; FONSECA, 1985) e à fragmentação de habitats naturais, tornando a Mata Atlântica um dos "hotspots" de biodiversidade mais críticos do mundo (CRUZ et al., 2020; ZACHOS & HABEL, 2011). Parte substancial desse bioma é hoje um arquipélago de pequenas ilhas de vegetação inseridas em uma matriz de áreas degradadas, pastagens, agricultura, silvicultura e áreas urbanas (JOLY et al., 2014). Hoje em dia, essa perda pode ser observada de forma mais nítida em determinadas regiões do bioma, como as florestas de araucárias do Paraná e ao norte de Minas Gerais, na fronteira com a Bahia. O mesmo processo ocorre em áreas de campos naturais, como na divisa entre Santa Catarina e Rio Grande do Sul (MAPBIOMAS, 2022; SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2019).

Apesar de toda essa perda, o mosaico de remanescentes florestais nativos e ecossistemas não florestais que compõem a Mata Atlântica ainda abriga 2.420 vertebrados e 20.000 espécies vegetais, ambos com altos níveis de endemismo (MITTERMEIER et al., 2011; REZENDE et al., 2018). No entanto, 1.544 espécies vegetais e 380 espécies animais (BOGONI et al., 2018; PAGLIA et al., 2012) estão ameaçadas, o que equivale a 60% de todas as listas de espécies ameaçadas tanto para a flora quanto para a fauna do Brasil.

Apenas 30% da cobertura vegetal total está localizada em áreas protegidas, das quais 9% são de proteção integral (Categorias I-IV da IUCN) e 21% de uso sustentável (Categorias V e VI da IUCN). Os 70% restantes de cobertura vegetal são protegidos por outras medidas efetivas de conservação estipuladas pela legislação brasileira (MAPBIOMAS, 2022; BRASIL, 2012, 2006), que podem permitir intervenção e desmatamento em situações específicas (REZENDE et al., 2018).

As florestas remanescentes ainda estão sob severa pressão antropogênica. Outra consequência foi o alto número de fragmentos florestais e os vários padrões de fragmentação observados hoje (REZENDE et al., 2018). Pouco se sabe da Mata Atlântica, mas o que sabemos é que este complexo bioma contém uma diversidade de espécies maior do que a maioria das florestas amazônicas e é caracterizado por altos níveis de endemismo (com uma média de quase 50% em geral, e até 95% em alguns grupos; SOUZA et al., 2021; CIRNE-SILVA et al., 2020). A dizimação da Mata

Atlântica brasileira é um dos problemas de conservação mais alarmantes no mundo (DALMASO et al., 2020).

O estudo dessas florestas representa o passo inicial para seu conhecimento, pois, a partir do conhecimento de sua estrutura, pode-se construir uma base teórica que subsidie a conservação dos recursos genéticos, a conservação de áreas similares e a recuperação de áreas ou fragmentos degradados, contribuindo substancialmente para seu manejo (REZENDE et al., 2018; VILELA et al., 1993). Devido ao histórico de ocupação do território e à conseqüente fragmentação das áreas preservadas, o bioma Mata Atlântica no Brasil passou a ser estudado e monitorado de forma a engajar diversos setores da sociedade, como iniciativa privada, governos, Organizações Não-Governamentais (ONGs) e institutos de pesquisa, de forma a conduzir processos de Restauração Florestal (RF) de qualidade em escala nacional (BRANCALION et al., 2016a). Projetos ambiciosos de RF devem deixar de ser isolados e locais, passando a abranger milhões de hectares.

Diante do desafio de coordenar a força-tarefa de restauração do bioma Mata Atlântica, desafio esse ainda mais acentuado pelo fato de RF ser um tema multidisciplinar, o que demanda engajamento de diversos setores da sociedade, foi criado em 2009 o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica. O objetivo do PACTO é promover a RF de quinze milhões de hectares de florestas da Mata Atlântica, visando à preservação da biodiversidade, fornecimento de serviços ambientais, desenvolvimento sustentável e cumprimento do Código Florestal (Lei 12.651/2012).

No estado de Minas Gerais, de acordo com o "Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica" no período 2017 a 2018, que utiliza como referência para o mapeamento das formações naturais e monitoramento do desflorestamento o "Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428/06" (IBGE, 2008), os limites originais do Bioma Mata Atlântica abrangem uma área de 27.622.623 hectares, correspondente a aproximadamente 47% da área total do território, de 58.651.979 hectares (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2019). De acordo com Artigo 45 do Decreto Estadual nº 47.749/19, estão sujeitas ao regime jurídico dado à Mata Atlântica, conforme previsto na Lei Federal nº 11.428/06, e no Decreto Federal nº 6.660/08, todas as tipologias de vegetação natural integrantes no bioma, bem como as disjunções vegetais existentes. Neste contexto, de acordo com o Mapa de Vegetação do Brasil (IBGE, 2004), a

cobertura vegetal natural da região de estudo é enquadrada na categoria Floresta Estacional Semidecidual em contato com Savana Gramíneo-lenhosa.

3.3.1 Flora Regional

O município de Poços de Caldas, na região do Planalto de Poços de Caldas, se localiza em região de domínio do Bioma Mata Atlântica, conforme dispõe o Mapa de Biomas e Sistema Costeiro Marinho do Brasil (IBGE, 2019). A cidade possui área de 54.383 ha, sendo que aproximadamente 6.307 ha (11,60%) do total são constituídos por vegetação nativa remanescente, onde aproximadamente 3.973 ha (7,31%) são caracterizados por Floresta Ombrófila, 2.266 ha (4,17%) são caracterizados por Campo (Campo de Altitude/Limpo/Sujo) e 69 ha (0,13%) são representados por Campo Cerrado (SCOLFORO & CARVALHO, 2008).

A Floresta Estacional Semidecidual ocorre especialmente a oeste do Planalto Atlântico, fazendo interface com a Floresta Ombrófila (Serra do Mar), abrangendo vários estados, principalmente São Paulo, Paraná, Mato Grosso e Minas Gerais. A precipitação a oeste da Serra do Mar é reduzida em função do efeito orográfico, que retém o ar úmido proveniente do oceano Atlântico, restringindo o volume de água disponível para a vegetação, sendo este o principal fator responsável pelas diferenças fisionômicas e florísticas entre a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Ombrófila (TORRES et. al., 1992).

Essa vegetação está condicionada a estacionalidade climática bem definida, uma tropical com intensas chuvas de verão, seguida por uma estação seca e fria, a qual geralmente ocorre entre os meses de abril a setembro na região sudeste. Entre 20 e 50% das árvores que compõem e caracterizam este tipo de floresta são de espécies caducifólias. Estas árvores expressam transformações de aspecto, pela queda sazonal de suas folhas durante o período de inverno, provavelmente uma adaptação destas espécies em resposta ao estresse hídrico ou térmico. Essa formação apresenta um dossel irregular, entre 15 e 20 metros, com a presença de árvores emergentes que atingem 30 metros de altura. O sub-bosque é mais emaranhado, com a presença de lianas em alta densidade pela maior entrada de luz, principalmente na estação seca. Epífitas e samambaias são abundantes, mais restritas às áreas úmidas, assim como as palmeiras (IBGE, 2012). No estado de Minas Gerais, a definição de vegetação primária

e secundária de regeneração de Mata Atlântica é baseada nos critérios e parâmetros da Resolução CONAMA nº 392/07.

3.4 ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO DE ÁREAS MINERADAS

Os trabalhos de Restauração Florestal no Brasil tiveram início como iniciativas isoladas, caracterizadas pela falta de articulações interinstitucionais e pela ausência de intercâmbio de experiências entre os envolvidos. Dada a complexidade desse tema, houve a necessidade de envolvimento das universidades para a geração e aprimoramento do conhecimento científico. Esse processo foi marcado pelo compartilhamento de experiências entre restauradores e pela convergência de esforços de diferentes instituições, como exemplificado pelo PACTO (RODRIGUES; ISERNHAGEM; BRANCALION, 2009). Além disso, observou-se a promulgação de regulamentos legais nesse contexto (BRANCALION et al., 2010; SCHULTZ; JEDD; BEAM, 2012; CHAVES et al., 2015). Portanto, os projetos de Restauração Florestal integram um esforço colaborativo com alcance internacional (VERDONE; SEIDL, 2017). Além dos desafios de políticas públicas, há também os desafios conceituais sobre projetos de RF. Hilderbrand, Watts e Randle (2005) alertaram a necessidade de evitar mitos ecológicos que, segundo os autores, muitas vezes norteiam políticas ambientais.

Devido ao histórico de ocupação do território e à conseqüente fragmentação das áreas preservadas, o bioma Mata Atlântica no Brasil (trata-se de um dos cinco maiores hotspots de biodiversidade mundiais) passou a ser estudado e monitorado de forma a engajar diversos setores da sociedade, como iniciativa privada, governos, Organizações Não-Governamentais (ONGs) e institutos de pesquisa, de forma a conduzir processos de RF de qualidade em escala nacional (BRANCALION et al., 2016a).

Diante do desafio de coordenar a força-tarefa de restauração do bioma Mata Atlântica, desafio esse ainda mais acentuado pelo fato de RF ser um tema multidisciplinar, o que demanda engajamento de diversos setores da sociedade, foi criado em 2009 o PACTO. O objetivo do PACTO é promover RF de quinze milhões de hectares de florestas da Mata Atlântica visando à preservação da biodiversidade,

fornecimento de serviços ambientais, desenvolvimento sustentável e cumprimento do Código Florestal (lei 12.651/2012).

Sobre exemplos concretos de produtos gerados em virtude de trabalhos, experiências e articulações de RF no contexto brasileiro, são citadas aqui três iniciativas que buscaram registrar e nortear ações de RF em maior escala: o "Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa" (PLANAVEG), o relatório da IUCN (International Union for Conservation of Nature) "Restauração de florestas e paisagens no Brasil" e o relatório organizado pelo Pacto pela Restauração da Mata Atlântica "Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal". Todas as três iniciativas, enunciadas abaixo, são passíveis de ajustes à medida que são gerados novos conhecimentos.

Em resumo, o PLANAVEG trata de uma agenda positiva que apoia os proprietários de terras de forma a permitir benefícios a toda sociedade brasileira. Proporcionará ainda novas oportunidades de negócios e reforçará o papel do Brasil como líder global entre as nações tropicais na conservação e recuperação de ecossistemas (PLANAVEG, 2017).

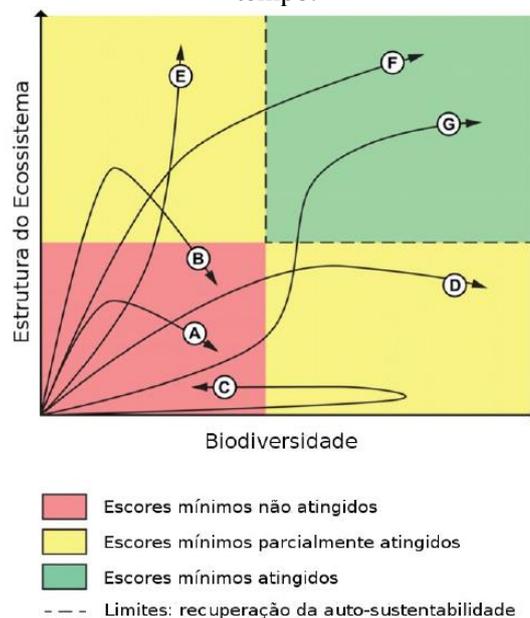
“Esta obra tem a ambição de apontar caminhos para a restauração de paisagens e florestas no Brasil e, por isso, fomos buscar a opinião de pessoas que trabalham diariamente para construir uma agenda positiva. Pessoas que acreditam no potencial da restauração em larga escala como uma das principais contribuições para o enfrentamento das mudanças do clima. Pessoas comuns que atuam em empresas, bancos, universidades, organizações não-governamentais, associações, entre outros, que apostam no papel da restauração e dos plantios comerciais de espécies nativas como indutores de uma economia verde de baixo carbono e de base florestal. O contexto global demanda ações rápidas e assertivas, já que estamos diante de uma encruzilhada (MORAES, 2016).

...esse documento foi construído para sustentar as ações de restauração da Mata Atlântica, que deverão ser potencializadas com o esforço coletivo e integrado do Pacto pela Restauração da

Mata Atlântica através das organizações não governamentais, governos federal, estaduais e municipais, proprietários rurais, comunidades tradicionais, cooperativas, associações e empresas. De forma alguma o presente documento deve ser tomado como o ponto final da Ciência e prática da restauração florestal da Mata Atlântica. Serve como um ponto de partida para que, daqui a alguns anos, possa ser atualizado pelo avanço da Ecologia da Restauração e pelas lições a serem aprendidas com as ações do Pacto (RODRIGUES; ISERNHAGEM; BRANCALION, 2009).

Apesar das iniciativas acima mencionadas, cada local tem particularidades que distinguem a dinâmica ecológica da vegetação secundária obtida por RF (BURSLEM; SWAINE, 2002). A Figura 1 ilustra possíveis caminhos, considerados adequados ou inadequados, que um projeto de RF pode tomar ao longo do tempo, devendo o monitoramento identificar as nuances que colocam a RF nos caminhos F e G apontados na Figura 1.

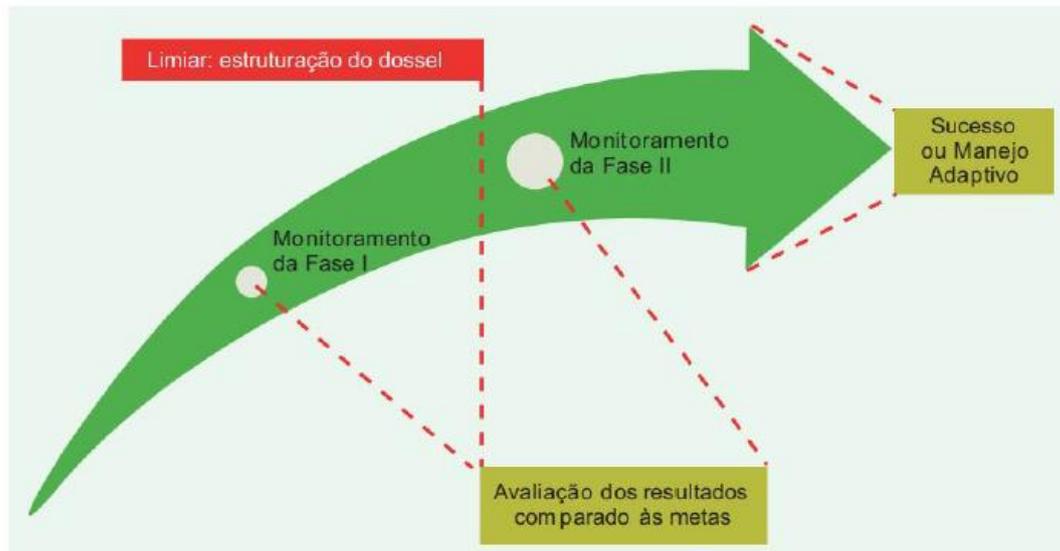
Figura 1: Possíveis caminhos da qualidade de um projeto de Restauração Florestal ao longo do tempo.



Fonte: Adaptado de Chaves et al. (2015).

O Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal (VIANI et al., 2013) elenca duas fases de avaliação do projeto na Mata Atlântica, um bioma florestal: Fase I, focada na estruturação do dossel, cuja cobertura deve atingir ao menos 70%; e Fase II, focada na trajetória ecológica, cujo sucesso depende de biodiversidade (Figura 2).

Figura 2: As duas fases de um projeto de RF. A primeira avalia a estruturação dossel, que após atingir um valor mínimo de 70% de cobertura, dá início à segunda fase, que avalia se as funções ecológicas da floresta estão retornando.



Fonte: Viani et al. (2013)

Após o fechamento do dossel, a altura das árvores é um indicador importante da qualidade da vegetação (REIF; THEEL, 2017), pois indica se a sucessão ainda encontrasse dominada por pioneiras (possuem altura menor que as clímax), ou se o domínio da RF já ocorre por plantas clímax (possuem altura maior que as pioneiras) (FREITAS et al., 2019). Além disso, a altura de dossel tem relação com biomassa da floresta (ALMEIDA et al., 2019) e até mesmo com a regularidade do regime pluviométrico (DENSLOW; CHAZDON, 2002). Porém, a medição da altura das árvores em trabalhos convencionais de campo possui custosos procedimentos de ser obtida com precisão (FORTIN; DEBLOIS, 2010), sendo frequentemente obtida por estimativa visual, o que gera propagação de erros (HONGYA et al., 2012). Ou seja, nestes frequentes casos de estimativa visual da altura a aquisição desta informação possui alto grau de subjetividade que varia de indivíduo para indivíduo, o que gera uma oportunidade para medição em maior escala via SR.

Apesar da relevância dos regenerantes, este trabalho não aborda diretamente sua medição por RPA-SfM devido à limitação desta tecnologia em coletar dados abaixo do dossel. Porém, sabe-se que projetos de RF com maior heterogeneidade estrutural da vegetação possuem maior diversidade de espécies (VIEIRA et al., 2021), sendo que RPASfM podem avaliar a relação da estrutura do dossel com a biodiversidade (BOURGOIN et al., 2020; CAMARRETTA et al., 2020).

Portanto, fazer uma análise sistêmica dos principais impactos decorrentes da atividade sobre a área, e seu entorno, é fundamental para definir o uso futuro da área,

assim como as ações para se atingir tal propósito, escolhendo o método baseado em ganhos ecológicos oferecido por cada estratégia. Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER, 2004) define como restauração ecológica o processo de auxílio ao reestabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído como resultado direto ou indireto da atividade humana, podendo também ser causado ou agravado por causas naturais.

3.5 INVENTÁRIO FLORESTAL

De acordo com Péllico Netto e Brena (1997), a definição de inventário florestal é complexa, pois, depende dos objetivos em cada caso específico, podendo ser considerado um instrumento para informar os recursos florestais de uma determinada floresta em estudo. Silva et al. (2005) ressaltam que os inventários florestais são executados com o objetivo de fornecer estimativas de um determinado povoamento, as quais podem ser transformadas em volume de madeira por unidade de área (m^3/ha), bem como a densidade do povoamento em estudo.

O inventário pode ser realizado através do censo ou de amostragem, Machado (1988) define como censo quando são mensurados e/ou numerados todos os indivíduos em um inventário florestal, já amostragem refere-se ao uso de técnicas de amostragem. Através do censo ou amostragem é possível obter informações quantitativas e/ou qualitativas conforme o objetivo pré-estabelecido.

As variáveis dendrométricas aferidas em um inventário florestal, quando se objetiva ter conhecimento do volume de um povoamento, são: diâmetro à altura do peito (DAP), altura total (h), diâmetros de copa (Dc) e densidade do povoamento.

Quando realizado o inventário através de amostragem, são estimadas as alturas do povoamento com modelos matemáticos de relação hipsométrica, ou seja, mensuração de aproximadamente 20% das alturas das árvores contidas na parcela. O uso de equações de relações hipsométricas em inventário florestal é uma operação rotineira para estimativa da altura das árvores através da relação DAP e altura total (BASTOS e COUTO,1987).

3.5.1 Florística

A fitossociologia pode ser definida como a ciência das comunidades vegetais, pois busca compreender as características de um determinado ecossistema, suas inter-relações e a sua distribuição no meio (SOUZA et al., 2020; CHAVES et al., 2013). Através dos levantamentos fitossociológicos é possível avaliar alguns fenômenos e complexidades que estão relacionados com a vida das plantas.

Para entender a fisionomia da vegetação, é necessário examinar algumas de suas características, como as funções (características morfológico-biológicas) das espécies que compõem a estrutura ou a distribuição destas na comunidade (MONTROYA-MAQUIN, 1966; MATEUCCI et al., 1982; GOMEZ et al., 2018).

Por outro lado, a composição floral visa identificar a coleção de unidades taxonômicas que compõem a floresta, incluindo suas espécies e famílias (SAMPAIO et al., 2018;). O objetivo de um levantamento da flora é compilar uma lista das espécies vegetais encontradas em uma determinada área (MIRANDA et al., 2019).

Associar a distribuição das plantas na superfície da terra com fatores relacionados à formação de padrões como movimentos continentais, mudanças climáticas, modificações pedagógicas, migrações, mudanças na flora e fauna, entre outros, é uma prática comum no campo da Fitogeografia (sensu strictu) (FREITAS e MAGALHÃES, 2012).

Uma floresta é composta por várias variáveis que a influenciam e a distinguem. Existem critérios específicos que devem ser seguidos a análise da composição florística; para os parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal e vertical; e para as estruturas dos diâmetros, da área basal e do volume. Outras características encontradas também se fazem importantes para compreender a floresta, como informações de infestações e sanidade do tronco, presença de lianas, cipós e trepadeiras, iluminação entrante e a arquitetura da floresta como um todo (SOUZA e SOARES, 2013).

3.5.2 Diversidade

O termo "biodiversidade" refere-se ao estudo das relações quantitativas entre a riqueza de várias categorias biológicas e a abundância relativa de espécies dentro das comunidades, incluindo variação local (diversidade alfa), complementaridade

biológica entre habitats (diversidade beta) e variação entre paisagens (diversidade gama) (SANTOS, 2009; FREITAS e MAGALHÃES, 2012;).

O número de espécies presentes em uma área de interesse, ou, mais especificamente, a riqueza de espécies, poderia ser usado para medir diretamente a diversidade em primeira instância. Mas torna-se praticamente impossível contar todas as espécies em uma determinada comunidade quando se leva em conta a presença de muitas espécies invasoras (especialmente em regiões tropicais), altas taxas de migração e o grande número de espécies que são coletadas apenas uma vez ou duas vezes em cada área de estudo (GONZAGA et al., 2017;).

A segunda forma de padronizar a diversidade seria considerando, por intermédio da interpolação (rarefação) ou da extrapolação, a riqueza de espécies por meio de diferentes índices de riqueza (GONZAGA et al., 2017).

Segundo Lima et al., (2016), os índices de diversidade mais utilizados em estudos ecológicos são os de Shannon (H') e Pielou. O índice de Shannon, derivado da Teoria da Informação, adota unidades que variam conforme a base logarítmica usada – bits (base 2), nats (base neperiana) ou decits (base 10) – e considera a riqueza das espécies e suas abundâncias relativas (GONZAGA et al., 2017).

Sua concepção admite que os indivíduos sejam selecionados arbitrariamente de uma enorme e infinita população, supondo, além disso, que todas as espécies estejam representadas na exposição (DIAS, 2004; FREITAS e MAGALHÃES, 2012;).

Segundo Lima et al., (2016), o Índice de Shannon fornece às espécies raras um peso maior. Este índice apresenta diversas vantagens. Consiste em características que permitem testes estatísticos, como a comparação de valores em vários momentos, entre uma mesma população ou comunidade, e baseia-se em dois parâmetros significativos nas comunidades, nomeadamente o número de espécies e a abundância, entre outros. É capaz de medir os níveis de diversidade em diferentes ecossistemas e para diferentes objetos.

Quando os dados de campo forem provenientes de inventário florestal com amostragem multinível (que tem um nível para cada DAP), os parâmetros fitossociológicos devem ser estimados separadamente. Geralmente é coletado dado como: Nome vulgar e científico; CAP em cm; Altura comercial (Hc) e altura total

(Ht). A altura comercial só é relevante quando o indivíduo atinge um determinado DAP dentro do critério de inclusão estabelecido, e quando se trata de inventários florestais para fins extrativistas (SANTANA et al., 2019; FELFILI et al., 2011).

Após a coleta de material botânico e a devida identificação das espécies estudadas para a composição florística, é possível estimar índices de similaridade (Jaccard e de Sorensen), de diversidade (Shanon-Weanner), de agregação (MacGuinnes, Fracker & Brischle, Payandeh, Hazen, Morisita) e de associação dessas espécies. Outros índices de diversidade são descritos por, Simpson (riqueza), Pielou (equitabilidade), e Jentsch (mistura de espécies), que tem como objetivo abranger dois conceitos: a riqueza e a uniformidade da floresta (FELFILI et al., 2011; FREITAS e MAGALHÃES, 2012;).

3.5.3 Estrutura Horizontal

As características e combinações da abundância de cada espécie por unidade de área (densidade), com a frequência elas ocorrem na área (frequência) e quanto espaço cada uma ocupa no solo (dominância) denominam a estrutura horizontal de uma floresta (LAMPRECHT, 1990; CYSNEIROS et al., 2017;).

Para análise da estrutura horizontal são calculados os seguintes parâmetros populacionais por espécie: Abundância, que é o número de indivíduos de cada espécie no povoamento;

Densidade, que é calculado pelo número de indivíduo por hectare; Dominância, que expressa o grau de ocupação na floresta por cada espécie; Frequência, mede a distribuição de cada espécie em porcentagem por área; e Valor de Importância que une os parâmetros de densidade, dominância e frequência (FELFILI et al., 2011; SANTANA et al., 2019).

Dentre os parâmetros fitossociológicos, podem ser estimados os seguintes:

a) Densidade Absoluta (DA_i): Número de indivíduos de cada espécie dentro de uma associação vegetal. É sempre referido em uma unidade de área, geralmente em hectare (ha). Este parâmetro fornece a ideia do tamanho da população, sem levar em conta o tamanho dos indivíduos ou mesmo sua distribuição espacial (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974).

b) Dominância Absoluta (DOi): Expressa a proporção de tamanho, de volume ou de cobertura de cada espécie, em relação ao espaço ou volume da fitocenose. Assim, cada espécie tem um grau de dominância no espaço que ocupa. O grau de dominância dá uma noção da taxa de ocupação do ambiente por um dado táxon ou uma comunidade, permitindo inferir sobre o grau de utilização dos recursos do ambiente por parte da população. A área basal é um dos parâmetros mais utilizados para mensurar a dominância de árvores em uma floresta em função da rapidez e da facilidade de sua mensuração (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974).

c) Frequência Absoluta (FAi): Porcentagem de unidades de amostragem onde ocorre pelo menos um indivíduo de determinada espécie. Pode ser tomada como um primeiro parâmetro de distribuição de espécies. Este parâmetro mede a regularidade da distribuição horizontal de cada espécie sobre o terreno, ou seja, a sua dispersão média (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974).

De acordo com Mueller-Dombois e Elleberg (1974), para se avaliar a participação percentual de cada espécie no total das árvores é imprescindível que os valores absolutos de densidade, frequência e dominância sejam transformados em valores relativos.

Ao se transformar os valores absolutos em valores relativos, é possível obter o Valor de Cobertura (VC) e o Valor de Importância (VI). O primeiro é obtido através da soma de densidade e dominância relativas. O segundo que adiciona aos dois parâmetros citados a frequência relativa (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974).

3.5.4 Estrutura Vertical

De acordo com Longhi et al., (1992); Santos et al., (2019), o número de estratos que uma comunidade possui variação de acordo com a variedade de formas de vida que estão presentes, refletindo fatores pedológicos, climáticos e biológicos que interagem com o ambiente.

A estrutura vertical (ou posição sociológica) descreve a variação de espécies de plantas de diferentes estratos, cada uma com suas próprias características únicas, se juntam para formar uma comunidade vegetal. É comum observar uma diferenciação ou estratificação vertical que é causada principalmente pela resposta da vegetação à redução da taxa de luminosidade (HERRERA et al., 2009; MIRANDA et al., 2019;).

Uma caracterização mais completa da importância ecológica das espécies na comunidade floral é possível utilizando informações de estudos da estrutura vertical em conjunto com estimativas dos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal (SENRA, 2000; SANTANA et al., 2019;).

A análise estrutural vertical engloba estimativas da posição sociológica e de regeneração natural da floresta através de obtenção de dados como a altura total dos indivíduos arbóreos. Essa análise somada com a análise da estrutura horizontal pode nos gerar importantes parâmetros sobre a ecologia na comunidade florestal (FELFILI et al., 2011; SOUZA et al., 2020;).

Outro método, citado por Souza et al. (2003), divide a floresta em três estratos de altura total, sendo: estrato inferior – compreende as árvores com altura total (H) menor que a altura média (H_m) menos uma unidade de desvio padrão ($1 s$) das alturas totais, ou seja, $H < (H_m - 1 s)$; estrato médio – compreende as árvores com $(H_m - 1 s) \leq H < (H_m + 1 s)$; estrato superior – compreende as árvores com $H \geq (H_m + 1 s)$.

Para fins de determinação da estratificação florestal, Souza et al. (2003) aconselham o uso de análises multivariadas. Isso é feito primeiro organizando as alturas totais das árvores em ordem crescente, dividindo-as em classes com amplitude de 1 m, e então criando uma matriz X de dados para alturas totais, onde cada variável, X_{ij} , representa a altura total da i -ésima árvore classificada na j -ésima classe de altura total. Então, as análises de Cluster e discriminante são utilizadas para avaliar a existência de grupos distintos de classes de altura total e a ratificação da formação destes grupos, respectivamente.

3.6 USO DE GEOTECNOLOGIA NA ÁREA FLORESTAL

O Sensoriamento Remoto (SR) estuda diversos quesitos voltados à ocupação do solo nos meios urbano e rural. No meio rural, onde ocorre boa parte dos projetos de RF, cabe ressaltar a agricultura, que se revolucionou ao utilizar tecnologias digitais voltadas à redução de desperdícios numa mesma gleba, o que é característico da Agricultura de Precisão (ZHANG; WANG; WANG, 2002; TSOUROS; BIBI; SARIGIANNIDIS, 2019).

A agricultura possui relevante importância econômica e social, sendo objeto de estudos de inovação por SR para aumento de produtividade (STAFFORD, 2000) e que já possui casos de sucesso (ZHAI et al., 2020). No caso do SR voltado à preservação do meio ambiente, a maior parte dos estudos, segundo Camarretta et al. (2020), envolve mudanças de cobertura do solo e áreas de remanescente de vegetação, sendo projetos RF ainda carentes de estudos nos diferentes sensores. Entretanto, diversos outros estudos já vêm sendo conduzidos nos últimos anos de forma a sinalizar potenciais benefícios significativos ao monitoramento da RF em larga escala (ALMEIDA et al., 2020).

A comprovação do grande potencial do SR em proporcionar maior escala à RF pode vir mediante definição de um conjunto de métricas e metodologias capazes de gerar informação efetiva (DELUCA et al., 2010; PETTORELLI et al., 2018). Porém, tal definição de um conjunto de métricas e metodologias entre RF e SR depende da escala da análise, sendo um dos gargalos do monitoramento da RF via SR a alocação de profissionais especializados para a coleta e processamento de dados (CAMARRETTA et al., 2020).

Mecanismos de ampliação da escala ou de monitoramento mais eficiente da RF são buscados não apenas por empreendedores, mas também por órgãos fiscalizadores. No caso de atividades de fiscalização, as geotecnologias mostraram êxito em mapear não apenas incêndios (SOUZA et al., 2019) e fronteiras agrícolas (ARVOR et al., 2013), mas também o cumprimento de metas de RF em projetos de mineração (NASCIMENTO et al., 2020) e de agropecuária (SILVA et al., 2022).

Apesar da importância do SR no mapeamento da cobertura do solo por vegetação arbórea, que é uma variável importante na gestão e monitoramento de processos de RF, Putz e Redford (2010) alertaram que a degradação da qualidade das florestas é imperceptível ao SR, concluindo então que tal limitação tornará sempre necessária a realização de trabalhos de campo em áreas de RF. Tal constatação é importante, pois o surgimento de tecnologias frequentemente impulsiona o debate da substituição do campo por SR, sendo que o objetivo do SR deve ser ampliar a escala do monitoramento da RF.

Ao se considerar produtos de SR orbital com maior resolução espacial, é possível obter dados que requerem maiores detalhes, como a densidade de árvores. A densidade de árvores pode ser obtida por Detecção Individual de Árvores (DIA), na

qual cada árvore é contabilizada por uma coordenada geográfica (MOHAN et al., 2017), ou por Detecção de Copa de Árvores (DCA), onde cada árvore tem sua copa delimitada (BRAGA et al., 2020), o que permite inferir alguns atributos de cada árvore, como identificação da espécie, clareiras ou biomassa (JING et al., 2012).

Na proposta de monitoramento de RF via RPA-SfM, a altura do dossel é uma variável importante na fase definida por Brancalion et al. (2012) como Fase de vegetação formada (4 ou mais anos). Ou seja, uma vez fechado o dossel, o que numa RF bem conduzida ocorre após 4 anos de instauração do projeto, a variável altura ganha importância porque sua evolução indicará se as plantas clímax se estabeleceram no processo de sucessão ecológica o qual se baseou a RF. Ressalta-se que RPA-SfM é capaz de medir a elevação da paisagem com precisão centimétrica (CLAPUYT; VANACKER; OOST, 2016; UYSAL; TOPRAK; POLAT, 2015), logo, a variável altura das árvores, antes muitas vezes menosprezada, pode ser medida rapidamente e de forma precisa (ZAHAWI et al., 2015), compondo assim uma importante base de dados no monitoramento da RF.

Existem inúmeros trabalhos publicados no âmbito acadêmico que consideram RPA de baixo custo aqueles que embarcam sensores RGB (SCHIRRMANN et al., 2016), ou mesmo sensores de baixo custo (GAGEIK; BENZ; MONTENEGRO, 2015). No caso do trabalho de Sankey et al. (2017), foram utilizados dois sensores altamente complexos embarcados em um RPA, que são os sensores lidar e hiperespectral, na comparação com sensores multiespectrais e dados de campo para monitoramento de biomassa vegetal em evento pós-incêndio. A correlação com dados de campo utilizando fusão de sensores lidar e hiperespectral foi maior do que utilizando esses complexos sensores separadamente e do que utilizando o sensor multiespectral. O sensor multiespectral, porém, obteve bons índices de acurácia referentes à biomassa (a identificação de espécies não foi realizada no trabalho) e se mostrou uma alternativa de menor custo ao monitoramento de RF pós incêndio no Arizona (EUA) principalmente se a densidade de árvores for baixa.

Diante do potencial que os RPA oferecem no monitoramento de áreas em RF, Reis et al. (2019a) compararam a performance de sensor multiespectral RGNIR (SfM-MVS) e LiDAR no mapeamento automático de quatro importantes classes a serem monitoradas em RF na Bahia (Brasil): sombra (classe muito presente no sensor RGNIR, que é um sensor passivo), dossel, gramíneas e solo exposto. Os autores

também buscaram comparar a acurácia dos classificadores supervisionados MAXVER e Random Forest (GISLASON; BENEDIKTSSON; SVEINSSON, 2006). Coordenadas geográficas foram coletadas em campo para validar a classificação e a acurácia foi medida por matriz de confusão e índice Kappa. Os resultados SfM-MVS e LiDAR obtidos por Reis et al. (2019a) tiveram excelente desempenho, sendo maior no algoritmo Random Forest do que no MAXVER em ambos os casos. Acerca da aplicação das tecnologias SfM-MVS e LiDAR, os autores ressaltaram que o primeiro tem a vantagem de ter menor custo de aquisição e o último a vantagem de não ser afetado por sombra por ser um sensor ativo.

Mesmo diante de tantos trabalhos evidenciando boa acurácia da tecnologia SfM-MVS aplicada por RPA em áreas florestais de dossel aberto (WALLACE et al., 2016; CHEN et al., 2017; YURTSEVEN et al., 2019; PULITI et al., 2015) e modelagens mais robustas se mostrando necessárias em locais com dossel fechado (WALLACE et al., 2016; CHEN et al., 2017), é oportuno estudar a contribuição desta tecnologia no contexto de monitoramento da RF.

Indicadores de Biodiversidade são significativamente desafiadores de serem obtidos por sensores embarcados em RPA nos biomas brasileiros porque há grande biodiversidade nestes locais (MYERS et al., 2000; PRANCE, 1994). Tal desafio é reconhecido por autores que estudaram mapeamento automático de espécies de florestas temperadas (menor biodiversidade) com uso de tecnologias de SR (PULITI et al., 2015; NEVALAINEN et al., 2017).

Laliberte, Browning e Rango (2012) realizaram o mapeamento de 27 espécies de vegetação consideradas dominantes com base em sensores multiespectrais. Os autores realizaram segmentação automática com dados referência obtidos mediante avaliação visual, utilizando no processo uma separação entre classes de sombra, solo exposto, vegetação e vegetação esparsa e amostragem por espécie nas áreas classificadas como vegetação. Dentre os vários testes de modelos de classificação, os valores de Kappa variaram entre 0,4 e 0,9.

Gini et al. (2012) mencionaram a geração de algumas variáveis a serem utilizadas no processo de classificação para identificação de espécies: NDVI, RATIO (NIR/R), NIR/(R+G+B+NIR), G/(R+G+B+NIR), IHS (Intensidade, Matiz e Saturação) (SCHOWENGERDT, 2007; NOVO, 2008; LILLESAND; KIEFER;

CHIPMAN, 2015) usando apenas H e S na classificação, bem como o algoritmo de classificação não-supervisionada ISOCLASS (SCHOWENGERDT, 2007).

3.7 VEÍCULOS AÉREOS NÃO TRIPULADOS (VANT)

Os processos de coleta de dados são baseados em tecnologias tipo fotogrametria, sensoriamento remoto e levantamento de campo, já empregados há muito tempo em diversas áreas da geociência e da engenharia, e os produtos resultantes desses processos de coleta de dados é que são as verdadeiras fontes de dados dos SIG, afirma RODRIGUES (1990). O uso de sensores remotos aerotransportados permite, assim, reduzir significativamente o tempo necessário para a extração de informações das imagens e, conseqüentemente, para que os produtores agrícolas melhorarem as práticas de manejo. (ZHANG; KOVACS, 2012).

Atualmente, os VANT's possuem uma natureza e caráter multidisciplinar, realizando tarefas a custos relativamente baixos em comparação às aeronaves tripuladas. De acordo com Siqueira Junior (2018), para a obtenção de imagens aéreas e modelos digitais de elevação com finalidades relacionadas ao monitoramento ambiental se utilizam, geralmente, câmeras digitais de pequeno a médio formato, não métricas e de captura do espectro visível (RGB) ou infravermelho (NIR), sensores light detection and ranging (LIDAR), sensores multiespectrais e hiperespectrais. Uma outra abordagem é a fotogrametria de estrutura a partir de movimento (SfM), com base em imagens tiradas de várias perspectivas enquanto um Drone voa sobre um campo, as câmeras digitais fornecem imagens de alta resolução e baixo custo que podem ser usadas para SfM e medição de alguns fenótipos de plantas, incluindo população, altura, acomodação, tempo de floração e rendimento (SHI et al., 2016).

3.7.1 Tipos de RPA

RPAs podem ser asa-fixas ou asa-rotativas. A Figura 3 abaixo ilustra exemplos desses tipos de RPA.

Conforme mencionado por Jaimes, Kota e Gomez (2008), asa-fixa tem a vantagem de cobrir maior área por voo, mas demanda maiores restrições para decolagem e pouso ao requerer área mínima sem obstáculos e de baixa declividade. Já os RPA asa-rotativa

possuem a relação inversa de vantagem e desvantagem. Pequenas clareiras já são suficientes para decolagem e pouso de asa-rotativa, mas em compensação cobrem menor área por voo. Como áreas de RF em geral não são extensas e com certa frequência não possuem áreas adequadas para decolagem e pouso de asa-fixa, RPA asa-rotativa costumam ser mais adequados a áreas de RF (ALBUQUERQUE et al., 2017).

Figura 3: Exemplo de RPA asa-rotativa/ multirotor (a) e asa-fixa (b).



Fonte: Própria Autora, 2024.

3.7.2 Padrões de voo

O sobrevoo de áreas utilizando RPA requer cuidados legais (ANAC, 2017a) e técnicos (HE; LI; ZHANG, 2012; DANDOIS; OLANO; ELLIS, 2015; TORRES-SÁNCHEZ et al., 2018).

Os cuidados legais variam principalmente conforme a classe do RPA, que depende basicamente do peso da aeronave. Assim, RPA de classe 1, classe 2 e classe 3 devem ter peso máximo de decolagem maior que 150 kg, entre 25 kg e 150 kg e até 25 kg (ANAC, 2017a). A Figura 6 ilustra um Quadro-Resumo das particularidades legais de cada classe.

Notar que a Figura 4 apresenta a classe aeromodelos, descrita pela própria fonte da figura como "Aeronave não tripulada usada para recreação"(ANAC, 2017b). Comenta-se, portanto, que aeromodelos não serão utilizados neste trabalho. Sobre as classes de RPA, esta dissertação engloba RPA apenas da classe 3, pois possui menores restrições de uso, maior facilidade de manuseio (o que facilita a difusão do conhecimento) e menor custo de aquisição. As vantagens das RPA das demais classes seriam a capacidade de sobrevoar áreas maiores, mas como a maioria das propriedades rurais

possui menos de cem hectares (DIEESE, 2011; VIEIRA-FILHO; GASQUES, 2020), o uso apenas da classe 3 é oportuno.

Figura 4: Quadro-Resumo da Regulamentação da ANAC, que considera diferentes normativas conforme classe da RPA. BVLOS é Beyond the Visual Line of Sight e VLOS é Visual Line of Sight.

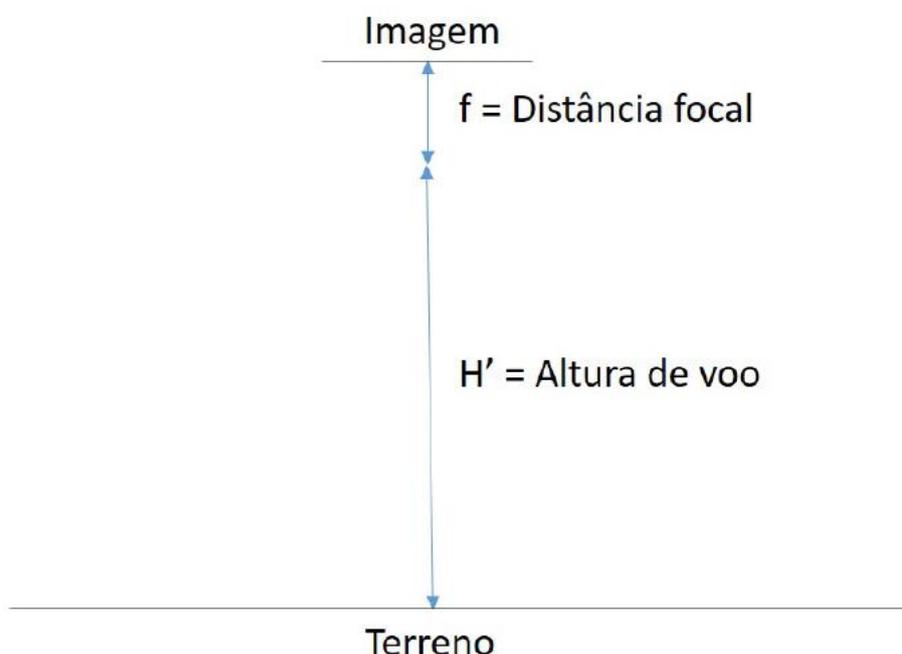
Resumo da Regulamentação da ANAC				
	RPA Classe 1	RPA Classe 2	RPA Classe 3	Aeromodelos
Registro da aeronave?	Sim	Sim	BVLOS: Sim VLOS: Sim ¹	Sim ¹
Aprovação ou autorização do projeto?	Sim	Sim ²	Apenas BVLOS ou acima de 400 pés ²	Não
Limite de idade para operação?	Sim	Sim	Sim	Não
Certificado médico?	Sim	Sim	Não	Não
Licença e habilitação?	Sim	Sim	Apenas para operações acima de 400 pés	Apenas para operações acima de 400 pés
Local de operação	A distância da aeronave não tripulada NÃO poderá ser inferior a 30 metros horizontais de pessoas não envolvidas e não anuentes com a operação. O limite de 30 metros não precisa ser observado caso haja uma barreira mecânica suficientemente forte para isolar e proteger as pessoas não envolvidas e não anuentes. Esse limite não é aplicável para operações por órgão de segurança pública, de polícia, de fiscalização tributária e aduaneira, de combate a vetores de transmissão de doenças, de defesa civil e/ou do corpo de bombeiros, ou operador a serviço de um destes.			

Fonte: ANAC (2017b).

A legislação permite voos de RPA classe 3 em altura de até 120 metros sem habilitação específica, sendo necessário apenas ser maior de 18 anos (ANAC, 2017a). Sensores RGB e multiespectrais são capazes de gerar ortomosaicos com Ground Sampling Distance (GSD) inferior a cinco centímetros, o que é um produto de altíssima resolução espacial.

O GSD é uma variável muito relevante em trabalhos de RPA e, basicamente, depende de duas importantes componentes: resolução do sensor (distância focal e tamanho do pixel) e altura do voo (HE; LI; ZHANG, 2012). Cada sensor possui suas especificações, que na prática são escolhidas no ato da aquisição do equipamento. Uma vez adquirido o sensor, a resolução dele já é escolhida e a variável a ser trabalhada na definição do GSD é a altura do voo. A Figura 5 abaixo ilustra a relação de altura do voo e GSD, que nada mais é do que uma semelhança de triângulos.

Figura 5: Procedimento para determinação de altura (H') como variável a ser trabalhada na definição do GSD, uma vez que a resolução f (Distância focal) do sensor não varia após a escolha do equipamento.



Fonte: Própria Autora, 2024.

A Equação 1 mostra a relação entre altura de voo (H'), distância focal (f) e Tamanho do pixel (Tp) ilustrada na Figura 6 para definição do GSD. Na prática, aumentando-se a altura de voo, aumenta-se o GSD (HE; LI; ZHANG, 2012). Dandois, Olano e Ellis (2015) verificaram que voos a 80 metros apresentaram melhores resultados que alturas abaixo deste valor. Já Torres-Sánchez et al. (2018) voaram RPA a alturas menores que 100 metros, verificando que esta altura de cem metros gerou os melhores resultados.

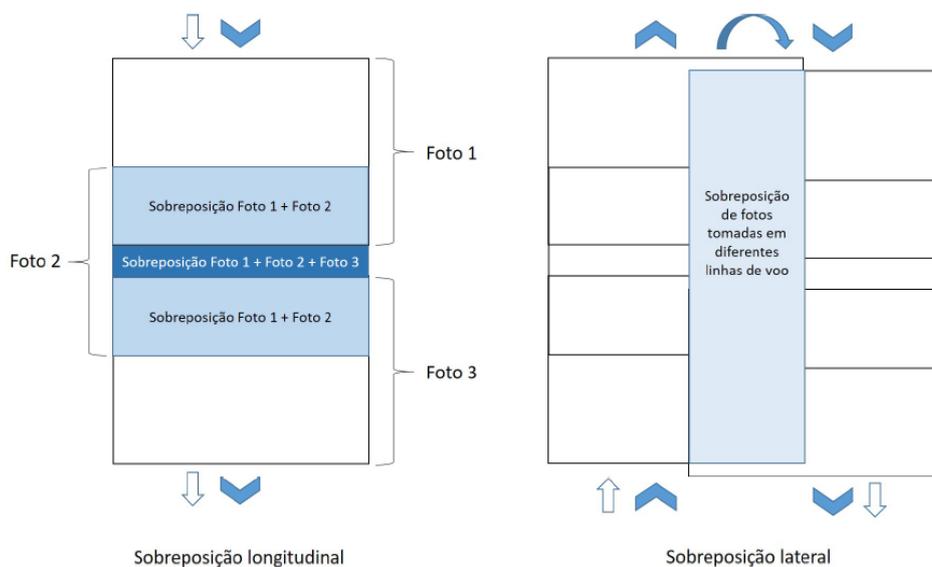
$$\text{GSD} = \text{Tp} * \text{H}' / \text{F} \quad (\text{eq.1})$$

A altura de cem metros para o voo costuma ser suficiente para garantir segurança do drone em relação a objetos da superfície, obtenção de permissão de uso do espaço aéreo brasileiro (ANAC, 2017a) e obtenção de GSD inferior a três centímetros para sensores RGB embarcados em RPA. Logo, para RPA-SfM de baixo custo recomenda-se voos a uma altura inferior a 100 metros.

Outra questão importante em relação aos voos com RPA reside na sobreposição de imagens para ocorrência do fenômeno estereoscopia (SHABAYEK et al., 2012; SANTOS et al., 2017), que no âmbito das geotecnologias possibilita o fornecimento de produtos como ortomosaicos e DSM (EISENBEISS, 2009). Ao se planejar um voo,

é necessário informar a sobreposição longitudinal e a sobreposição lateral (Figura 6), sendo que quanto maior a sobreposição, maior a qualidade dos dados, porém, maior o tempo de processamento computacional (HAALA; CRAMER; ROTHERMEL, 2013; DANDOIS; OLANO; ELLIS, 2015; WALLACE et al., 2016; TORRES-SÁNCHEZ et al., 2018).

Figura 6: Esquema par o planejamento de sobreposição longitudinal e lateral de imagens de RPA.



Fonte: Própria autora, 2024.

Dandois, Olano e Ellis (2015) concluíram que estudos de vegetação demandam alta sobreposição de imagens, no caso, maior que 80% longitudinal e lateral. Já Torres-Sánchez et al. (2018) verificaram que sobreposição lateral de 95% longitudinal geraram os melhores resultados no delineamento automático de copa de árvores em plantio de oliveiras, sendo que o tempo de processamento de dados para 97% de sobreposição longitudinal foi 85% maior que em sobreposição longitudinal de 60%. A Agricultura de Precisão demanda alta resolução temporal na obtenção de dados sobre o plantio (ZHANG; WANG; WANG, 2002), resolução temporal esta não tão urgente em projetos de RF, tornando oportuno o uso de altas taxas de sobreposição de imagens neste trabalho para um maior detalhamento das copas das árvores (WALLACE et al., 2016). Ainda, seguindo uma recomendação do software Map Pilot1, sugere-se a sobreposição longitudinal dos voos de 90% e a sobreposição lateral de 80% quando se deseja mapear árvores.

Um fator importante a ser observado na realização de voos RPA é o vento. Neste assunto, Dandois, Olano e Ellis (2015) verificaram que ventos fortes aumentam o

consumo de bateria do RPA, pois demanda-se mais potência no motor para fazer seu deslocamento e conseqüentemente diminui o tempo de voo. Além disto, RPA de asa-fixa tendem a ser mais prejudicados por vento do que RPA de asa-rotativa (DANDOIS; OLANO; ELLIS, 2015), além de possuírem melhor capacidade de voo em condições de vento intenso (ALBUQUERQUE et al., 2017), reforçando o uso de asa-rotativa neste trabalho.

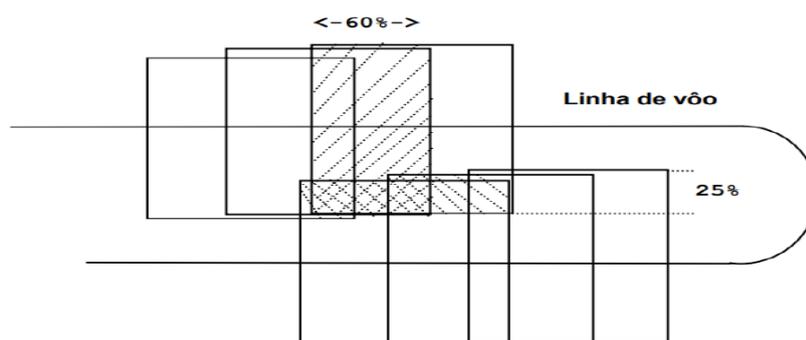
3.7.3 Plano de voo

O recobrimento aerofotográfico exige a elaboração de um plano de voo, o qual deve constar o traçado das rotas para que seja atingido o local de interesse, informações meteorológicas das condições de tempo sobre a área e também diversas informações técnicas do trabalho a ser executado (DISPERATI, 1991).

De acordo com Marquetti e Garcia (1978), os elementos básicos para planejamento/confecção de um plano de voo são: altura de voo na área de referência, distância entre as consecutivas exposições e distância entre as linhas de voo para recobrimento total da área.

As linhas de voo são planejadas de forma a permitir o recobrimento da área total desejada, sendo utilizados recobrimentos tanto no sentido longitudinal quanto vertical da imagem, conforme ilustra a Figura 7.

Figura 7: Demonstração da linha de voo e os recobrimentos laterais e longitudinais.



Fonte: Tommaselli (2009).

Segundo Carvalho e Araújo (2009), o conjunto de duas fotografias aéreas pode ser designado como par estereoscópio, em geral o recobrimento das fotografias aéreas é de 60% horizontal e 30% lateral, o que permite a percepção estereoscópica.

Abreu et al. (2014), realizaram estudo com o uso de RPA para planejamento florestal, com altitude média de 120 metros em relação ao solo, velocidade de aproximadamente 43 km/h, cobertura lateral de 86 % e longitudinal de 75%.

Durante a realização do voo, as fotografias são tiradas em intervalos de tempo igual, modo que permite que todos os alvos de terreno sejam registrados no mínimo duas vezes em duas fotografias aéreas consecutivas (CARVALHO e ARAÚJO, 2009).

3.7.4 Utilização de RPA`s para inventário florestal

No setor florestal, a obtenção de informações mais detalhadas do povoamento serve de suporte às práticas de manejo, inventário e demais atividades que envolvem as variáveis do povoamento, as quais podem ser obtidas através de fotografias aéreas (DISPERATI et al., 2007).

De acordo com Soares et al. (2015), as RPA´s podem ser utilizados para monitoramento de povoamentos florestais, desde que permita o georreferenciamento da imagem, com custo reduzido, pois possibilita o imageamento de grandes áreas em curtos períodos.

Araújo, Chavier e Domingos (2006) avaliaram a potencialidade do uso de imagens geradas por RPA na atividade florestal, concluíram que os métodos tradicionais de inventário de sobrevivência e qualidade da floresta podem ser substituídos por imagens geradas por RPA.

De acordo com estudo realizado por Martello et al. (2015), a utilização de imagem aérea obtida por uma RPA possibilitou a identificação de falhas de plantio, mapeamento e delimitação das áreas que apresentavam maior perdas de indivíduos.

3.8 SENSORIAMENTO REMOTO E ÍNDICES DE VEGETAÇÃO

O SR é definido como o conjunto de tecnologias empregadas para capturar, transmitir dados do ambiente terrestre a partir da sua interação com a radiação eletromagnética (REM). Visa obter informações contidas nas imagens e a sua codificação em documentos que possam ser lidos na forma de gráficos, mapas ou tabelas (MENESES; SANO, 2012).

A normalização de imagens consiste no tratamento de imagens multitemporais, retificadas com relação a imagem -referência (HALL et al., 1991). A engenhosidade dos equipamentos, a sofisticação computacional, a robótica e a engenharia geomática (COLOMINA et al., 2008) propiciam produtos de resolução e precisão elevada, que podem ser gerados mesmo com câmeras convencionais não-métricas (SIMARD et al., 2011).

Imagens de SR podem ser utilizadas para mapear propriedades do solo, classificação de espécies de cultura, detecção de estresse hídrico e doenças de cultivos. A sua aplicação é difundida na agricultura de precisão e na análise ambiental (COLOMINA; MOLINA, 2014). Tais aplicações são baseadas em medidas da radiação em diferentes comprimentos de onda, para determinar as assinaturas espectrais e os diagnósticos (LEONARD, 2016).

A aplicação dos IV possuem uma importante função no manejo e monitoramento de coberturas vegetais, principalmente quando incorporados com os VANT e demais plataformas tecnológicas de precisão (BRYSON et al., 2010).

Com a evolução das geotecnologias, diferentes métodos de sensoriamento remoto têm sido aplicados para o mapeamento, atualização de inventários florestais e avaliação de danos florestais, por meio de fotografias aéreas e imagens digitais. A rápida evolução tecnológica de sensores remotos vem proporcionando a obtenção de dados digitais com uma resolução e informações de variáveis extremamente úteis para a ciência florestal (SOUZA et al., 2007).

No estudo de Zarco-Tejada et al. (2014) foi possível constatar, usando sensores passivos, a altura de árvores em florestas da Espanha utilizando uma câmara RGB (Red, Green e Blue) modificada para detecção infravermelha de cores. Por meio de MDS (modelo digital de superfície) e de ortoimagens, foi obtida a altura das árvores, que foram precisamente comparadas a medidas realizadas em campo.

Graça et al. (2017) relatam que a utilização de Drones como técnica e/ou método de aquisição de imagens de alta resolução para sensoriamento remoto aparece como uma alternativa mais viável quando comparado com as técnicas de sensoriamento remoto obtidas via satélite. Por sua vez, Danilo Almeida et al. (2019) monitoraram um experimento de restauração florestal com espécies nativas no bioma Mata Atlântica a partir de dados de inventário de campo e sensoriamento remoto obtidos por LIDAR aerotransportado. Utilizando a integração desses dados, foram analisadas três variáveis

estruturais derivadas do Lidar como altura do dossel, rugosidade e o índice de área foliar além de uma variável de campo. Essa caracterização das diferenças estruturais entre os tratamentos determinou uma melhor compreensão das hipóteses ecológicas dentro de cada sistema de restauração florestal.

Estamos vivendo em uma era de dilúvio de dados conhecida como Indústria 4.0 ou 4ª Revolução Industrial. Trata-se de um conceito que possibilita a conexão de tudo a partir do acionamento de um sistema de tecnologia da informação à distância com enorme fluxo de dados sendo processados (MARTINS; BARBOSA, 2019). Nesse contexto, o setor florestal também acompanha a nova geração tecnológica, citando o manejo florestal de precisão a partir de drones, GNSS de alta precisão e uso de algoritmos para segmentação e geolocalização automática de árvores codominantes e dominantes (FIGUEIREDO et al., 2018).

Segundo Ponzoni (2001), diversos índices de vegetação têm sido propostos na literatura, com o intuito de examinar as propriedades espectrais da vegetação, porém nos mapeamentos florestais os índices de vegetação mais difundidos são, o Índice de Razão Simples (IRS, ou em inglês: Simple Ratio Index - SRI), Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (IVDN, ou em inglês: Normalized Difference Vegetation Index – NDVI), Índice de Vegetação da Resistência Atmosférica (em inglês: Atmospherically Resistant Vegetation Index – ARVI), Índice de Vegetação de Amplo Alcance (em inglês: Wide Dynamic Range Vegetation Index – WDRVI) e Índice de Vegetação da Diferença Normalizada utilizando a banda verde (em inglês: Green Normalized Difference Vegetation Index – GNDVI). Eles são mais utilizados para determinar o índice de área foliar. O Índice de Vegetação Ajustado para o Solo (em inglês: Soil Adjusted Vegetation Index – SAVI), vem sendo cada vez mais utilizado nas formações florestais (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2015; BERGER, 2014).

Índice de vegetação da Diferença Normalizada (em inglês: *Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)*) (ROUSE et al., 1974) é o índice de vegetação mais difundido, com valores que variam de 0 a 1 e que utiliza das bandas do vermelho e do NIR (Equação 2).

$$NDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{red})}{(\rho_{NIR} + \rho_{red})}$$

(Eq. 2)

Índice de Vegetação Ajustado para o Solo (em inglês: Soil Adjusted Vegetation Index – SAVI) (Equação 3).

$$SAVI = \frac{(1 + L)(\rho_{NIR} - \rho_{red})}{(L + \rho_{NIR} + \rho_{red})}$$

(Eq. 3)

Índice de Vegetação da Diferença Normalizada utilizando a banda verde (em inglês: Green Normalized Difference Vegetation Index – GNDVI) (Equação 4).

$$GNDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{green})}{(\rho_{NIR} + \rho_{green})}$$

(Eq. 4)

Em que:

ρ_{NIR} , ρ_{red} , ρ_{green} , ρ_{blue} referem-se ao fluxo radiante refletido no vermelho (visível), fluxo radiante refletido no infravermelho próximo, fluxo radiante refletido no verde (visível) e fluxo radiante refletido no azul (visível) respectivamente; a = Coeficiente de ponderação; x = Efeito do aerossol; L = É uma constante de ajuste determinada para minimizar a sensibilidade do índice de vegetação as variações de reflectância dos tipos de solo.

Os valores de ρ_{IVP} e ρ_V são obtidos por uma série de transformações que dependem do tipo de sensor utilizado, bem como dos valores de radiância que foram medidos pelos detectores do sensor em cada banda espectral (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2010).

Conforme Ponzoni (2002), o SRI foi o primeiro índice de vegetação a ser usado para mapeamento, ele baseia-se no princípio de que as folhas irão absorver mais radiação eletromagnética na região do vermelho que na do infravermelho. Desta

maneira, quanto mais densamente vegetada for área, maior será o valor da razão (BERGER, 2014).

Já o NDVI é o mais difundido por ser bastante aplicado nos sensores da série Landsat, principalmente para monitoramento da vegetação por meio das análises temporais da vegetação, permitindo que se faça comparação de atividades fenológicas, picos de verde, mudança fisiológica das folhas, período de senescência, entre outros (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2015; CRISTIANO et al., 2014). O seu uso se tornou crescente para culturas agrícolas e florestais, porém a sua interpretação deve-se levar em consideração vários fatores limitantes, tais como, interferência atmosférica, largura de cada banda (nesse caso as faixas do vermelho e infravermelho próximo), que pode variar de acordo com os sensores, resolução espacial (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2015; BERGER, 2014).

O SAVI é um índice de vegetação que elimina as características do solo, pois ela tem influência direta nos cálculos dos índices de vegetação. Ele faz o uso de uma constante “L”, que tem a função de eliminar os efeitos que o solo traz para o resultado do índice de vegetação (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2015; JENSEN, 2011). Segundo Huete (1988), essas constantes têm valores ótimos para serem utilizadas, sendo elas, $L=1$ para densidade baixa de vegetação, $L=0,5$ para densidade média de vegetação e $L=0,25$ para vegetações mais densas.

Segundo Gitelson et al. (1996), o GNDVI pode ser bastante utilizado para trabalhos que necessitem de índices de vegetação, pois ele se assemelha ao NDVI que é muito difundido, porém fazendo uso da região espectral do verde e não do vermelho, pois o verde aumenta a sensibilidade para a presença de clorofila. Conforme Kaufman e Tanré (1992), o ARVI é utilizado para reduzir a dependência do NDVI para as condições atmosféricas, pois nele é utilizado as regiões espectrais do azul, vermelho e infravermelho próximo, onde a região do vermelho que é menor que a do infravermelho, fazendo com que seja mais sensível aos efeitos atmosféricos.

Assim, os índices de vegetação apresentam uma relação da reflectância da vegetação com bandas do visível e infravermelho medidos nas folhas, onde seus valores iram variar de acordo com o índice utilizado (MOREIRA, 2011; JENSEN 2011).

Neste sentido, o presente estudo está inserido no contexto do estudo florestal de precisão, aplicado ao bioma Mata Atlântica, contribuindo com a pesquisa sobre o uso

de drones como ferramenta de análise da vegetação florestal, com a utilização do índice de vegetação NDVI, após a recuperação das áreas degradadas pela mineração de bauxita.

4. MATERIAL E MÉTODOS

No que diz respeito ao objeto de estudo, a pesquisa caracterizou-se como descritiva, através de estudos de campo, como: inventário florestal, levantamento com drone, análises de índice de vegetação e análises estatísticas, de forma comparativa.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no município de Poços de Caldas -MG, que se encontra no Domínio fitogeográfico da Mata Atlântica, com predomínio de Florestas Ombrófilas Montanas e Altomontanas (VELOSO & RANGEL FILHO 1991). Porém, na constatação de Oliveira Filho (2006) e Oliveira Filho et al. (2006) estão classificadas como Floresta Estacional Semidecidual Alto-Montana. Observa-se também na região fitofisionomias de Campos de Altitude e Matas de Galeria (Guimarães et al. 2008).

A cidade encontra-se em uma faixa de transição entre os climas quentes das latitudes baixas e os climas mais frios das latitudes médias (Pompeu, 2009). Assim, o clima do município, de acordo com a classificação de Köppen (1948), é definido como Cwb (subtropical de altitude), mesotérmico, caracterizado por duas estações bem definidas, verões brandos e chuvosos e invernos secos (Costa, 2010; Sá Júnior, 2009; Moraes, 2007; Prefeitura Municipal de Poços de Caldas, 2006; Pompeu, 2009).

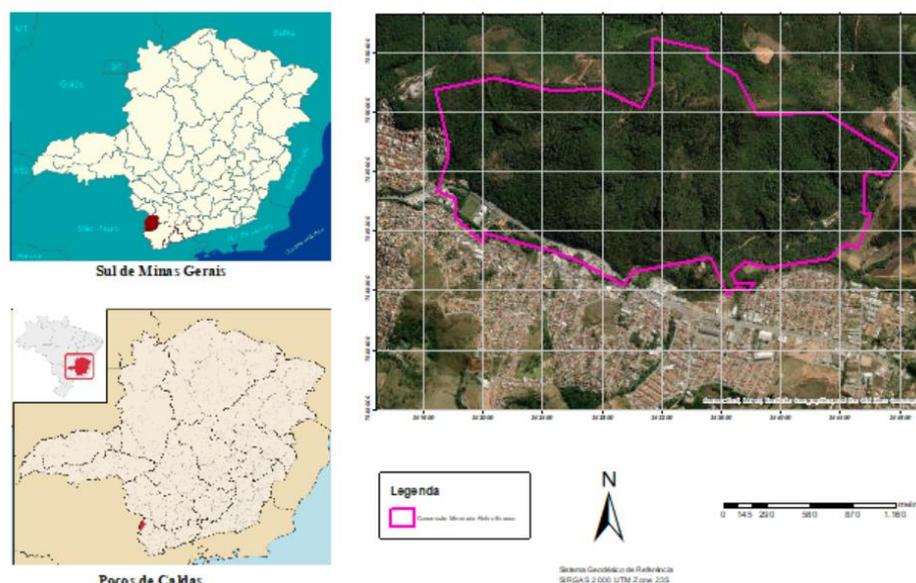
Devido à sua natureza vulcânica, Poços de Caldas tem altimetria média de 1.200 metros e situa-se em uma cota altimétrica superior à das cidades circunvizinhas, fato que confere à região condições climáticas particulares. No município, as precipitações variam entre 1300 mm e 1750 mm anuais, a temperatura média do ano é de 17° C e a umidade relativa média 79%. A temperatura média no inverno (de abril a setembro) é de 15°C, podendo decrescer até -6°C, e as precipitações não ultrapassam os 315 mm. Já no verão, de outubro a março, a temperatura média é de 21°C e as precipitações atingem os 1430 mm (Prefeitura Municipal de Poços de Caldas, 2006).

A cidade está inserida em um dos maiores complexos alcalinos do mundo, o Planalto de Poços de Caldas, que se encaixa geologicamente nos limites da Bacia Sedimentar do Paraná e dos contrafortes da Serra da Mantiqueira (Ellert, 1959). O maciço possui área total de aproximadamente 800 km² (Ellert, 1959) e abrange treze municípios no limite dos estados de Minas Gerais e São Paulo.

A área de estudo fica na propriedade da Companhia Geral de Minas, denominada como Retiro Branco, dentro da Concessão Minerária com portaria de lavra concedida pela ANM de nº 3969/1958, de mesmo nome, tendo a extensão da poligonal licenciada 487 hectares (Figura 8).

As áreas do Retiro Branco foram submetidas às atividades de mineração para a extração de bauxita desde 1978. Nesse período, o local foi desflorestado, tendo a camada superficial do solo (30 a 40 cm) removida, e a mineração chegando a uma profundidade média de 4,5 m. As atividades de Reabilitação iniciaram-se no ano agrícola de 1981/1982, tendo sido feito a reconstrução topográfica do terreno tendendo à topografia original, com adoção de práticas de conservação do solo (curvas de nível e patamares) e recolocação de uma camada aproximadamente de 30 cm de solo superficial (armazenado no início das atividades de mineração) e realizado o plantio direto de mudas do bioma Mata Atlântica.

Figura 8: Localização da área de estudo dentro da Concessão minerária denominada Retiro Branco (destacada em rosa), Poços de Caldas, MG.

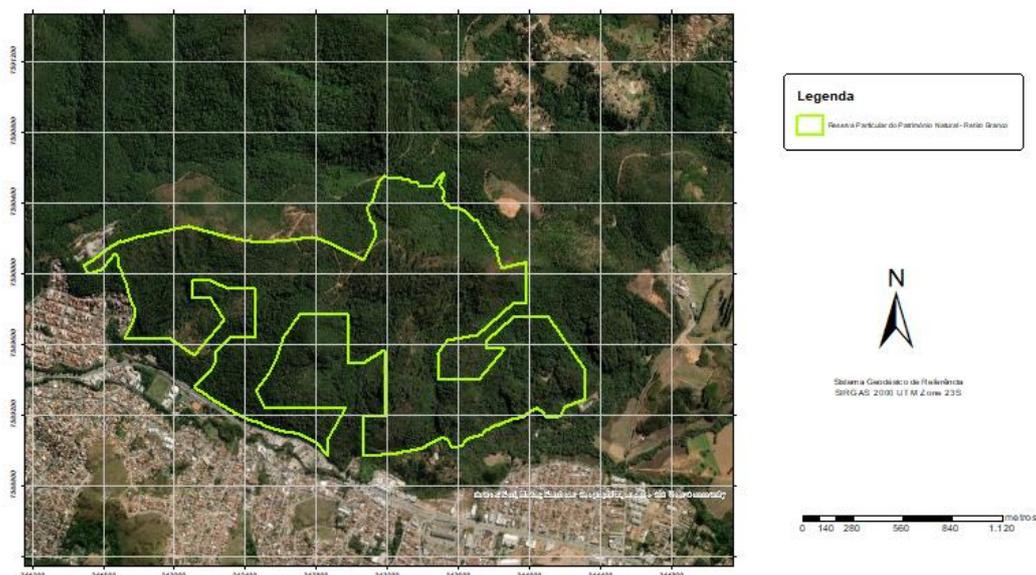


Fonte: Autora 2024.

No final dos anos de 1990, a empresa criou a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) do Retiro Branco, com 208 hectares de área (Figura 9). Sendo esta

área escolhida em virtude de sua relevância ambiental e de sua proximidade aos municípios de Poços de Caldas e Caldas, respectivamente.

Figura 9: Localização RPPN Retiro Branco (destacada verde), Poços de Caldas, MG.

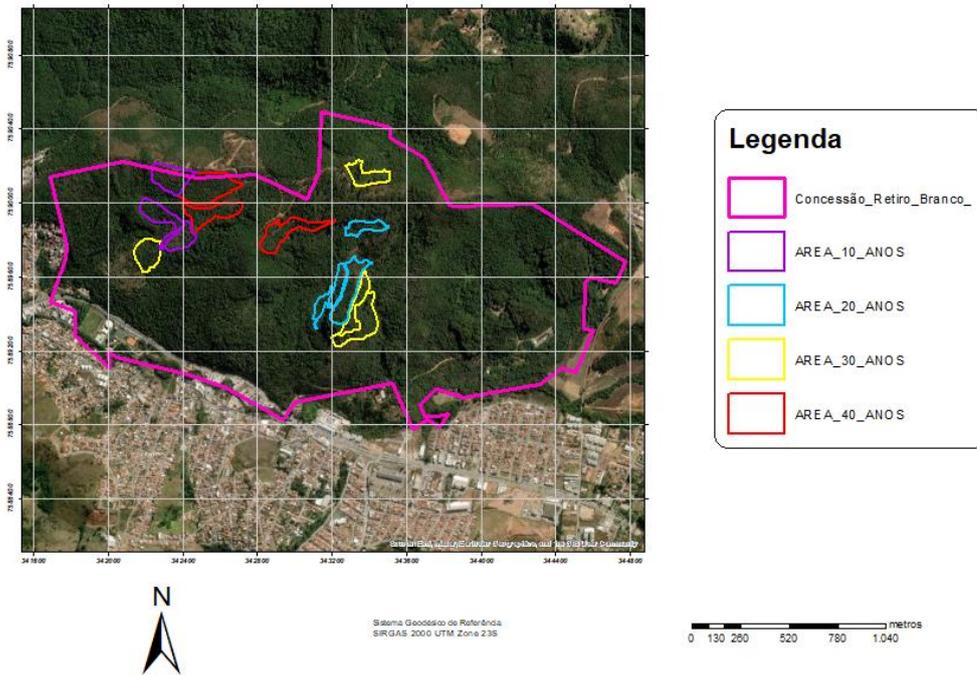


Fonte: Autora 2024.

Dentro da Concessão Minerária e das áreas da RPPN do Retiro Branco há reabilitações de áreas mineradas com mais de 40 anos, sendo assim, a avaliação das áreas mineradas e recuperadas se dará com áreas com idades de 40,30,20 e 10 anos, dentro da concessão citada acima.

As áreas em vermelho representam as reabilitações de 40 anos tendo 8,93 hectares, as áreas em amarelo representam as reabilitações de 30 anos, com 7,99 hectares de área, já as em azul representam os polígonos de 20 anos de reabilitação (5,58 ha) e os em roxo, representam os 5,81 hectares de áreas reabilitadas com 10 anos (Figura 10).

Figura 10: Localização dos polígonos de estudo, com diferentes anos (10 anos roxo; 20 anos azul; 30 anos amarelo e 40 anos vermelho) dentro da Concessão minerária Retiro Branco (destacada em rosa), Poços de Caldas, MG.

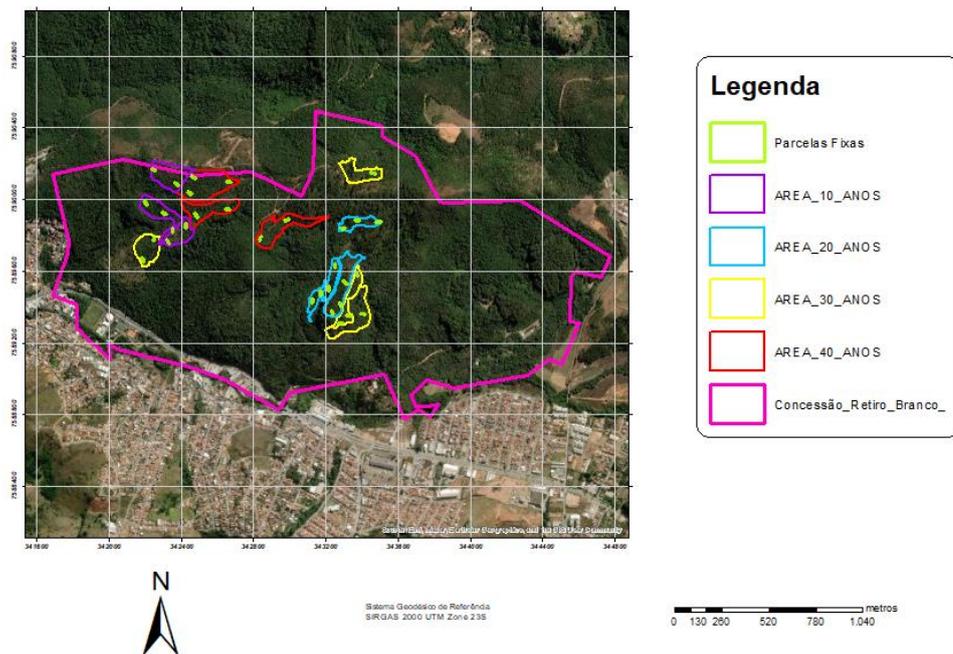


Fonte: Autora 2024.

4.1.1 Definição e alocação das parcelas

A definição das áreas para alocação das parcelas ocorreu no escritório, através da análise dos mapas que compõem o banco de áreas reabilitadas da empresa, essa fase ocorreu agosto de 2022, e depois com a utilização do software ArcMap, onde foram lançados os shapes das áreas e alocadas os pontos das parcelas, respeitando a distância de 100 m umas das outras e foram gerados os mapas com suas respectivas coordenadas (Figura 11) e o banco de dados com as informações para que as parcelas pudessem ser alocadas em campo pela equipe de topografia.

Figura 11: Localização dos polígonos de estudo, com diferentes anos (10 anos roxo; 20 anos azul; 30 anos amarelo e 40 anos vermelho) dentro da Concessão minerária Retiro Branco (destacada em rosa), Poços de Caldas, MG.



Fonte: Autora, 2024.

Entre setembro de 2022 a dezembro de 2023, ocorreu a delimitação e marcação das parcelas em campo, pela equipe de topografia com a utilização dos seguintes instrumentos: estação total, tripe, prisma, bastão e GPS, para alocação das parcelas e instalação das estacas (Figura 12: A, B, C e D).

Figura 12 – Procedimentos para marcação de parcela e mensuração de árvores em campo na Concessão minerária denominada Retiro Branco (destacada em rosa), Poços de Caldas, MG.



Fonte: Arquivo pessoal autora, 2024.

Ao total foram alocadas 28 parcelas, sendo 7 parcelas por anos de reabilitação, as parcelas tem medida de 25x 4 m (100 m², as parcelas estavam distantes 100 m uma das outras) de acordo com o Pacto de Restauração da Mata Atlântica, Protocolo de monitoramento da coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais – CBRN, contido na portaria CBRN 01/2005 (São Paulo,2015) e na Resolução SMA nº 32/2014 (São Paulo,2014), realizado entre os diferentes anos, sendo eles, 40,30,20 e 10 anos de reabilitação das áreas (Tabela 1).

Tabela 1. Idade de Reabilitação (anos) x Áreas total x Área amostrada (ha) na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG.

Idade Reabilitação (anos)	Área Total (ha)	Área amostrada (ha)
10	5,8115	0,07
20	5,5841	0,07
30	7,9968	0,07
40	8,9337	0,07
Total	28,3261	0,28

4.2 COLETA DE DADOS

O trabalho de coleta de dados foi realizado em duas etapas. A primeira em solo, através do inventário tradicional, com alocação das unidades amostrais de parcelas permanentes e amostragem da vegetação (Mueller-Dombois & Elleberg 1974). As unidades amostrais instaladas em campo respeitaram os critérios da idade da restauração, para definição do seu posicionamento, e foi adotada uma distância mínima de 100 metros entre as unidades amostrais, impedindo a dependência entre as amostras e excluindo a possibilidade de falsas réplicas amostrais (HURLBERT, 1984).

Já a segunda etapa se deu com a utilização do RPA para o imageamento da cobertura florestal das mesmas parcelas, para posterior constituição do ortomosaico com as imagens geradas e a aplicação dos índices de vegetação.

4.2.1 Inventário amostral

Foram realizadas as coletas das variáveis dendrométricas dos indivíduos arbóreos entre outubro de 2023 e março de 2024. As parcelas de campo analisadas neste trabalho foram medidas pela própria autora e com a colaboração de dois funcionários cedidos pela empresa (Figura 11), seguindo a metodologia de parcelas permanentes de área fixa, de acordo com o Protocolo de monitoramento para projetos de restauração ecológica para o Pacto para a Restauração da Mata Atlântica/2013, no qual estabelece, para seus signatários, uma série de indicadores ecológicos, socioeconômicos e de gestão de projetos a serem mensurados nos projetos de restauração para fins de seu monitoramento. No interior de cada parcela amostral foram registrados todos os exemplares lenhosos (arbustivos e arbóreos) vivos, com a circunferência à altura do

peito – CAP (circunferência do fuste na altura de 1,30 m do nível do solo) igual ou superior a 15 cm, ou diâmetro à altura do peito – DAP igual ou superior a aproximadamente 5 cm.

O ponto de medição dos diâmetros variou de acordo com a circunstância de campo, sendo que para cada uma delas há uma forma de se obter o ponto de medição (SOARES et. al., 2007). Para os indivíduos perfilhados abaixo de 1,30 m, estes foram incluídos quando pelo menos um dos troncos múltiplos obedecia ao critério de inclusão adotado. Para as árvores bifurcadas ou deformadas na altura de 1,30 m do solo, a medição foi efetuada um pouco abaixo, critério previamente estabelecido para o levantamento.

Para cada indivíduo incluído no critério adotado, além da medição da CAP com fita métrica, foi realizada a identificação botânica e a estimativa das alturas total (distância vertical tomada desde o nível do solo até o ápice da copa).

As espécies e os indivíduos encontrados nas parcelas foram classificados de acordo com seus estágios sucessionais (pioneira, secundárias iniciais, secundárias tardias e climáticas (BUDOWSKI, 1965).

Os dados quantitativos e qualitativos de cada exemplar lenhoso contemplado no levantamento fitossociológico (espécie, CAP, DAP, altura de fuste, altura total e observações), bem como pontos de GPS das parcelas amostrais (Figura 13), foram anotadas em fichas de campo de papel e no escritório lançadas em planilha eletrônica do programa Microsoft Excel.

Figura 13: Mensuração de dados biométricos para fins de inventário florestal na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG.



Fonte: Arquivo pessoal, 2024.

Os dados das 28 parcelas (P1, P2, P3, ... e P20) foram utilizados para caracterizar a estrutura vertical e horizontal da vegetação regenerada com 40,30,20 e 10 anos, depois de sua reabilitação.

A análise fitossociológica da vegetação estudada foi realizada utilizando-se também o programa Microsoft Excel.

Para cada espécie amostrada, foram calculados os parâmetros fitossociológicos frequência (FA e FR), densidade (DA e DR) e dominância (DoA e DoR), em seus valores absolutos e relativos, conforme Mueller-Dombois & Elleberg (1974); índice de valor de cobertura – VC e índice de valor de importância – VI, conforme Kent & Coker (1992).

A diversidade das espécies vegetais presentes na pesquisa foi avaliada através do Índice de diversidade de Shannon-Weaver (H'), que geralmente é utilizado em situações em que a comunidade inteira não pode ser inventariada. Na literatura, esse índice é um dos mais utilizados para medir a biodiversidade. O índice leva em consideração o número de espécies que existem na amostra e o número relativo de indivíduos que existem para cada uma das espécies, contemplando a riqueza e a abundância. Quanto menor o valor do índice de Shannon, menor o grau de incerteza e, portanto, a diversidade da amostra é baixa.

Também foram avaliados a equabilidade de Peilou (J') e índice de dominância de Simpson (C), segundo Browne & Zar (1984), além da abundância dos indivíduos e, ainda o volume de material lenhoso, conforme detalhado a seguir:

- Abundância ou número de indivíduos (n)

É o número de indivíduos amostrados. Refere-se tanto ao número de indivíduos registrados para dada espécie quanto para a comunidade como um todo.

- Frequência Absoluta (FA)

A frequência absoluta é a proporção do número de unidades amostrais com a presença de uma dada espécie em relação ao número total de unidades amostrais. Este parâmetro dá uma ideia de como cada espécie ocupa o espaço da comunidade. Uma espécie com alta frequência geralmente está espalhada por todo o espaço da comunidade, ao passo que uma espécie com baixa frequência tende a ocorrer apenas

em uma porção localizada do espaço da comunidade, ou seja, tem distribuição mais agregada.

$$FA_i = \left(\frac{u_i}{u_t} \right) \times 100$$

Onde: FA_i - Frequência absoluta da i-ésima espécie na comunidade vegetal
u_i - Número de unidades amostrais em que a i-ésima espécie ocorre
u_t - Número total de unidades amostrais

- Frequência Relativa (FR)

Este parâmetro informa a frequência com que cada espécie ocorre distribuída na área de estudo. Assim, maiores valores de FR_i indicam que determinada espécie se encontra mais bem representada e distribuída no povoamento amostrado.

$$FR_i = \left(\frac{FA_i}{\sum_{i=1}^P FA_i} \right) \times 100$$

onde: FR_i - Frequência relativa da i-ésima espécie na comunidade vegetal
FA_i - Frequência absoluta da i-ésima espécie na comunidade vegetal
P - Número de espécies amostradas

- Densidade Absoluta (DA)

A densidade se refere ao número de indivíduos por unidade de área ou volume. Para espécies lenhosas, a densidade deve ser expressa em hectare, dividindo o número de indivíduos registrados pela área amostrada em hectare.

$$DA_i = \frac{n_i}{A}$$

onde: DA_i - Densidade absoluta da i-ésima espécie (N/ha)
n_i - Número de indivíduos da i-ésima espécie na amostragem
A - área total amostrada (ha)

- Densidade Relativa (DR)

Este parâmetro informa o número de indivíduos por área em que determinada espécie ocorre no povoamento. Assim, maiores valores de DR_i indicam a existência de um maior número de indivíduos por hectare da espécie no povoamento amostrado.

$$DR_i = \frac{DA_i}{DT} \times 100$$

$$DT = \frac{N}{A}$$

onde: DR_i - densidade relativa (%) da i-ésima espécie
DA_i - densidade absoluta da i-ésima espécie (N/ha)
DT - densidade total (N/unidade de área)
N - número total de indivíduos amostrados
A - área total amostrada (ha)

- Dominância Absoluta (DoA)

A área basal de uma espécie ou comunidade também é conhecida na literatura fitossociológica como dominância ou cobertura.

A dominância absoluta é a soma das áreas basais dos caules de todos os indivíduos de uma mesma espécie ou da comunidade toda, em que a área basal de um indivíduo é a área da seção transversal do seu tronco ao nível do peito, do solo ou qualquer altura de medição escolhida pelo pesquisador.

$$DoA_i = \frac{AB_i}{A}$$

onde: DoA_i - Dominância absoluta da i-ésima espécie (m²/ha)
AB_i - área basal da i-ésima espécie (m²)
A - área amostrada (ha)

- Dominância Relativa (DoR)

Este parâmetro também informa a densidade da espécie, mas identificando sua dominância em termos de área basal. A dominância absoluta nada mais é do que a soma das áreas seccionais dos indivíduos pertencentes a uma mesma espécie, por

unidade de área. Assim, maiores valores de DoR_i indicam que a espécie exerce dominância no povoamento amostrado em termos de área basal por hectare.

$$DoR = \frac{DoA}{DoT} \times 100$$

onde: DoR_i - Dominância relativa (%) da i-ésima espécie

DoA_i - Dominância absoluta da i-ésima espécie (m²/ha)

DoT - Soma da dominância de todas as espécies amostradas

- Índice de Valor de Cobertura – VC

Este parâmetro corresponde ao somatório dos parâmetros relativos de densidade e dominância de cada espécie, informando a importância da ocupação da superfície do solo por cada espécie em relação ao povoamento florestal.

Para Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) este valor é definido como a projeção vertical da copa ou das raízes de uma espécie sobre o solo. Sendo assim a importância de uma espécie se caracteriza pelo número de indivíduos e suas dimensões (abundância e dominância) não levando em consideração se elas apareçam isoladas ou em grupos (BONETES, 2003). Cada variável relativa totaliza 100% se forem somadas todas as espécies. Ao somar as duas, cada uma totalizando 100%, tem-se um VC total de 200%.

$$IVC = DR_i + DoR_i$$

onde: IVC - índice de valor de cobertura da i-ésima espécie

DR_i - Densidade relativa da i-ésima espécie

DoR_i - Dominância relativa da i-ésima espécie

- Índice de Valor de Importância – VI

O índice de valor de importância é um índice composto que agrega as variáveis, densidade relativa, dominância relativa e frequência relativa das espécies amostradas, informando a importância ecológica da espécie em termos de distribuição horizontal na comunidade estudada. Algumas espécies têm muitos indivíduos na comunidade, outras têm indivíduos muito grandes, algumas espécies têm distribuição agregada e restrita a poucos locais, outras são amplamente distribuídas no ambiente.

Quando se deseja determinar quais espécies são mais “importantes” na estrutura da comunidade, o VI é uma tentativa de equalizar a contribuição de espécies mais dispersas ou menos dispersas e entre as espécies mais abundantes ou espécies com indivíduos de maior porte. Cada variável relativa totaliza 100% se forem somadas todas as espécies. Entretanto, ao somar as três, cada uma totalizando 100%, tem-se um VI total de 300%. Por meio do VI, é possível distinguir algumas poucas espécies que são socialmente importantes na estrutura da vegetação (alto VI) e muitas outras espécies de menor importância social na comunidade (baixo VI).

$$IVI = DR_i + FR_i + DoR_i$$

onde: IVI - índice de valor de importância da i-ésima espécie
 DR_i - Densidade relativa da i-ésima espécie
 FR_i - Frequência relativa da i-ésima espécie
 DoR_i - Dominância relativa da i-ésima espécie

• Índices de Biodiversidade (H', J' e C)

Para análise da diversidade específica da área foi calculado o índice de Shannon-Weaver (H'), segundo Magurran (1988), que expressa o conteúdo de informações de cada comunidade, com base no cálculo da proporção da espécie e na amostra total dos indivíduos e índice de Equabilidade de Pielou (J'), segundo Pielou (1975), para avaliar a uniformidade na distribuição da abundância das espécies amostradas.

$$H' = - \sum Pi \times \ln (Pi)$$

onde: H' - índice de Shannon-Weaver
 Pi - ni/n
 ni - Número de indivíduos da i-ésima espécie
 n - Número total de indivíduos amostrados
 ln - Logaritmo de base neperiana

$$J' = H' / \ln (S)$$

onde: J' - índice Equabilidade de Pielou
 H' - índice de diversidade de Shannon-Weaver
 S - Número de espécies amostradas
 ln - Logaritmo de base neperiana

Também foi calculado o Índice de dominância de Simpson, que mede a probabilidade de 2 indivíduos, selecionados ao acaso na amostra, pertencer à mesma espécie (BROWER & ZAR, 1984). Uma comunidade com maior diversidade terá uma menor dominância.

O valor estimado de C varia de 0 (zero) a 1 (um), sendo que para valores próximos de um, a diversidade é considerada maior.

$$C = 1 - \frac{\sum_{i=1}^s n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

onde: C - índice de dominância de Simpson
 ni - Número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie
 N - Número total de indivíduos amostrados

• Área Basal

Expressa quantos metros quadrados a espécie ocupa em uma unidade de área. A área basal de cada indivíduo foi calculada a partir do diâmetro, de acordo com a seguinte fórmula:

$$AB = \pi * (DAP^2) / 40.000$$

onde: AB - área basal (m²);
 π - Razão entre perímetro e diâmetro da circunferência (≈3,1416);
 DAP - Diâmetro à altura do peito (cm);
 DAP - CAP / π
 CAP - Circunferência à altura do peito (cm);

Para as árvores com mais de um fuste foi calculado o diâmetro equivalente – Deq, conforme adotado por Silva (2005). O Deq é dado pela expressão abaixo, a qual pressupõe que a área transversal a 1,30 m do nível do solo de uma árvore com mais de um fuste é produzida pela soma das áreas transversais individuais de cada fuste.

$$Deq = \sqrt{(DAP1^2 + DAP2^2 + DAPn^2)}$$

onde: Deq - Diâmetro equivalente (cm);

DAP - Diâmetro à altura do peito (cm);

- Volume

Os dados de DAP e altura total, obtidos para cada árvore individual, foram utilizados para quantificar o volume:

$$V = AB * Ht * ff$$

onde: V - Volume (m³);

AB - Área basal (m²);

Ht - Altura total (m);

ff - Fator de forma - 0,8 - por ser tratar de mata nativa

Para avaliar a posição sociológica de cada espécie na comunidade, o povoamento foi dividido em três estratos de altura total (hj) (SOUZA; LEITE, 1993), sendo eles: Estrato inferior: $hj < (hx - 1S)$; Estrato médio: $(hx - 1S) \leq hj < (hx + 1S)$; Estrato superior: $hj \geq (hx + 1S)$. Onde: hx = média das alturas dos indivíduos amostrados; S = desvio padrão das alturas totais do estrato (hj); hj = altura total da mesma árvore individual do respectivo estrato.

A estratificação vertical foi obtida através das estimativas das Posições Sociológicas Absoluta (PSAi) e relativa (PSRi) por espécie (FINOL, 1971).

4.2.2 Vant e Câmera

No levantamento aerofotogramétrico foi utilizado um VANT multirotor de 4 hélices, classe III, modelo Mavic 3M Enterprise da marca DJI (Figura 14).

Figura 14: Modelo de Vant – Mavic 3M Enterprise DJI, utilizado para aquisição de imagens aéreas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG.



Fonte: Arquivo Pessoal, 2024.

O RAP é equipado com sistema GNSS (GPS e Glonass) de alta sensibilidade, uma autonomia de voo com 1 bateria variável de 30 a 43 minutos, alcance máximo de 15km, possuindo uma câmera RGB de 20 megapixels e 4 câmeras multiespectral de 5 megapixels sendo verde (G), vermelho (R), borda vermelha (RE) e infravermelho próximo (NIR), que possuem como comprimentos de onda central de 560 nm, 650 nm, 730 nm e 860 nm, respectivamente.

4.2.3 Sobrevoos com uso de Drone

O planejamento e o acompanhamento do voo foram realizados utilizando o programa DJI Pilot, fornecido pelo próprio fabricante. Polígonos correspondentes às áreas de interesse foram adicionados, com uma sobreposição lateral e longitudinal de 85%. O voo foi realizado a uma altitude de 120 metros, com uma resolução espacial prevista de 5,7 cm/pixel e uma velocidade média de 8 m/s (conforme ilustrado na Figura 15).

Figura 15: Programação do voo no controle, via DJI Pilot para aquisição de imagens aéreas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG.



Fonte: Arquivo pessoal, 2024.

Foram programados 15 voos e realizados em horário ensolarado e com presença de poucas nuvens, com as devidas autorizações emitidas pelo sistema DECEA/SARPAS, e realizados no dia 21/03/2024. Todos os voos tiveram duração aproximada de 24 minutos e 10 segundos.

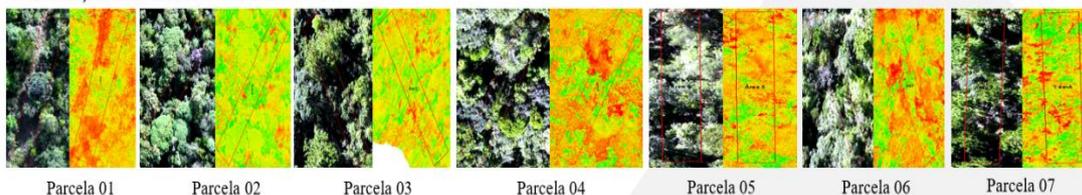
4.3 GEORREFERENCIAMENTO E MOSAICAGEM DAS IMAGENS

O software fotogramétrico digital utilizado no processo de geração dos ortomosaicos foi o Agisoft Metashape Professional, versão 1.6.3. Tal software, de origem russa, tem sido utilizado amplamente na fotogrametria terrestre, pois tem aplicabilidade em SIG's, mensuração de objetos sobre a superfície terrestre, além de proporcionar geração de imagens georreferenciadas de alta resolução e modelo digital de elevação (DEM).

Foram construídos ao todo 11 ortomosaicos distintos e exportados em RGB e NDVI (Figura 16).

Figura 16 – Resultados dos ortomosaicos em RGB e NDVI

Reabilitação com 10 anos – RGB x NDVI



4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise dos dados deste estudo foi executada em duas etapas distintas. Primeiro, foi realizada uma análise descritiva dos dados do inventário amostral e do levantamento aerofotogramétrico com drone, onde as informações qualitativas e quantitativas foram extraídas dos ortomosaicos e o índice de vegetação (NDVI). Outra etapa importante foi a digitalização e a criação das tabelas de atributos, como as análises necessárias para determinar o estado de regeneração das áreas recuperadas em diferentes anos. A partir dos dados de volume e do índice de vegetação por parcela foram ajustados os modelos de regressão visando estimar o DAP, área basal, densidade por hectare, e em seguida realizar uma análise comparativa entre esses dados por meio de uma análise de regressão, com objetivo de avaliar o grau de dependência das características das áreas reabilitadas, observado com o drone, através dos índices de vegetação NDVI, como os parâmetros estruturais medidos em solo. O r^2 quanto mais próxima de 1, mais forte é a correlação e quanto mais próxima de zero, mais fraca.

Sendo assim, espera-se comprovar que a obtenção de modelos tridimensionais por meio de ortofotos geradas por drone é viável, sinalizando potencialidades de uso no monitoramento das recuperações das áreas degradadas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – FLORÍSTICA

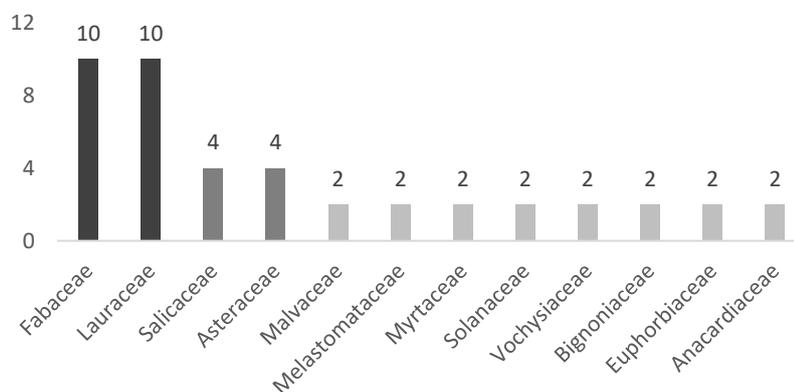
No estudo fitossociológico conduzido, foram catalogados 588 indivíduos arbóreos, distribuídos em 30 famílias botânicas e 52 espécies distintas. A configuração das 28 parcelas, com 7 unidades amostrais atribuídas a cada ano de reabilitação. A riqueza florística é semelhante à encontrada por HACK, et al., (2005), que encontraram 28 famílias botânicas, 45 gêneros e 54 espécies arbusto-arbóreas, na Floresta Secundária em um fragmento de floresta estacional decidual no município de Jaguari, RS. E a VACCARO et al. (1999), que encontraram 48 espécies de 39 gêneros e 23 famílias na Floresta Secundária em uma Floresta Estacional Decidual no município de Santa Tereza-RS.

A suficiência amostral foi testada e provou ser adequada, uma vez que resultou em um erro amostral aceitável de 0,3235 m³ (erro absoluto) e 19,48% (erro relativo),

mantendo-se dentro da precisão requerida de 20%, sendo assim, as 28 parcelas amostradas foram suficientes para representar a composição florística do fragmento com diferentes anos de reabilitação, levando-se em consideração que, em florestas naturais, a tendência à estabilização é suficiente para representar a vegetação, considerando-se que, com o aumento das áreas amostradas, podem ocorrer novas espécies (LONGHI et al., 1999).

As famílias com maior diversidade florística identificadas no estudo foram Fabaceae e Lauraceae, cada uma com 5 espécies, representando 10% do total. Em seguida, vieram Asteraceae e Salicaceae, cada uma com 4 espécies, correspondendo a 8% do total. Anacardiaceae, Bignoniaceae, Euphorbiaceae, Malvaceae, Melastomataceae, Myrtaceae, Solanaceae e Vochysiaceae foram representadas por 2 espécies cada, totalizando 4% do total para cada uma e somando 31% do número total de espécies (52). As demais famílias apresentaram até 1 espécie cada, e juntas, representam aproximadamente 35% do número total de espécies amostradas (Figura 16), tornando o valor de conservação maior e com espécies raras. Myrtaceae, Fabaceae e Rubiaceae, se encontram entre as 10 famílias mais diversas do bioma Mata Atlântica (STEHMANN et al., 2009).

Figura 17: Famílias com maior riqueza de espécies, na área amostral de 0,28 ha, na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG.



Nas parcelas amostradas de regeneração da Mata Atlântica, foram identificadas três espécies ameaçada de extinção, conforme dispõe a “Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção”, da Portaria MMA nº 443/14, *Aspidosperma parvifolium* (Guatambu), *Araucaria angustifolia* (Araucária) e *Ocotea odorifera* (canela-sassfrás).

Na Tabela 2 é apresentada a lista geral das espécies identificadas no levantamento fitossociológico, as quais foram ordenadas por famílias, espécies, número de espécies, número de indivíduos por espécies amostradas, classe sucessional, síndrome de dispersão e grau de ameaça.

Tabela 2 - Composição florística das espécies arbóreas encontradas, número de indivíduos encontrados e grupo ecológico (GE) das espécies e parcelas foram encontradas no estudo fitossociológico na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG.

Família	Espécie	Nº de espécies	Nª Ind	Classe sucessional	Síndrome de Dispersão	Grau de Ameaça
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2	13	Secundária Inicial	ZOO	NE
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi		5	Pioneira	ZOO	NE
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	1	10	Secundária Tardia	ANE	EN
Araliaceae	<i>Dendropanax sp</i>	1	1	-	-	-
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	1	1	Secundária Inicial	ANE	EN
Asteraceae	<i>Baccharis oreophila</i> Malme		3	Pioneira	ANE	NE
	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.		9	Secundária Inicial	ANE	NE
	<i>Moquiniastrum densicephalum</i> (Cabrera) G. Sancho	4	20	-	ANE	LC
	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis		1	Pioneira	ANE	NE
Bignoniaceae	<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	2	4	Secundária Inicial	ANE	LC
	<i>Tabebuia obtusifolia</i> (Cham.) Bureau		3	Secundária Tardia	AUT	LC
Boraginaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	3	Pioneira	ZOO	NE
Canabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1	1	Pioneira	ZOO	LC
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	1	10	Pioneira	ANE	LC
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	1	18	Secundária Inicial	ANE	NE
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	2	60	Pioneira	ZOO	NE

	<i>Croton floribundus</i> Spreng.		8	Pioneira	AUT	LC
	<i>Bauhinia forficata</i> Link		1	Pioneira	AUT	NE
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.		3	Secundária Tardia	ZOO	LC
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	5	3	Secundária Inicial	ANE	LC
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.		24	Pioneira	AUT	LC
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose		1	Pioneira	AUT	NE
Lauraceae	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez		1	Secundária Tardia	ZOO	NE
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez		5	Secundária Inicial	ZOO	NE
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	5	16	Pioneira	ZOO	NE
	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez		2	Pioneira	ZOO	VU
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer		40	Secundária Tardia	ZOO	EN
Leguminosae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	1	2	Pioneira	ZOO	NE
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	1	16	Secundária Inicial	ANE	LC
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	1	2	Pioneira	ZOO	NE
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	2	1	Secundária Inicial	ANE	NE
	<i>Sida rhombifolia</i> L.		3	Pioneira	AUT	NE
Melastomataceae	<i>Pleroma granulosum</i> (Desr.) D. Don		60	Pioneira	ANE	NE
	<i>Pleroma sellowianum</i> (Cham.) P.J.F.Guim. & Michelang.	2	43	Pioneira	ANE	LC
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	11	Secundária Inicial	ANE	VU

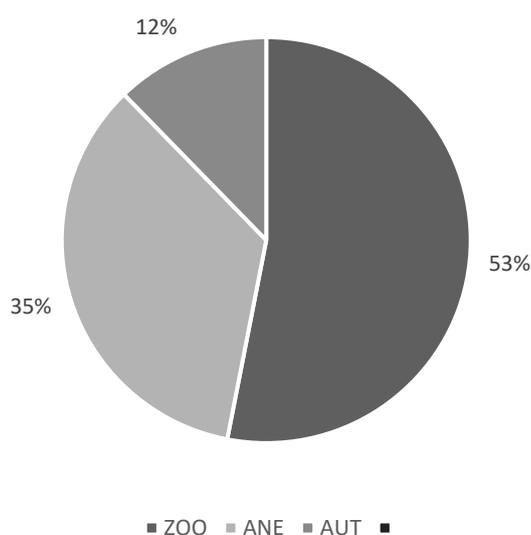
Myrtaceae	<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	2	11	Secundária Tardia	ZOO	LC
	<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira		1	Secundária Inicial	ZOO	NE
Pinaceae	<i>Pinus sp</i>	1	8	-	-	-
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	96	Secundária Inicial	ZOO	NE
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	3	Secundária Inicial	ZOO	NE
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	1	Secundária Inicial	ZOO	NE
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	4	2	Pioneira	ZOO	LC
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler		8	Secundária Tardia	ZOO	LC
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		2	Pioneira	ZOO	NE
	<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer		3	Secundária Inicial	ZOO	VU
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1	2	Secundária Inicial	ZOO	NE
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	2	5	Pioneira	ZOO	LC
	<i>Solanum bullatum</i> Vell.		9	Pioneira	ZOO	LC
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis sp</i>	1	5	-	-	-
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	1	2	Pioneira	ZOO	LC
Vochysiaceae	<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	2	26	Secundária Inicial	ANE	LC
	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.		4	Secundária Inicial	ANE	NE

Quando comparado por ano de reabilitação, nos 30 primeiros anos de reabilitação (idades de 10, 20 e 30 anos) a espécie mais encontrada foi a *Myrsine umbellata* (6,22 e 27 indivíduos), porém 40 anos de reabilitação de *Tibouchina granulosa* (38 indivíduos).

Dentre as espécies encontradas, nas 28 parcelas, segue as espécies com maior número de indivíduos, *Myrsine umbellata* Mart (96), *Alchornea triplinervia* (Spring.), Mull (60), *Tibouchina granulosa* e *Ocotea odorífera* (40 cada). O gênero *Myrcia* pertencente à família das Myrtaceae foi a mais encontrada em todos os anos de reabilitação.

Estudo de interações ecológicas como a dispersão de sementes constitui importante ferramenta para a conservação ajudando a compreender a estrutura e a dinâmica das comunidades e o seu processo de regeneração. Das 52 espécies observadas, 49 foram categorizadas segundo a sua síndrome de dispersão de sementes das espécies arbóreas do local. Dos indivíduos categorizados, 53% deles têm suas fontes de propágulos disseminadas por animais (zoocórica), seguido de 35% pelo vento (anemocóricas) e 12% por meio boracoria ou balística (autocórica) (Figura 17).

Figura 18 – Gráfico de distribuição de frequências de espécies, de acordo com a síndrome de dispersão, dentro das 28 parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG.



A síndrome mais abundante encontrada em diversos estudos fitossociológicos envolvendo a Floresta Estacional Semidecidual é a zoocórica (DOMINGUES et al., 2013; ZAMA et al., 2012; VENZKE et al., 2014; MEDEIROS et al., 2016). Ou seja, florestas que em sua maioria utilizam animais como agentes dispersantes. A relação planta-animal tem elevada importância para a sucessão florestal em ambiente ciliar (VENZKE et al., 2014) na região da Mata Atlântica.

5.2 ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO

Hay et al. (2000) consideram três escalas principais: macro (biogeográfica), meso (comunidade) e micro (indivíduos dentro de uma comunidade). Neste estudo, consideramos a microescala, restrita ao entendimento da distribuição de espécies em um trecho ciliar de aproximadamente 1,4 km de extensão.

Pela amostragem estimou-se uma área basal de 5,467716 m² em 0,28 ha, correspondente a apenas 54,677 m²/há, porém quando separados por ano de reabilitação ficaram para 10 anos o valor de 0,9217 m², para 20 anos 1,22 m² de área basal, 30 anos 1,46 m² e para 40 anos 1,79 m². Podemos observar na Figura 18 a seguir que o valor de área basal foi crescente.

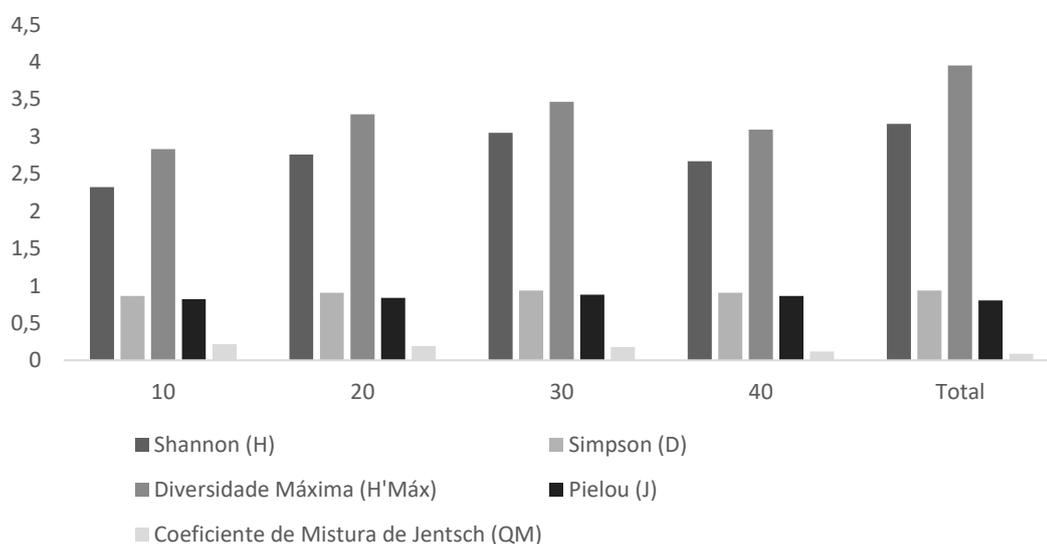
Figura 19 - Área Basal (m²) média encontrada nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação.



O índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') calculado para as 52 espécies da análise fitossociológica foi de 3,17 nats/indivíduos (Figura 19), valor superior a de outros estudos desenvolvidos em Floresta Estacional Semidecidual, na região sudeste do Brasil, que foram de 3 nats/indivíduos encontrado por Ivanauskas & Rodrigues (2000), 2,76 nats/indivíduos e 2,59 nats/indivíduos encontrados por Siqueira *et. al.* (2009), e inferior a 3,97 nats/indivíduos encontrado por Prado Júnior *et. al.* (2012), por se tratar de fragmentos com diferentes anos e estágios de regeneração da Mata Atlântica e que naturalmente são compostos por baixa diversidade de espécies o valor encontrado é satisfatório.

A determinação da diversidade clímax de espécies encontradas na amostragem atual da vegetação foi calculada através do índice de equabilidade (J'), resultando em 0,80 (Figura 20). Em outras áreas de Floresta Estacional Semidecidual, o índice de equabilidade de Pielou (J') apresentou valores de 0,66 a 0,87 (IVANAUSKAS & RODRIGUES, 2000; MARAGON *et. al.*, 2007; SIQUEIRA *et. al.*, 2009; PRADO JÚNIOR *et. al.*, 2012).

Figura 20 - Parâmetros da diversidade encontrados nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação.



Para esta comunidade, o nível medido pelo valor da uniformidade ($J = 0,80$) confirma o alto valor de H' . Como afirmado por Werneck *et al.* (2000), altos valores de uniformidade indicam uma distribuição de abundância mais homogênea entre as espécies e podem estar relacionados à alta uniformidade nas proporções de indivíduos em relação às espécies na comunidade.

5.3 ESTRUTURA HORIZONTAL

A abundância também conhecida como densidade total por área (DTA) calculada conforme Cottam e Curtis (1956) na área amostral de 0,28 ha do levantamento fitossociológico com 588 indivíduos, que corresponde a uma densidade absoluta de 2.100 indivíduos por hectare. A abundância está relacionada ao número total de indivíduos por unidade de área.

Os parâmetros fitossociológicos gerados através das planilhas no software excel, encontrou-se que as 5 espécies mais relevantes com relação ao valor de importância – VI foram: *Alchornea triplinervia* (11%), *Myrsine umbellata* (11%), *Tibouchina granulosa* (7%), *Ocotea odorífera* (6%) e *Vochylia bifalcata* (6%), que juntas somaram 42 % do VI de todas as espécies amostradas, sendo que as 46 espécies restantes somaram 58%. Indo de encontro com o trabalho de COSTA (2015), onde a *Alchornea triplinervia* esteve presente entre os cinco maiores VI das quatro áreas inventariadas. Todas as espécies que apresentam maior VI são as mesmas que ocuparam as primeiras posições de Valor de Cobertura – VC (Tabela 3).

Tabela 3 – Resultados do estudo fitossociológico na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG.

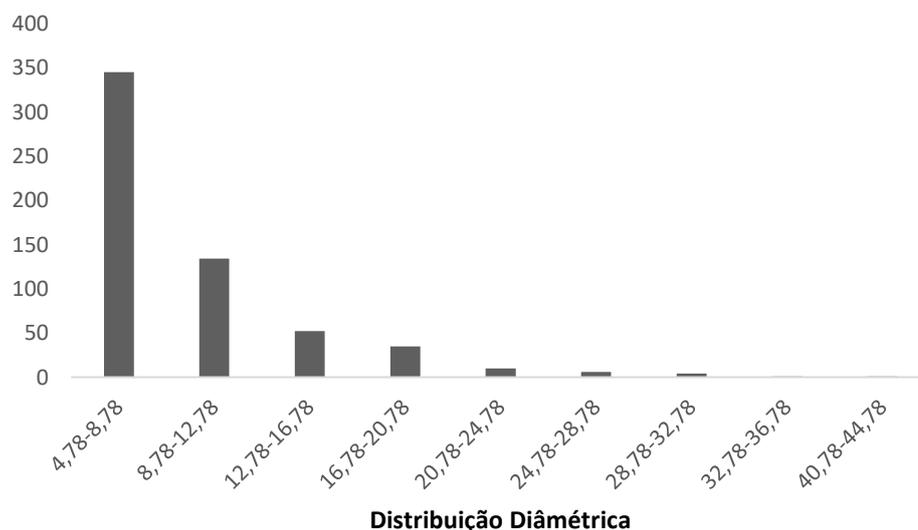
espécies	ni	Gi (m²)	Ui	Da/ ha	DR	DoA (m²/ha)	DoR	FA	FR	VC	VC (%)	VI	VI (%)
<i>Alchornea triplinervia</i>	60	0,850277	19	214,2857	10,20%	3,036704496	0,155509	0,678571	0,082969	0,257549	0,128775	0,340519	0,113506
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	0,026793	1	3,571429	0,17%	0,095689799	0,0049	0,035714	0,004367	0,006601	0,0033	0,010968	0,003656
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	10	0,105162	5	35,71429	1,70%	0,375579562	0,019233	0,178571	0,021834	0,03624	0,01812	0,058074	0,019358
<i>Baccharis oreophila</i> Malme	3	0,01422	3	10,71429	0,51%	0,050787239	0,002601	0,107143	0,0131	0,007703	0,003851	0,020803	0,006934
<i>Bauhinia forficata</i>	1	0,002307	1	3,571429	0,17%	0,008240061	0,000422	0,035714	0,004367	0,002123	0,001061	0,006489	0,002163
<i>Byrsonima ccrassifolia</i>	2	0,004622	1	7,142857	0,34%	0,016505395	0,000845	0,035714	0,004367	0,004247	0,002123	0,008613	0,002871
<i>Casearia gossipiosperma</i>	2	0,018259	1	7,142857	0,34%	0,065212114	0,003339	0,035714	0,004367	0,006741	0,00337	0,011108	0,003703
<i>Casearia lasiophylla</i>	8	0,045047	5	28,57143	1,36%	0,160881717	0,008239	0,178571	0,021834	0,021844	0,010922	0,043678	0,014559
<i>Casearia sylvestris</i>	3	0,017768	1	10,71429	0,51%	0,063457843	0,00325	0,035714	0,004367	0,008352	0,004176	0,012719	0,00424
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	2	0,007555	2	7,142857	0,34%	0,026982494	0,001382	0,071429	0,008734	0,004783	0,002392	0,013517	0,004506
<i>Cecropia glaziovii</i>	2	0,016327	1	7,142857	0,34%	0,058309362	0,002986	0,035714	0,004367	0,006387	0,003194	0,010754	0,003585
<i>Cedrela fissilis</i>	11	0,189994	8	39,28571	1,87%	0,678548558	0,034748	0,285714	0,034934	0,053456	0,026728	0,08839	0,029463
<i>Celba speciosa</i>	1	0,02962	1	3,571429	0,17%	0,105786513	0,005417	0,035714	0,004367	0,007118	0,003559	0,011485	0,003828
<i>Clethra scabra</i>	10	0,087824	5	35,71429	1,70%	0,313656835	0,016062	0,178571	0,021834	0,033069	0,016535	0,054903	0,018301
<i>Croton floribundus</i>	8	0,057388	3	28,57143	1,36%	0,204956832	0,010496	0,107143	0,0131	0,024101	0,012051	0,037202	0,012401
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	1	0,003859	1	3,571429	0,17%	0,013783766	0,000706	0,035714	0,004367	0,002407	0,001203	0,006773	0,002258
<i>Cupania vernalis</i>	2	0,004886	1	7,142857	0,34%	0,017449668	0,000894	0,035714	0,004367	0,004295	0,002147	0,008662	0,002887
<i>Daphnopsis</i>	5	0,02691	3	17,85714	0,85%	0,096108135	0,004922	0,107143	0,0131	0,013425	0,006713	0,026526	0,008842
<i>Dendropanax</i>	1	0,002307	1	3,571429	0,17%	0,008240061	0,000422	0,035714	0,004367	0,002123	0,001061	0,006489	0,002163
<i>Emilia sonchifolia</i>	8	0,03848	2	28,57143	1,36%	0,137427147	0,007038	0,071429	0,008734	0,020643	0,010322	0,029377	0,009792
<i>Handroanthus albus</i>	4	0,035274	3	14,28571	0,68%	0,125978959	0,006451	0,107143	0,0131	0,013254	0,006627	0,026355	0,008785
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	0,034166	2	10,71429	0,51%	0,122020609	0,006249	0,071429	0,008734	0,011351	0,005675	0,020084	0,006695
<i>Lafoensia pacari</i>	16	0,145253	7	57,14286	2,72%	0,51875919	0,026565	0,25	0,030568	0,053776	0,026888	0,084344	0,028115
<i>Lamanonia ternata</i>	19	0,177748	6	67,85714	3,23%	0,634814306	0,032509	0,214286	0,026201	0,064822	0,032411	0,091022	0,030341
<i>Machaerium villosum</i>	3	0,052312	2	10,71429	0,51%	0,186827177	0,009567	0,071429	0,008734	0,014669	0,007335	0,023403	0,007801
<i>Mimosa scabrella</i>	24	0,157037	9	85,71429	4,08%	0,56084792	0,028721	0,321429	0,039301	0,069537	0,034769	0,108838	0,036279
<i>Moquiniastrum densicephalum</i>	19	0,276484	12	67,85714	3,23%	0,987443524	0,050567	0,428571	0,052402	0,08288	0,041444	0,135281	0,045094
<i>Myrcia selloi</i>	1	0,008155	1	3,571429	0,17%	0,029125958	0,001492	0,035714	0,004367	0,003192	0,001596	0,007559	0,00252
<i>Myrsine umbellata</i>	95	0,425153	23	339,2857	16,16%	1,518402107	0,077757	0,821429	0,100437	0,239322	0,119661	0,339758	0,113253
<i>Nectandra megapotamica</i>	5	0,014855	3	17,85714	0,85%	0,053052748	0,002717	0,107143	0,0131	0,01122	0,00561	0,024321	0,008107
<i>Nectandra oppositifolia</i>	16	0,090867	7	57,14286	2,72%	0,324524502	0,016619	0,25	0,030568	0,04383	0,021915	0,074397	0,024799
<i>Ocotea catharinensis</i>	2	0,021551	1	7,142857	0,34%	0,076968936	0,003942	0,035714	0,004367	0,007343	0,003671	0,01171	0,003903
<i>Ocotea odorifera</i>	38	0,318882	11	135,7143	6,46%	1,138865569	0,058321	0,392857	0,048035	0,122947	0,061473	0,170982	0,056994
<i>Pinus</i>	8	0,212463	4	28,57143	1,36%	0,758796167	0,038858	0,142857	0,017467	0,052463	0,026232	0,06993	0,02331
<i>Plinia rivularis</i>	11	0,065237	6	39,28571	1,87%	0,232989571	0,011931	0,214286	0,026201	0,030639	0,015319	0,05684	0,018947
<i>Prunus myrtilifolia</i>	3	0,084508	1	10,71429	0,51%	0,301815864	0,015456	0,035714	0,004367	0,020558	0,010279	0,024925	0,008308
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	5	0,055462	4	17,85714	0,85%	0,198077585	0,010143	0,142857	0,017467	0,018647	0,009323	0,036114	0,012038
<i>Senegalia polyphylla</i>	1	0,022379	1	3,571429	0,17%	0,079923912	0,004093	0,035714	0,004367	0,005794	0,002897	0,01016	0,003387
<i>Senna multijuga</i>	2	0,004886	1	7,142857	0,34%	0,017449668	0,000894	0,035714	0,004367	0,004295	0,002147	0,008662	0,002887
<i>Sida rhombifolia</i>	3	0,008814	2	10,71429	0,51%	0,031477636	0,001612	0,071429	0,008734	0,006714	0,003357	0,015448	0,005149
<i>Solanum pseudoquina</i>	5	0,018573	2	17,85714	0,85%	0,066332148	0,003397	0,071429	0,008734	0,0119	0,00595	0,020634	0,006878
<i>Solanum bullatum</i>	9	0,084226	5	32,14286	1,53%	0,300808647	0,015404	0,178571	0,021834	0,03071	0,015355	0,052544	0,017515
<i>Tabebuia obtusifolia</i>	3	0,016983	2	10,71429	0,51%	0,060653888	0,003106	0,071429	0,008734	0,008208	0,004104	0,016942	0,005647
<i>Tapirira guianensis</i>	13	0,563503	5	46,42857	2,21%	2,012511435	0,10306	0,178571	0,021834	0,125169	0,062584	0,147003	0,049001
<i>Tibouchina granulosa</i>	60	0,337675	14	214,2857	10,20%	1,20598247	0,061758	0,5	0,061135	0,163799	0,081899	0,224934	0,074978
<i>Tibouchina sellowiana</i>	43	0,210625	11	153,5714	7,31%	0,752231023	0,038522	0,392857	0,048035	0,111651	0,055825	0,159686	0,053229
<i>Trema micrantha</i>	1	0,004976	1	3,571429	0,17%	0,017772887	0,00091	0,035714	0,004367	0,002611	0,001305	0,006978	0,002326
<i>Vermonanthura phosphorica</i>	1	0,003515	1	3,571429	0,17%	0,012554057	0,000643	0,035714	0,004367	0,002344	0,001172	0,00671	0,002237
<i>Vochysia bifalcata</i>	26	0,413845	12	92,85714	4,42%	1,478019626	0,075689	0,428571	0,052402	0,119907	0,059953	0,172308	0,057436
<i>Vochysia tucanorum</i>	4	0,03289	3	14,28571	0,68%	0,117464346	0,006015	0,107143	0,0131	0,012818	0,006409	0,025918	0,008639
<i>Xylosma glaberrima</i>	3	0,007697	1	10,71429	0,51%	0,027488515	0,001408	0,035714	0,004367	0,00651	0,003255	0,010877	0,003626
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	0,012115	1	3,571429	0,17%	0,043268819	0,002216	0,035714	0,004367	0,003916	0,001958	0,008283	0,002761

Descritores quantitativos: Ni=número de indivíduos; Ui=número de parcelas amostrais em que a espécie foi encontrada; Gi=área basal (m²); DA=densidade absoluta; DR=densidade relativa (%); FA=frequência absoluta; FR=frequência relativa (%); DoA=dominância absoluta; DoR=dominância relativa (%); VC=valor de cobertura (DR + DoR); e VI=valor de importância (DR + DoR + FR).

Em relação à biometria das árvores, a média de diâmetro foi de 9,1257 cm, sendo que 86% dos indivíduos amostrados apresentaram diâmetro inferior a 15 cm. Observa-se uma concentração dos diâmetros amostrados na primeira classe diamétrica, de 4,78-8,78 cm, reunindo aproximadamente 38% do número total de indivíduos e menor quantidade de indivíduos atingindo diâmetros superiores.

A distribuição diamétrica da comunidade arbórea obedece ao mesmo padrão das florestas tropicais heterogêneas, isto é, exponencial negativo, cuja representação gráfica se assemelha a um “J” invertido, em que a maior frequência de indivíduos se encontra nas classes de menores diâmetros (HARPER, 1990) (FIGURA 20).

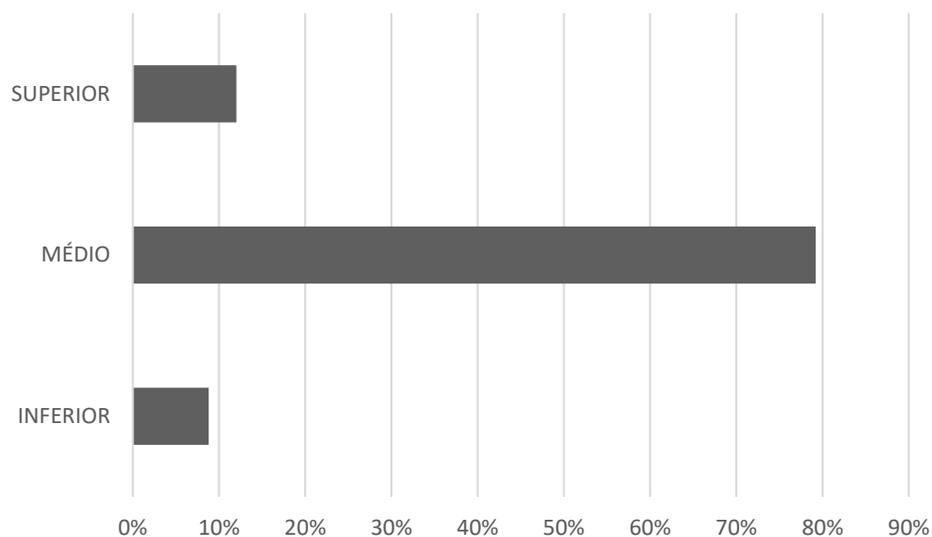
Figura 21 - Distribuição dos diâmetros (cm) encontrados nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação.



5.4 ESTRUTURAL VERTICAL

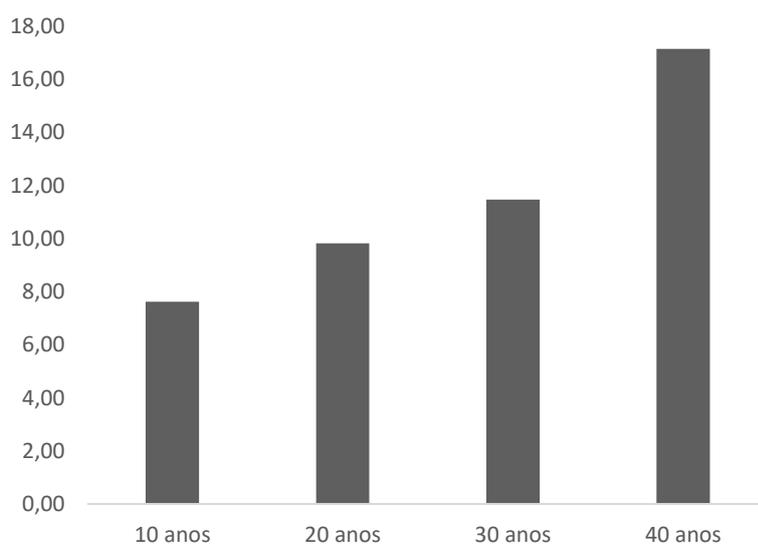
A estrutura vertical das parcelas observadas demonstrou que a altura das árvores variou de 4,18 m a 12,68 m, com média de 8,43 m. A concentração das alturas amostradas ocorreu na segunda classe (média), maiores que 8,43 m, agrupando aproximadamente 79% do número total de indivíduos amostrados (FIGURA 21).

Figura 22 – Distribuição vertical dos indivíduos amostrados nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação.



O volume total estimado para a área amostral de 0,28 ha foi de 46,03 m³, sendo crescente o valor do volume encontrado para cada ano de reabilitação, tendo a idade de 40 anos com o maior volume de 17,13 m³. O volume de material lenhoso estimado para cada ano de reabilitação é apresentado no Figura 23.

Figura 23 – Distribuição volumétrica dos indivíduos amostrados nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação.



5.5 RELAÇÃO IMAGEM ESPECTRAL E VARIÁVEIS DENDROMÉTRICAS

As variáveis estudadas para a comparação estatística entre o índice de vegetação NDVI e os dados em inventário florestal foram DAP (cm), volume (m³), área basal (G) e densidade das árvores por hectare nos diferentes anos são apresentados na Tabela 4, e foram comparadas utilizando o software Excel.

Foram realizadas análises de estatística descritiva para entender se há diferença estatística significativa entre o parâmetro estudado. Em sequência, aplicou-se o teste de Spearman para atestar a normalidade dos dados.

Na ausência de normalidade, visando comparar as duas amostras independentes e determinar se elas vêm de populações com distribuições estatisticamente diferentes, ou seja, mediana; foi efetuado um teste não-paramétrico de Mann-Whitney. Todos os testes foram realizados ao nível de 5% de significância.

Tabela 4 - Valores médios de NDVI, DAP, Volume, Área Basal (g) e Densidade nas parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação.

IDADE	NDVI	DAP (cm)	Vol (m³)	G (m²)	Densidade (ind ha-1)
10	-0,03241	118,9115	0,124933	0,129108	128,571429
20	0,00014	171,2962	0,350757	0,995967	428,571429
30	0,030259	226,523	0,248056	0,625894	342,857143
40	0,013431	269,7449	0,577459	2,433222	685,714286

Diante da análise das estatísticas descritivas dos dados, foi possível observar que neste estudo, os valores índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) variaram de -0,03241 a 0,030259, crescendo conforme o aumento da idade da floresta, tendo seu maior valor na idade de 30 anos. Esses valores representam a densidade da vegetação. Quanto mais próximo de 1, mais densa é floresta avaliada (Rêgo et al., 2012). Esse valor de NDVI mais alto corresponde a plantas mais verdes ou a uma maior porcentagem de biomassa vegetal verde em relação à biomassa total.

As diferenças nos valores de NDVI, que variam além de serem influenciadas pelas características das vegetações, como idade e espécies de árvores, estruturas das folhas e cobertura do dossel, nas diferentes parcelas, também são influenciadas pelas características do solo e pela condição atmosférica (Eva Achmad e Rince Muryunika, 2023).

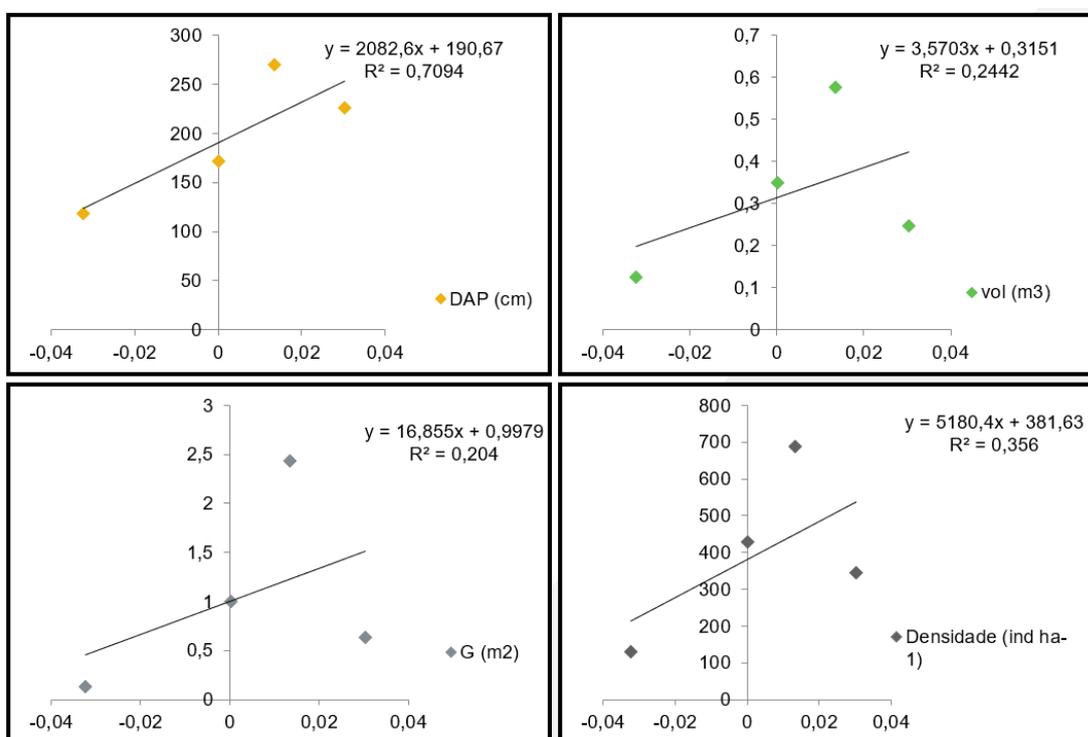
Ao analisar os outros parâmetros como DAP, volume, área basal (G) e densidade, observa-se que se tem um comportamento crescente, conforme as parcelas vão apresentando mais idade, tendo o ápice de valores na idade de 40 anos, representando uma floresta madura.

Os valores encontrados para NDVI quando comparados com densidade vão de encontro a Achamad et al (2023), onde ele afirma que a densidade de árvores em uma comunidade florestal pode influenciar o NDVI, refletindo a quantidade de biomassa vegetal presente e a saúde da vegetação. Valores mais altos de NDVI geralmente estão associados a áreas com maior densidade de árvores e biomassa vegetal, enquanto valores mais baixos podem indicar áreas com menor densidade de árvores e vegetação.

5.5.1– Análise de regressão

A comparação entre o NDVI e as diferentes métricas dendrométricas (DAP, Vol, G e densidade), nos diferentes anos de reabilitação, gerou relações exponencias não lineares (Figura 23). Tendo uma variação de 0,2040 a 0,7094 entre as variáveis.

Figura 24 - Correlação linear entre o NDVI e os parâmetros estruturais (DAP, Vol, G, D), para as parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG,m considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação.



De todas as quatro métricas avaliadas, a relação NDVI x DAP foi a mais forte, com $R^2=0,7094$, densidade apresentou uma correlação média e volume e densidade apresentaram correlações baixas (Tabela 5).

A maior correlação obtida para o NDVI x DAP é justificada devido principalmente por suas composições que utilizam essencialmente as bandas espectrais vermelho e infravermelho, sendo respectivamente bandas em regiões de forte absorção e de máxima reflectância, concordando com Macedo et al. (2017).

Segundo Ponzoni et al. (2012) a fundamentação proposta por estes índices está no comportamento antagônico da refletância da vegetação nas duas regiões espectrais (visível e infravermelho próximo). Teoricamente quanto maior for a densidade da cobertura vegetal em uma determinada área, menor será a refletância na região do visível, em razão da maior oferta de pigmentos fotossintetizantes, entretanto, terá maior refletância na região do infravermelho próximo, em razão do espalhamento múltiplo da radiação eletromagnética nas diferentes camadas da folha, o que ajuda a explicar a segunda correlação mais forte, que foi densidade com $R^2=0,356$.

Wink et al. (2012) observaram que o índice de abrangência (IA) – razão entre o diâmetro de copa e a altura total da árvore – diminuiu em povoamentos de *Eucalyptus* sp. com 44 meses de idade, em comparação ao povoamento com 24 meses, assim como o índice de saliência (IS) – relação entre o diâmetro de copa e o DAP. Ou seja, o crescimento das árvores pode não ter relação direta com o aumento da copa e, quantidade de folhas verdes ou IAF (Goergen et al., 2016). O que nos faz acreditar que por essa razão a correlação entre NDVI x Área basal (G) foi a mais baixa ($R^2=0,204$).

Tabela 5 - Coeficientes de Correlação (R^2) obtidos entre o NDVI e os parâmetros estruturais (DAP, Vol, G, D), para as parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação.

	IV	DAP	Vol (m ³)	G (m ²)	D (ind ha ⁻¹)
R	NDVI	0,7094	0,2442	0,204	0,356

Muitos trabalhos encontrados na literatura diferem dos resultados obtidos, possivelmente pelas diferenças de plantios, como homogêneos (eucalipto) comparado com uma área de plantio de floresta nativa. Em florestas nativas, como neste caso, o crescimento e a conformação das copas são irregulares e desuniformes, como isso as grandes copas interferem na reflectância das árvores menores logicamente nos valores de correlações.

Estes resultados evidenciam que o tamanho e estrutura das copas afetam os valores de correlações entre dados espectrais e características dendrométricas. Segundo Li et al. (2014), a estrutura do dossel, a área foliar que ocupa as copas e a reflexão do fundo do dossel são fatores condicionantes das mudanças da reflectância das florestas nas imagens de sensoriamento remoto, sendo características específicas de cada fitofisionomia (ecossistema) em cada região de ocorrência.

Ainda, Lu et al. (2004) afirmam que as características vegetacionais de cada ecossistema influenciam a resposta espectral dele, afetando diretamente nos resultados dos modelos ajustados para determinação de variáveis dendrométricas estimadas através de imagens de satélites.

5.5.2 Teste de correlação

5.5.2.1 – Correlação de Spearman

O coeficiente de correlação de Spearman é uma medida não paramétrica da correlação que avalia a força e a direção da associação monotônica entre duas variáveis. É usado quando pelo menos uma das variáveis não segue uma distribuição normal. O coeficiente de Spearman (r) varia de -1 a 1, onde valores próximos a 1 ou -1 indicam uma forte correlação positiva ou negativa, respectivamente, e valores próximos a 0 indicam pouca ou nenhuma correlação. E o valor p associado ao teste de Spearman indica se a correlação observada é estatisticamente significativa

Tabela 6 – Valores obtidos pelo teste de Spearman ($\alpha= 5\%$) para a correlação NDVI para os parâmetros estruturais (DAP, Vol, G, D), para as parcelas alocadas na concessão minerária Retiro Branco, Poços de Caldas, MG, considerando as idades de 10, 20, 30 e 40 anos de implantação.

	NDVI	DAP
NDVI		0,15772
DAP (cm)	0,84228	
	NDVI	Vol
NDVI		0,50588
Vol (m ³)	0,49412	
	NDVI	G
NDVI		0,54838
G (m ²)	0,45162	
	NDVI	D
NDVI		0,40336
D (ind.ha ⁻¹)	0,59644	

Para todos os parâmetros avaliados a correlação média entre as variáveis foi positiva, mas o que apresentou melhor resultado foi a correlação DAP x NDVI, com o valor de 0,84228 (Tabela 6).

A baixa correlação encontrada no estudo diverge do encontrado por Almeida (2016), pois ele achou uma correlação linear entre as variáveis DAP e altura, onde observou-se que nas parcelas com maior abundância de indivíduos foram registrados maiores valores de NDVI, tanto no inverno quanto para o verão.

Já Freitas et al, 2005, estudaram as relações entre a maturidade estrutural da floresta e índices de vegetação na Mata Atlântica obtidos através do Satélite Landsat e encontraram valores maiores do que neste estudo e indicaram que o trabalho com índice de vegetação não substitui o trabalho de campo, mas uma primeira avaliação em grandes extensões poderia ser valiosa para ajudar no planejamento ambiental e nas estratégias de conservação.

Poucos trabalhos têm realizado estudos que contemplem levantamentos florísticos e análises de NDVI. Relação parecida foi realizada por Lima Jr. Et. al (2014), que encontraram correlações dos valores de NDVI com a biomassa estimada por equações alométricas; E Hermeche e Felfili (2011) demonstraram que, além da riqueza de indivíduos, a fenologia foliar destes indivíduos apresentou uma resposta no NDVI em diferentes fragmentos florestais.

5.5.2.2 – Teste de Mann-Whitney (U)

O teste de Mann-Whitney U é um teste não paramétrico que compara as medianas de duas amostras independentes para determinar se elas vêm da mesma população. É usado quando você deseja comparar duas amostras independentes e pelo menos uma das variáveis não segue uma distribuição normal, que é o caso da variável NDVI. Quando se obtém um valor de p pequeno indica que há uma diferença significativa entre as duas amostras.

O teste foi realizado o objetivo de identificar se há ou não diferença estatística entre os valores coletados da variável NDVI entre as três outras métricas estudadas (Volume, área basal e densidade).

Diante disso, foi constatado valor- p de 0,03038 para as métricas avaliadas, isto é, $p(0,03) \leq \alpha(0,05)$, rejeitamos a hipótese nula e podemos concluir que há uma correlação significativa entre as variáveis.

As baixas correlações entre variáveis dendrométricas e variáveis provenientes de sensoriamento remoto podem ser explicada pelo aspecto da cobertura vegetal gerada por uma imagem de satélite, que é o resultado de um processo complexo que envolve muitos parâmetros e fatores ambientais (Miguel et al., 2015).

6. CONCLUSÕES

Com a metodologia utilizada no estudo foi possível avaliar os aspectos fitossociológicos das áreas recuperadas com espécies nativas, após extração minerária de bauxita em diferentes anos, comparando parâmetros estruturais da vegetação com índices de vegetação (IV) obtidas através da utilização do Drone.

- a) Foram obtidas as variáveis dendrométricas reais: Diâmetro a Altura do Peito (DAP), altura (h) e área basal, através do inventário florestal por parcelas fixas sendo a distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetro e altura apresentada típica de florestas estacionais, indicando estágio inicial e intermediário de regeneração florestal;
- b) Foram gerados o índice de vegetação NDVI a partir da fotogrametria de imagens multiespectrais de alta resolução registradas com o uso do Drone;
- c) Foi possível comparar e avaliar a correlação entre as variáveis do índice de vegetação gerado através do mapeamento com Drone, com as variáveis dos dados coletados em solo, em levantamento tradicional.

Sendo assim, o estudo comprovou que a obtenção de modelos tridimensionais por meio de ortofotos geradas por drone é viável, sinalizando potencialidades de uso no monitoramento das recuperações das áreas degradadas. Porém recomenda-se uma análise geoestatísticas com outros parâmetros para obter melhores resultados sobre o padrão de NDVI e a utilização de outros índices de vegetação, assim como o avanço em algumas limitações encontradas neste trabalho, que foram a sazonalidade, uma vez que o levantamento foi realizado somente na estação da chuva e a fenologia da mata atlântica.

7. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Sendo este um dos primeiros trabalhos de pesquisa relacionando os dados de campo do inventário florestal em áreas de reabilitação após a mineração de bauxita correlacionado com o índice de vegetação NDVI através do levantamento com drone multiespectral, recomenda-se análises mais profundas das variáveis estudadas, utilizando outros índices de vegetação, bem como pesquisas com outras variáveis dendrométricas, a fim de comparar as duas metodologias de inventário e gerar mais conclusões sobre o assunto.

8. REFERÊNCIAS

AASEN, H.; BURKART, A.; BOLTEN, A.; BARETH, G. Generating 3d hyperspectral information with lightweight uav snapshot cameras for vegetation monitoring: From camera calibration to quality assurance. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Elsevier, v. 108, n. 10, p. 245–259, 2015.

ABREU, K. M. P. de; COUTINHO, L. M. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação com ênfase em índice de vegetação e métricas da paisagem. *Revista Vértices, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro*, v. 16, n. 1, p. 173–198, 2014. DOI: 10.5935/1809-2667.20140012. Disponível em: <https://essentiaeditora.iff.edu.br/index.php/vertices/article/view/1809-2667.20140012>. Acesso em: 10 ago. 2022.

AGISOFT. Discover intelligent photogrammetry with Metashape. 2020. Disponível em: <<https://www.agisoft.com/>>.

ALBUQUERQUE, R. W.; COSTA, M. O.; FERREIRA, M. E.; JORGE, L. A. C.; SARRACINI, L. H.; ROSA, E. O.; TAVARES, L. F. S. Qualitative effectiveness of unmanned aerial vehicles for monitoring forest restoration in brazil: a brief review. *International Journal of Current Research*, v. 9, n. 5, p. 50802–50806, 2017.

ALBUQUERQUE, R. W.; COSTA, M. O.; FERREIRA, M. E.; CARRERO, G. C.; GROHMANN, C. H. Remotely piloted aircraft imagery for automatic tree counting in forest restoration areas: a case study in the amazon. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, NRC Research Press 1840 Woodward Drive, Suite 1, Ottawa, ON K2C 0P7, v. 8, n. 3, p. 207–223, 2020.

ALBUQUERQUE, R. W.; FERREIRA, M. E.; OLSEN, S. I.; TYMUS, J. R. C.; BALIEIRO, C. P.; MANSUR, H.; MOURA, C. J. R.; COSTA, J. V. S.; BRANCO, M. R. C.; GROHMANN, C. H. Forest restoration monitoring protocol with a low-cost remotely piloted aircraft: Lessons learned from a case study in the brazilian atlantic forest. *Remote Sensing*, v. 13, n. 12, 2021. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/13/12/2401>>.

ALBUQUERQUE, R. W.; VIEIRA, D. L. M.; FERREIRA, M. E.; SOARES, L. P.; OLSEN, S. I.; ARAUJO, L. S.; VICENTE, L. E.; TYMUS, J. R. C.; BALIEIRO, C. P.; MATSUMOTO, M. H.; GROHMANN, C. H. Mapping key indicators of forest restoration in the amazon using a low-cost drone and artificial intelligence. *Remote Sensing*, v. 14, n. 4, 2022. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/14/4/830>>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO ALUMÍNIO(ABAL). Bauxita no Brasil: Mineração responsável e Competitividade. São Paulo: ABAL, 2017.

ANAC. Agência Nacional de Aviação Civil. Requisitos gerais para aeronaves não tripuladas de uso civil. Resolução número 419, de 2 de maio de 2017. Regulamento Brasileiro da Aviação Civil Especial, RBAC-E número 94. 2017. Available at <<<https://www.anac.gov.br/assuntos/legislacao/legislacao-1/rbha-e-rbac/rbac/rbac-e->

94/@@display-file/arquivo_norma/RBACE94EMD00.pdf>>, Accessed on 2021-06-17.

ALMEIDA, D.; BROADBENT, E.; ZAMBRANO, A.; WILKINSON, B.; FERREIRA, M.; CHAZDON, R.; MELI, P.; GORGENS, E.; SILVA, C.; STARK, S.; VALBUENA, R.; 76 PAPA, D.; BRANCALION, P. Monitoring the structure of forest restoration plantations with a drone-lidar system. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 79, p. 192–198, 2019. ISSN 0303-2434. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243418311954>>.

ALMEIDA, D. R. de; STARK, S. C.; VALBUENA, R.; BROADBENT, E. N.; SILVA, T. S.; RESENDE, A. F. de; FERREIRA, M. P.; CARDIL, A.; SILVA, C. A.; AMAZONAS, N. et al. A new era in forest restoration monitoring. *Restoration Ecology*, Wiley Online Library, v. 28, n. 1, p. 8–11, 2020.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. *Instituto Florestal. Série Registros*, São Paulo, v. 44, p. 1-48, 2011.

ARROYO J, GUIJARRO M, PAJARES G (2016). An instancebased learning approach for thresholding in crop images under different outdoor conditions. *Computers and Electronics in Agriculture* 127(3): 669-679. DOI: 10.1016/j.compag.2016.07.018.

ARVOR, D.; DUBREUIL, V.; SIMOES, M.; BÉGUÉ, A. Mapping and spatial analysis of the soybean agricultural frontier in mato grosso, brazil, using remote sensing data. *GeoJournal*, Springer, v. 78, n. 5, p. 833–850, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO ALUMÍNIO(ABAL). *Bauxita no Brasil: Mineração responsável e Competitividade*. São Paulo: ABAL, 2017.

ATAÍDE, D. H. S. Aplicações de VANT no mapeamento do uso e cobertura do solo e na geração de modelos 3D da paisagem. 3-4-28 f. Trabalho de Graduação (Bacharel em Engenharia Florestal) - Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2016.

BARROS, D. A. de et al. Characterization of the bauxite mining of the Poços de Caldas alkaline massif and its socio-environmental impacts. *REM: Revista Escola de Minas, Ouro Preto*, v. 65, n. 1, p. 127-133, mar. 2012.

BENAYAS, J. M. R.; BULLOCK, J. M.; NEWTON, A. C. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Wiley Online Library, v. 6, n. 6, p. 329–336, 2008.

BERNI, J. A.; ZARCO-TEJADA, P. J.; SUÁREZ, L.; FERERES, E. Thermal and narrowband multispectral remote sensing for vegetation monitoring from an unmanned aerial vehicle. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, IEEE*, v. 47, n. 3, p. 722–738, 2009.

BIZUTI, D. T. G. É possível reverter a degradação do solo provocada pela mineração de bauxita por meio da restauração florestal? – Tese de Doutorado – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo. Piracicaba. 87p. 2017.

BOGONI, J. A. et al. 2018. Wish you were here: how defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large bodied mam-mal fauna? – PLoS One 13: e0204515.

BOURGOIN, C.; BETBEDER, J.; COUTERON, P.; BLANC, L.; DESSARD, H.; OSZWALD, J.; ROUX, R. L.; CORNU, G.; REYMONDIN, L.; MAZZEI, L. et al. Uavbased canopy textures assess changes in forest structure from long-term degradation. *Ecological Indicators*, Elsevier, v. 115, p. 106386, 2020.

BRADSHAW, A. Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v. 8, n. 4, p. 255-269, ago. 1997.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. (Ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012.p.262–293.Available<<[http://www.esalqlastrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206\(2\).pdf](http://www.esalqlastrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206(2).pdf)>>

BRANCALION, P.H.S., GANDOLFI, S. & RODRIGUES, R.R. 2009. Fase 8: Uma visão ecossistêmica do processo de restauração ecológica. In: Rodrigues, R.R.; Brancalion, P.H.S.; Isernhagen, I. (Orgs.) *Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. LERF/ESALQ/Instituto BioAtlântica, São Paulo, pp.78-85.

BRANCALION, P.H.S. & RODRIGUES, R.R. 2010. Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo. *Biota Neotropica* 10: 565-587.

BRANCALION, P.H.S., VIANI, R.A.G., RODRIGUES, R.R. & CÉSAR, R.G. 2012. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. *Boletim Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais* 7: 219-234.

BRANCALION, P.H.S., GARCIA, L.C., LOYOLA, R., RODRIGUES, R.R., PILLAR, V.P. & LEWINSOHN, T.M. 2016. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Brazilian Journal of Nature Conservation* 14: 1-15

BRANCALION, P.H.S., VIANI, R.A.G., CALMON, M., CARRASCOSA, H. & RODRIGUES, R.R. 2013. How to Organize a Large-Scale Ecological Restoration Program? The Framework Developed by the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Journal of Sustainable Forestry* 32: 728-744

BRANCALION, P.H.S., GANDOLFI, S. & RODRIGUES, R.R. 2015. *Restauração Florestal*. Oficina de Textos, São Paulo.

BRASIL. Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, p. 5517, 10 abr. 1989.

BRADY, C. J.; NOSKE, R. A. Succession in Bird and Plant Communities over a 24-Year Chronosequence of Mine Rehabilitation in the Australian Monsoon Tropics. *Restoration Ecology*, v. 18, n. 6, p. 855-864, nov. 2010.

BRYSON, Mitch et al. Airborne vision-based mapping and classification of large farmland environments. *Journal of Field Robotics*, New Jersey. v. 27, n. 5, p. 632-655, 2010.

BUDOWSKI, G. N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes. *Turrialba*, v. 15, n. 1, p. 40-2, 1965.

BURSLEM, D. F. R. P.; SWAINE, M. D. Forest dynamics and regeneration. In: *Foundations of Tropical Forest Biology* (eds. Chazdon, RL; Whitmore, TC), University of Chicago Press. [S.l.: s.n.], 2002. p. 577-583.

CAMARRETTA, N.; HARRISON, P. A.; BAILEY, T.; POTTS, B.; LUCIEER, A.; DAVIDSON, N.; HUNT, M. Monitoring Forest structure to guide adaptive management of forest restoration: a review of remote sensing approaches. *New Forests*, Springer, v. 51, n. 4, p. 573-596, 2020.

CAMPOS, F., LOURENÇO-DE-MORAES, R., LLORENTE, G., SOLÉ, M. (2017). Cost-effective conservation of amphibian ecology and evolution. *Science Advances*, 3(6). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1602929>

CARVALHO, L. C. S., E. VAN DEN BERG, AND F. B. Fernandes. 2011. Análise da variação temporal da estrutura de uma floresta altimontana com histórico de fogo. *Cerne* 18:223-230.

CAVALCANTE, J. C. et al. Projeto Sapucaí: relatório final de geologia. Brasília: DNPM/CPRM, 1979. 299 p.

CLAPUYT, F.; VANACKER, V.; OOST, K. V. Reproducibility of uav-based earth topography reconstructions based on structure-from-motion algorithms. *Geomorphology*, Elsevier, v. 260, p. 4-15, 2016.

CHAVES, R. B.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H.; ARONSON, J. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from são paulo state (brazil). *Restoration Ecology*, Wiley Online Library, v. 23, n. 6, p. 754-759, 2015.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, Wiley Online Library, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

CHEN, S.; MCDERMID, G.; CASTILLA, G.; LINKE, J. Measuring vegetation height in linear disturbances in the boreal forest with uav photogrammetry. *Remote Sensing, Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, v. 9, n. 12, p. 1257, 2017.

CHRISTAKOPOULOS, P.; PARONIS, D.; SCARVELIS, M.; KALABOKIDES, K.; HATZOPOULOS, I. Comparative evaluation of restoration practices applied to mediterranean forest ecosystems using remote sensing and gis: Natural regeneration versus reforestation. In: AYANZ, J S.-M.; GITASM, I.; CAMIA, A.; OLIVEIRA, S. (Ed.). *Advances in Remote Sensing and GIS applications in Forest Fire Management From local to global assessments*. [S.l.]: European Commission: JRC Scientific and Technical Reports, 2011. P. 231-235.

CIRNE-SILVA, T.M., CARVALHO, W.A.C., TERRA, M.C.N.S., SOUZA, C.R., SANTOS, A.B.M., ROBINSON, S.J.B., SANTOS, R.M., 2020. Environmental heterogeneity caused by anthropogenic disturbance drives forest structure and dynamics in Brazilian Atlantic forest. *J. Trop. For. Sci.* 32 (2), 125–135. <https://doi.org/10.2307/26921956>.

COSTA, M. P. Ecologia da vegetação arbórea na Serra de São Domingos, Poços de Caldas (MG). 2010. 143 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

COLOMINA, I. et al. Towards a new paradigm for high-resolution low-cost photogrammetry and remote sensing. *Remote Sensing Spatial Information*, London, v. 37, n.1, p.1201-1206, 2008. DOI: 10.3390/rs4113390.

COLOMINA, I.; MOLINA, P. Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: A review. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, v. 92, p. 79-97, 2014.

COMPANHIA GERAL DE MINAS (CGM). Plano de Manejo – Reserva Particular do Patrimônio Natural do Retiro Branco. Poços de Caldas, 177p, 2009.

CONGALTON, R. G.; MEAD, R. A. A quantitative method to test for consistency and correctness in photointerpretation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Maryland, v. 49, n. 1, p. 69–74, 1983.

CRUZ, A.P., GIEHL, E.L.H., LEVIS, C., MACHADO, J.S., BUENO, L., PERONI, N., 2020. Pre-colonial Amerindian legacies in forest composition of southern Brazil. *PLoS ONE* 15 (7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235819> e0235819.

CYSNEIROS, V. C.; AMORIM, T. de A.; MENDONÇA JÚNIOR, J. de O.; GAUI, T. D.; DE MORAES, J. C. R.; BRAZ, D. M.; MACHADO, S. do A. Distribuição diamétrica de espécies da Floresta Ombrófila Densa no Sul do Estado do Rio de Janeiro. *Pesquisa Florestal Brasileira*, [S. l.], v. 37, n. 89, p. 1–10, 2017. DOI: 10.4336/2017.pfb.37.89.1070. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1070>. Acesso em: 21 jul. 2022.

DALMASO, C.A., MARQUES, M.C.M., HIGUCHI, P., ZWIENER, V.P., MARQUES, R., 2020. Spatial and temporal structure of diversity and demographic dynamics along a successional gradient of tropical forests in southern Brazil. *Ecol. Evol.* 10 (7), 3164–3177. [https:// doi.org/10.1002/ece3.5816](https://doi.org/10.1002/ece3.5816).

DANDOIS, J.; OLANO, M.; ELLIS, E. Optimal altitude, overlap, and weather conditions for computer vision uav estimates of forest structure. *Remote Sensing, Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, v. 7, n. 10, p. 13895–13920, 2015.

DE LIMA RAF, OLIVEIRA AA, PITTA GR, DE GASPER AL, VIBRANS AC, CHAVE J, TER STEEGE H, PRADO PI. 2020. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Nature Communications* 11: 6347.

DELUCA, T. H.; APLET, G. H.; WILMER, B.; BURCHFIELD, J. The unknown trajectory of forest restoration: a call for ecosystem monitoring. *Journal of Forestry*, Oxford University Press, v. 108, n. 6, p. 288–295, 2010.

DELLASALA, D.; MARTIN, A.; SPIVAK, R.; SCHULKE, T.; BIRD, B.; CRILEY, M.; DAALEN, C. van; KREILICK, J.; BROWN, R.; APLET, G. A citizen's call for ecological forest restoration: Forest restoration principles and criteria. *Ecological Restoration*, University of Wisconsin Press, v. 21, n. 1, p. 15, 2003.

DENSLOW, J. S.; CHAZDON, R. L. Ecosystem ecology in the tropics. In: *Foundations of Tropical Forest Biology* (eds. Chazdon, RL; Whitmore, TC), University of Chicago Press. [S.l.: s.n.], 2002. p. 639–645.

DIAS, L. E.; ASSIS, I. R. Restauração ecológica em áreas degradadas pela mineração. *Anais do IV SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: DESAFIOS ATUAIS E FUTUROS*, 4., 2011, São Paulo, 2011. 324 p.

DIEESE. ESTATÍSTICAS, DO MEIO RURAL 2010-2011. [S.l.], 2011. Available at <<http://bibspi.planejamento.gov.br/bitstream/handle/iditem/707/Estatisticas_Meio_Rural_2011.pdf?sequence=3>>, Accessed on 2019-07-10.

EISENBEISS, H. UAV photogrammetry. Tese (Doutorado) — ETH Zurich, Suíça, 2009.

ELLERT, R. Contribuição geológica do Maciço Alcalino de Poços de Caldas. *Boletim de Faculdades de Filosofia, Ciência e Letras*, Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 6-63, 1959.

ELLIOTT, S. The potential for automating assisted natural regeneration of tropical forest ecosystems. *Biotropica*, Wiley Online Library, v. 48, n. 6, p. 825–833, 2016.

FELFILI, J. M. et al. *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*. Viçosa: UFV, v. 1, p. 556, 2011.

FIGUEIREDO, E. O.; FIGUEIREDO, S. M. de M. Planos de Voo Semiautônomos para Fotogrametria com Aeronaves Remotamente Pilotadas de Classe 3. Circular Técnica. Rio Branco, AC, nov. 2018.

FINOL, U. H. Nuevos parametros a considerarse em el analisis estructural de las selvas virgines tropicales. Revista Florestal Venezuelana, v. 14, n. 21, p. 29-42, 1971.

FONSECA, D. A. D., BACKES, A. R., ROSENFELD, M. F., OVERBECK, G. E., & MÜLLER, S. C. (2017). Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. *Ciência Florestal*, 27, 521-534.

FORTIN, M.; DEBLOIS, J. A statistical estimator to propagate height prediction errors into a general volume model. *Canadian journal of forest research*, NRC Research Press, v. 40, n. 10, p. 1930–1939, 2010.

FRANÇA, A., SILVA, R., MATRICARDI, E., SAMPAIO, A., GUIMARÃES, T. (2020). Susceptibilidade à invasão das unidades de conservação federais por espécies exóticas invasoras da flora terrestre. *Agropecuária Científica no Semiárido*, 16(3), 126. <https://doi.org/10.30969/acsa.v16i3.1268>.

FREITAS, W. K.; MAGALHAES, L.M.S. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. *Floresta & Ambiente*, vol. 19, n. 4, p. 520-539, 2012.

FREITAS, M. G.; RODRIGUES, S. B.; CAMPOS-FILHO, E. M.; CARMO, G. H. P. do; VEIGA, J. M. da; JUNQUEIRA, R. G. P.; VIEIRA, D. L. M. Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. *Forest ecology and management*, Elsevier, v. 438, p. 224–232, 2019.

GAGEIK, N.; BENZ, P.; MONTENEGRO, S. Obstacle detection and collision avoidance for a uav with complementary low-cost sensors. *IEEE Access*, IEEE, v. 3, p. 599–609, 2015.

GISLASON, P. O.; BENEDIKTSSON, J. A.; SVEINSSON, J. R. Random forests for land cover classification. *Pattern Recognition Letters*, Elsevier, v. 27, n. 4, p. 294–300, 2006.

GITELSON AA, Kaufman YJ, Stark R, Rundquist, D (2002) Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment* 80(1): 76-87. DOI: 10.1016/S0034-4257(01)00289-9.

GRAÇA, N. L. S. de S.; MITISHITA, E. A.; GONÇALVES, J. E. Uso de plataforma UAV como ferramenta autônoma para estimar a expansão em terras agrícolas invadidas. *Boletim de Ciências Geodésicas*, v. 23, n. 3, p. 509-519, 2017.

HALL, F. G. et al. Radiometric rectification: toward a common radiometric response among multirate, multisensor imagens. *Remote Sensing of Environment*, New York, v.35, n.1, p.1127, 1991.

GONÇALVES, R. (2021). A metáfora combatente: interpretação literogeográfica da mineração no poema “o maior trem do mundo”, de Drummond. *Revista da Anpege*, 16(31), 272-286. <https://doi.org/10.5418/ra2020.v16i31.11428>.

GUIMARÃES, I., FERREIRA, K., SILVA, L. (2022). Responsabilidade penal das companhias de mineração e os mecanismos que o estado possui para a identificação de crimes ambientais cometidos por mineradores. *Revista Ibero-Americana de Humanidades Ciências e Educação*, 8(11), 1347-1367. <https://doi.org/10.51891/rease.v8i11.7727>

GUIMARÃES, J. C. C. *Restauração Ecológica de Áreas Mineradas de Bauxita na Mata Atlântica*. Lavras: UFLA. 125 p.:il. 2015.

GONZAGA, ANNE PRISCILA DIAS, EVANDRO LUIZ MENDONÇA MACHADO, JEANINE MARIA FELFILI, AND JOSÉ ROBERTO RODRIGUES PINTO. "Brazilian Deciduous Tropical Forest Enclaves: Floristic, Structural and Environmental Variations." *Revista Brasileira De Botânica* 40.2 (2017): 417-26. Web.

HAALA, N.; CRAMER, M.; ROTHERMEL, M. Quality of 3d point clouds from highly overlapping uav imagery. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.*, p. 183–188, 2013.

HE, J.; LI, Y.; ZHANG, K. Research of uav flight planning parameters. *Positioning, Scientific Research Publishing*, v. 3, n. 04, p. 43, 2012.

HE, K.; GKIOXARI, G.; DOLLÁR, P.; GIRSHICK, R. Mask r-cnn. In: *COMPUTER VISION FOUNDATION (CVF). Proceedings of the IEEE International Conference on Computer Vision (ICCV)*. Venice, Italy, 2017. p. 2961–2969.

HILDERBRAND, R. H.; WATTS, A. C.; RANDLE, A. M. The myths of restoration ecology. *Ecology and society, Resilience Alliance*, v. 10, n. 1, 2005.

HURLBERT, S. H. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological monographs*, v. 54, n. 2, p. 187-211, 1984.

HONGYA, H.; LIHAI, W.; HUADONG, X.; SHIQUAN, S.; TIANYONG, S. Error analysis of tree height estimation based on eye measurement. *Forest Engineering*, v. 28, n. 2, p. 6–8, 2012.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil*. Compatível com a escala 1:250 000 / IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. – Rio de Janeiro: IBGE, 2019. 168 p. (Relatórios metodológicos, ISSN 0101-2843; v. 45). Acessível em <<https://www.ibge.gov.br/apps/biomass/>>.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 271 p. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO (IBRAM); *Panorama da Mineração em Minas Gerais/Instituto Brasileiro de Mineração*. Brasília, 2015.

INGRAM, L. J. et al. Microbial Respiration and Organic Carbon Indicate Nutrient Cycling Recovery in Reclaimed Soils. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 69, p. 1737-1745, 29 de Sept. 2005.

INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX - IPNI. 2022. The International Plant Names Index. Disponível em < <http://www.ipni.org/>>. Acesso em: 11/09/2022.

JAENICKE, J.; ENGLHART, S.; SIEGERT, F. Monitoring the effect of restoration measures in Indonesian peatlands by radar satellite imagery. *Journal of Environmental Management*, Elsevier, v. 92, n. 3, p. 630–638, 2011.

JAIMES, A.; KOTA, S.; GOMEZ, J. An approach to surveillance an area using swarm of fixed wing and quad-rotor unmanned aerial vehicles uav (s). In: IEEE. 2008 IEEE International Conference on System of Systems Engineering. [S.l.], 2008. p. 1–6.

JENSEN, J. R. *Introductory digital image processing: a remote sensing perspective*. [S.l.]: Prentice Hall Press, 2015.

JENSEN, J. R. *Remote Sensing of the Environment: Na Earth Resource Perspective* (Prentice Hall) 2009. p 3.

JING, L.; HU, B.; NOLAND, T.; LI, J. An individual tree crown delineation method based on multi-scale segmentation of imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Elsevier, v. 70, p. 88–98, 2012.

JOLY, C.A. 1986. Heterogeneidade ambiental e diversidade de estratégias adaptativas de espécies arbóreas de mata de galeria. In *Anais do 10o Simpósio da Academia de Ciências de São Paulo: perspectivas da ecologia teórica*. Aciesp, São Paulo, p.19-38.

JOLY, C.A., METZGER, J.P., TABARELLI, M., 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytol.* 204 (3), 459–473. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>.

JUNIOR, J. T. C. *O uso de VANT no monitoramento ambiental: Estudo de caso do Rio M'Boicy*. 28 f. Trabalho de Graduação (Bacharel em Geografia) - Instituto LatinoAmericano de Tecnologia, Infraestrutura e Território da Universidade Federal da Integração LatinoAmericana, Foz do Iguaçu, 2017.

KATAOKA T, Kaneko T, Okamoto H, Hata S (2003) Crop growth system using machine vision. *Proceedings 2003 IEEE/ASME International Conference on Advanced Intelligent Mechatronics* 2(1): 1079-1083.

KÖPPEN, W. *Climatologia: com um estudo de los climas de La tierra*. México: Fondo de Cultura Economica, 1948, 478 p.

LALIBERTE, A. S.; BROWNING, D.; RANGO, A. A comparison of three feature selection methods for object-based classification of sub-decimeter resolution ultracam-

l imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Elsevier, v. 15, p. 70–78, 2012.

LEEUWEN, W. V. Monitoring the effects of forest restoration treatments on post-fire vegetation recovery with modis multitemporal data. *Sensors, Molecular Diversity Preservation International*, v. 8, n. 3, p. 2017–2042, 2008.

LEIDIG, E., TOSCANO, G. (2022). Not your grandma's fascism: fame, femininity, and race in far-right postcolonial india and brazil. *Social Politics International Studies in Gender State & Society*, 30(1), 239-267. <https://doi.org/10.1093/sp/jxac013>

LILLESAND, T.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. Remote sensing and image interpretation. New York: John Wiley & Sons, 2015.

LEONARD, E. C. Precision Agriculture. Maitland: Agri Knowhow, 2016.567 p.

LEITE, L. F. C; ARAÚJO, A. S. F. Ecologia Microbiana do Solo. Teresina: Embrapa MeioNorte, 2007. 24p.

LIMA, M. S. C. S.; SOUZA, C. A. dos S.; PEDERASSI, J. Qual Índice de Diversidade Usar?. *Cadernos UniFOA*, Volta Redonda, v. 11, n. 30, p. 129–138, 2016. DOI: 10.47385/cadunifoa.v11.n30.406. Disponível em: <https://revistas.unifoa.edu.br/cadernos/article/view/406>. Acesso em: 20 jul. 2022.

LIMA, R.A.F., LENZA, E. & TABARELLI, M. (2012). The effects of fragmentation on the loss of plant functional groups in a tropical semideciduous forest in Brazil. *Ecological Applications*, 22(1), 23-33.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. I.; MELO, W. J. Caracterização física e química de áreas mineradas pela extração de cassiterita. *Bragantia*, Campinas, v. 64, n. 1, p. 101-107, 2005.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. Í.; MELO, W. J. D. Recuperação de solos degradados na exploração mineral de cassiterita: biomassa microbiana e atividade da desidrogenase. *Bragantia*, Viçosa, MG, v. 70, n. 1, p. 132-138, 2011.

LONGHI, R.A. Livro das árvores: árvores e arvoretas do Sul. Porto Alegre: L & PM, 1995. 176p.

LONGHI, S.J. Aspectos fitossociológicos de uma floresta natural de *Astronium balansae* Engl., no Rio Grande do Sul. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 17, n.1, p.49–61, 1987.

LONGHI, S.J. et al. Aspectos fitossociológicos de fragmento de Floresta Estacional Decidual, Santa Maria, RS. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v.10, n.2, p.59-74, 2000.

LONGHI, S.J. et al. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal no município de Santa Maria – Brasil. *Ciência Florestal*, v. 9, n. 1, p.115–133, 1999.

- MACHADO, S. A. Complete enumeration Forest inventory versus cluster sampling method applied in the Amazonie Rain Forest. *Revista Floresta*, v. 18, n. 1-2, p. 122-130, 1988.
- MCDONALD, T.; GANN, G.; JONSON, J.; DIXON, K. International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts.[S.l.], 2016. Available at <<http://www.seraustralasia.com/wheel/image/SER_International_Standards.pdf>>
- MARLIERI, P. A. ZANINI. Análise da restauração de áreas de campo de altitude com gramínea *Aristida* sp. após lavra de bauxita. Alfenas-MG, 2018. 70 f.
- MARTINS, A. V. S., BARBOSA, R. A. P. O impacto da internet das coisas no agronegócio. In: 13º Congresso Latino-Americano de Varejo e Consumo: "After COVID-19: Building Purpose through Stakeholders in Retailing", FGV, São Paulo, 2019.
- MENESES, P. R.; SANO E. E. Classificação pixel a pixel de imagens. In: MENESES, P.R.; ALMEIDA, T. Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto.1. ed Brasília: UnB, cap.12, p.191-208, 2012.
- MENSAH, A. K. Role of revegetation in restoring fertility of degraded mined soils in Ghana: A review. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, Dordrecht, v. 7, n. 2, p. 5780, Feb. 2015.
- MININGFACTS.ORG. How can mining become more environmentally sustainable. 2016. Disponível em: <<http://www.miningfacts.org/Environment/How-can-mining-become-more-environmentally-sustainable/>>.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions: Conservation International. Sierra Madre, Cemex, 2005.
- MIRANDA, C. D. C., DONATO, A. D., FIGUEIREDO, P. H. A., BERNINI, T. A., ROPPA, C., TRECE, I. B., & BARROS, L. O. (2019). Levantamento fitossociológico como ferramenta para a restauração florestal da Mata Atlântica, no Médio Paraíba do Sul. *Ciência Florestal*, 29, 1601-1613.
- MONICO, J. F. G. Posicionamento pelo GNSS: descrição, fundamentos e aplicações. [S.l.]: Editora Unesp, 2008.
- MORAES, M. A. Restauração de florestas e paisagens no Brasil. Brasília: UICN. [S.l.], 2016. Available at <<<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2016-025.pdf>>>, Accessed on 2019-08-12.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e Bioquímica do Solo. Lavras: UFLA, 2006. 730 p.

- MOREIRA, M. A. Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação. 4 ed. Viçosa: Editora da UFV, 2011.
- MORELLATO, L. P. C. & LEITÃO FILHO, H. F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na serra do Japi. Pp. 112-141. In: L.P.C. Morellato (org.). História natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Editora da UNICAMP/FAPESP, Campinas.
- MORELLATO, L.P. 1991. Fenologia de árvores arbustos e lianas em uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de Campinas, Campinas.
- MORRISON, E. B.; LINDELL, C. A. Active or passive forest restoration? assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. *Restoration Ecology*, Wiley Online Library, v. 19, n. 201, p. 170–177, 2011.
- MOHAN, M.; LEITE, R. V.; BROADBENT, E. N.; JAAFAR, W. S. W. M.; SRINIVASAN, S.; BAJAJ, S.; CORTE, A. P. D.; AMARAL, C. H. do; GOPAN, G.; SAAD, S. N. M.; KAMARULZAMAN, A. M. M.; PRATA, G. A.; LLEWELYN, E.; JOHNSON, D. J.; DOAEMO, W.; BOHLMAN, S.; ZAMBRANO, A. M. A.; CARDIL, A. Individual tree detection using uav-lidar and uav-sfm data: A tutorial for beginners. *Open Geosciences*, v. 13, n. 1, p. 1028–1039, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1515/geo-2020-0290>>.
- MOHAN, M.; SILVA, C.; KLAUBERG, C.; JAT, P.; CATTS, G.; CARDIL, A.; HUDAK, A.; DIA, M. Individual tree detection from unmanned aerial vehicle (UAV) derived canopy height model in an open canopy mixed conifer forest. *Forests*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 8, n. 9, p. 340, 2017.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547 p.
- MYER, S, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. D.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, Nature Publishing Group, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.
- NASCIMENTO, F. S.; GASTAUER, M.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; NASCIMENTO, W. R.; SANTOS, D. C.; COSTA, M. F. Land cover changes in open-cast mining complexes based on high-resolution remote sensing data. *Remote Sensing*, v. 12, n. 4, 2020. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/4/611>>.
- NERI, A. C.; SANCHEZ, L. E. Guia de Boas Práticas de Recuperação Ambiental em Pedreiras e Minas de Calcário. 1. ed. [S.l.]: São Paulo: Abge, 2012. 176 p.
- NEVALAINEN, O.; HONKAVAARA, E.; TUOMINEN, S.; VILJANEN, N.; HAKALA, T.; YU, X.; HYYPPÄ, J.; SAARI, H.; PÖLÖNEN, I.; IMAI, N.; TOMMASELLI, A. M. G. Individual tree detection and classification with uav-based photogrammetric point clouds and hyperspectral imaging. *Remote Sensing*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 9, n. 3, p. 185, 2017.

NOVO, E. de M. Sensoriamento remoto: princípios e aplicações. 3. ed. [S.l.]: São Paulo: Edgard Blücher, 2008. 372 p.

NUNES, P., ROLAND, F., AMADO, A., RESENDE, N., CARDOSO, S. (2022). Responses of phytoplanktonic chlorophyll-a composition to inorganic turbidity caused by mine tailings. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.605838>

OLIVEIRA-FILHO, A.T., MELLO, J.M., SCOLFORO, J.R.S., 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil over a five-year period (1987–1992). *Plant Ecol.* 131 (1), 45–66. <https://doi.org/10.1023/A:1009744207641>.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; RATTER, J.A. A study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plants species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 52, p. 141-194, 1995.

OLTMANN, S. d'Oleire; MARZOLFF, I.; PETER, K.; RIES, J. Unmanned aerial vehicle (UAV) for monitoring soil erosion in morocco. *Remote Sensing, Molecular Diversity Preservation International*, v. 4, n. 11, p. 3390–3416, 2012.

PAGLIA, A. P. ET AL. 2012. Annotated checklist of Brazilian mammals. – *Occas. Papers Conserv. Biol.* 6: 1–76

PARROTTA, J., KNOWLES, O. (1999). Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the brazilian amazon. *Restoration Ecology*, 7(2), 103-116. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.1999.72001.x>

PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management, Elsevier*, v. 99, n. 1-2, p. 1–7, 1997.

PETTORELLI, N.; BÜHNE, H. Schulte to; TULLOCH, A.; DUBOIS, G.; MACINNISNG, C.; QUEIRÓS, A. M.; KEITH, D. A.; WEGMANN, M.; SCHRODT, F.; STELLMES, M. et al. Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation, Wiley Online Library*, v. 4, n. 2, p. 71–93, 2018.

PLANAVEG. PLANO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA. [S.l.], 2017. Available at <<http://snif.florestal.gov.br/images/pdf/publicacoes/planaveg_publicacao.pdf>>, Accessed on 2019-08-12.

PRMA. Protocolo de Monitoramento para Programas e Projetos de Restauração Florestal. Monitoring Protocol for Forest Restoration Programs & Projects. [S.l.], 2013. Available at <<http://media.wix.com/ugd/5da841_c228aedb71ae4221bc95b909e0635257.pdf>>.

PRANCE, G. T. A comparison of the efficacy of higher taxa and species numbers in the assessment of biodiversity in the neotropics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, The Royal Society London, v. 345, n. 1311, p. 89–99, 1994.

POÇOS DE CALDAS. Prefeitura Municipal de Poços de Caldas. Plano Diretor Municipal, 1992. Disponível em: <http://www.pocosdecaldas.mg.gov.br/> (acesso em 15/11/2017).

POMPEU, P. V. Classificação e apresentação dos parâmetros climáticos de Poços de Caldas - MG. In: III CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE ECOLOGIA, 3., 2009, São Lourenço. Anais [...]. São Lourenço, 2009. p. 1-4.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. Sensoriamento remoto da vegetação. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

PULITI, S.; ØRKA, H.; GOBAKKEN, T.; NÆSSET, E. Inventory of small forest areas using an unmanned aerial system. *Remote Sensing, Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, v. 7, n. 8, p. 9632–9654, 2015.

PUTZ, F. E.; REDFORD, K. H. The importance of defining ‘forest’: Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica, Wiley Online Library*, v. 42, n. 1, p. 10–20, 2010.

QUINTO, V. M. et al. Análise temporal da dinâmica florestal por meio de índices de vegetação em uma área reflorestada no sul do estado do Espírito Santo. In: SANTOS, A. R. dos, et al. (Orgs.). *Geotecnologias aplicadas aos recursos florestais*. 1ª ed. Alegre: Caufes, v. 1, p. 83-98, 2012.

RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J., HIROTA, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation* 142 (6), 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSAD, E D; et al. From hotspot to hopespot: na opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation, Rio de Janeiro*, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018

REIF, M. K.; THEEL, H. J. Remote sensing for restoration ecology: Application for restoring degraded, damaged, transformed, or destroyed ecosystems. *Integrated environmental assessment and management, Wiley Online Library*, v. 13, n. 4, p. 614–630, 2017.

REIS, B. P.; MARTINS, S. V.; FILHO, E. I. F.; SARCINELLI, T. S.; GLERIANI, J. M.; LEITE, H. G.; HALASSY, M. Forest restoration monitoring through digital processing of high resolution images. *Ecological engineering, Elsevier*, v. 127, p. 178–186, 2019.

REIS, B. P.; MARTINS, S. V.; FILHO, E. I. F.; SARCINELLI, T. S.; GLERIANI, J. M.; MARCATTI, G. E.; LEITE, H. G.; HALASSY, M. Management recommendation generation for areas under forest restoration process through images obtained by uav and lidar. *Remote Sensing, Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, v. 11, n. 13, p. 1508, 2019.

RODRIGUES, R. R.; ISERNHAGEM, I.; BRANCALION, P. H. S. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 1. ed. [S.l.]: – São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. 256 p.

RODRIGUES, M. Introdução ao Geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO, 1., 1990, São Paulo. Anais.São Paulo:USP, 1990.

ROUSE, J. W. et al. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I, New York, p.309–317, 1974.

RUCHKYS, Ú., MACHADO, M. (2013). Patrimônio geológico e mineiro do quadrilátero ferrífero, minas gerais – caracterização e iniciativas de uso para educação e geoturismo. Boletim Paranaense de Geociências, 70. <https://doi.org/10.5380/geo.v70i0.31541>

SAMPAIO, André César Furlaneto et al. Fitossociologia do Cerrado sensu stricto na bacia do Rio Parnaíba no nordeste brasileiro. *Advances in Forestry Science*, v. 5, n. 2, p. 299-307, 2018.

SANTANA, Lucas Deziderio; FONSECA, Cassiano Ribeiro da; CARVALHO, Fabrício Alvim. Aspectos ecológicos das espécies regenerantes de uma floresta urbana com 150 anos de sucessão florestal: o risco das espécies exóticas. *Ciência Florestal*, v. 29, p. 01-13, 2019.

SANKEY, T.; DONAGER, J.; MCVAY, J.; SANKEY, J. B. Uav lidar and hyperspectral fusion for forest monitoring in the southwestern usa. *Remote Sensing of Environment*, Elsevier, v. 195, p. 30–43, 2017.

SCHIRRMANN, M.; GIEBEL, A.; GLEINIGER, F.; PFLANZ, M.; LENTSCHKE, J.; DAMMER, K.-H. Monitoring agronomic parameters of winter wheat crops with low-cost uav imagery. *Remote Sensing*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 8, n. 9, p. 706, 2016.

SCHOWENGERDT, R. A. Remote sensing: models and methods for image processing. 3. ed. Orlando, FL: United States of America: Academic Press, 2007. 515 p.

SCOLFORO, J. R. S.; CARVALHO, L. M. T. Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: UFLA. 288 p. 2008.

SER-INTERNATIONAL. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica., Tucson, 2004. Disponível em: < <http://www.ser.org/docs/defaultdocument-library/serprimer-portuguese.pdf> >. Acesso em 20 de abril 2012.

SÁ JÚNIOR, A. DE. Aplicação da classificação de Koppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais. Dissertação (Mestrado) , Lavras , 2009, 101p.

SHRESTHA, R. K.; LAL, R. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environment International*, New York, v. 32, n. 6, p. 781-796, 2006.

SILVA, F., FUSHITA, A., MININEL, V., BIANCHINI, I. (2022). Relações entre saúde e ambiente: potenciais impactos decorrentes do rompimento de barragens de rejeitos – uma revisão da literatura nos casos de Mariana e Brumadinho, MG. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 59. <https://doi.org/10.5380/dma.v59i0.74469>

SILVA, L. C. R.; CORRÊA, R. S. Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no cerrado. *Revista Árvore*, Viçosa, MG, v. 32, n. 4, p. 731-740, 2008.

SILVA, C. A.; CROOKSTON, N. L.; HUDAK, A. T.; VIERLING, L. A.; KLAUBERG, C.; SILVA, M. C. A. Package 'rLiDAR'. 2017. Available at <<<https://cran.r-project.org/web/packages/rLiDAR/rLiDAR.pdf>>>, Accessed on 2019-09-01.

SILVA, C. A.; HUDAK, A. T.; VIERLING, L. A.; LOUDERMILK, E. L.; O'BRIEN, J. J.; HIERS, J. K.; JACK, S. B.; GONZALEZ-BENECKE, C.; LEE, H.; FALKOWSKI, M. J.; KHOSRAVIPOUR, A. Imputation of individual longleaf pine (*pinus palustris* mill.) tree attributes from field and lidar data. *Canadian journal of remote sensing*, Taylor & Francis, v. 42, n. 5, p. 554–573, 2016.

SILVA-JUNIOR, C. H. L.; PESSÔA, A. C. M.; CARVALHO, N. S.; REIS, J. B. C.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. The brazilian amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. *Nature Ecology & Evolution*, Nature Publishing Group, v. 5, n. 2, p. 144–145, 2021.

SILVA, V. C. S. da; VIEIRA, I. C. G.; GALBRAITH, D.; POTAPOV, P.; RIVERO, S. L. de M.; LIMA, A. M. M. de; PIMENTEL, M. A. da S.; ADAMI, M. Marked non-compliance with deforestation embargoes in the brazilian amazon. *Environmental Research Letters*, IOP Publishing, v. 17, n. 5, p. 054033, apr 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac6398>>.

SIMARD, M. et al. Mapping Forest canopy height globally with spaceborne Lidar. *Journal of Geophysical Research*, New Jersey, v.116, n.4, p. 1-12, 2011.DOI: 10.1029/2011JG001708

SIQUEIRA JUNIOR, P. Avaliação metrológica de modelos digitais de elevação obtidos por Veículo Aéreo Não Tripulado, aplicados a estudos de processos erosivos do solo. 2018. 55f. Dissertação (Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais). Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 2018.

SUGIURA R, TSUDA S, TAMIYA S, ITOH A, NISHIWAKI K, MURAKAMI N, SHIBUYA Y, HIRAFUJI M, NUSKE S (2016) Field phenotyping system for the assessment of potato late blight resistance using RGB imagery from an unmanned aerial vehicle. *Biosystems Engineering* 148(1): 1-10. DOI: 10.1016/j.biosystemseng.2016.04.010.

- SOS MATA ATLÂNTICA, INPE, 2019. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2018–2019.
- SANTOS, G. N. D., HIGUCHI, P., SILVA, A. C. D., FARIAS, K. J., MACHADO, F. D., DUARTE, E., ... & Reis, M. A. (2018). Regeneração natural em uma Floresta com Araucária: inferências sobre o processo de construção da comunidade de espécies arbóreas. *Ciência Florestal*, 28, 483-494.
- SANTOS, H. D., Jacomine, P., Anjos, L., Oliveira, V., Lumbreras, J., Coelho, M., ... & Oliveira, J. (2018). Embrapa: Sistema brasileiro de classificação de solos.
- SANTOS, K. & KINOSHITA, L.S. 2003. Flora arbustivo-arbórea de fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas - SP. *Acta Botânica Brasilica* 17(3): 325-341.
- SANTOS, R.M.; VIEIRA, F.A.; FAGUNDES, M.; NUNES, Y.R.F. & GUSMÃO, E. 2007. Riqueza e similaridade florística de oito remanescentes no norte de Minas Gerais, Brasil. *Revista Árvore* 31(1): 135-144.
- SHABAYEK, A. E. R.; DEMONCEAUX, C.; MOREL, O.; FOFI, D. Vision based uav attitude estimation: Progress and insights. *Journal of Intelligent & Robotic Systems*, Springer, v. 65, n. 1-4, p. 295–308, 2012.
- SOUZA, et al. Técnicas de sensoriamento remoto como subsídios aos estudos de florestas implantadas no Brasil - Uma revisão bibliográfica. *Ciênc. Florest.*, Santa Maria, v. 17, n. 4, p. 409-417, out. 2007.
- SOUZA, M. R. DE, FERREIRA, M. B., SOUSA, G. G. DE, ALVES, A. R., & HOLANDA, A. C. DE. (2020). Caracterização florística e fitossociológica do componente lenhoso de um fragmento florestal de caatinga em serra do mel, rio grande do Norte, Brasil. *Nativa*, 8(3), 329- 335. <https://doi.org/10.31413/nativa.v8i3.9136>
- STAFFORD, J. V. Implementing precision agriculture in the 21st century. *Journal of agricultural engineering research*, Elsevier, v. 76, n. 3, p. 267–275, 2000.
- SOARES, E. M.; SILVA, M. F. T. O turismo como alternativa para recuperação de áreas degradadas pela mineração. *Turismo e Sociedade*, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 90-104, 2009.
- SOARES, C.P.B.; PAULA NETO, F.; SOUZA, A.L. Dendrometria e inventário florestal, Viçosa, MG: UFV, 2007. 276p.
- TAY, J. Y.; ERFMEIER, A.; KALWIJ, J. M. Reaching new heights: can drones replace current methods to study plant population dynamics? *Plant ecology*, Springer, v. 219, n. 10, p. 1139–1150, 2018.
- TSOUROS, D. C.; BIBI, S.; SARIGIANNIDIS, P. G. A review on uav-based applications for precision agriculture. *Information, Multidisciplinary Digital Publishing Institute*, v. 10, n. 11, p. 349, 2019.

TUCKER, C. J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, Amsterdam, v.8, n. 4, p. 127-150, 1979. DOI: 10.1016/0034-4257(79)90013-0

TURCO, R. F.; KENNEDY, A. C.; JAWSON, M. D. Microbial indicators of soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Madison: SSSA, 1994. p.73-90.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ V. V. H. et al. *Tópicos em ciência do solo*, Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência dos Solos, v. 2, n. 1, p. 195-276, 2002.

TORRES, R. B., MATTHES, L.A.F., RODRIGUES R. R. & LEITÃO-FILHO, H. F. Espécies florestais nativas para plantio em áreas de brejo. *O Agrônomo* 44:13-16. 1992.

TORRES-SÁNCHEZ, J.; LÓPEZ-GRANADOS, F.; BORRA-SERRANO, I.; PEÑA, J. M. Assessing uav-collected image overlap influence on computation time and digital surface model accuracy in olive orchards. *Precision agriculture*, Springer, v. 19, n. 1, p. 115–133, 2018.

UYSAL, M.; TOPRAK, A.; POLAT, N. Dem generation with uav photogrammetry and accuracy analysis in sahitler hill. *Measurement*, Elsevier, v. 73, p. 539–543, 2015.

VACCARO, S. et al. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma floresta Estacional Decidual, no município de Santa Tereza – RS. *Ciência Florestal*, v.9, n.1, p. 1-18, 1999.

VALBUENA, R.; O’CONNOR, B.; ZELLWEGER, F.; SIMONSON, W.; VIHERVAARA, P.; MALTAMO, M.; SILVA, C. A.; ALMEIDA, D. R.; DANKS, F.; MORSDORF, F. et al. Standardizing ecosystem morphological traits from 3d information sources. *Trends in Ecology & Evolution*, Elsevier, 2020.

VELOSO, H. P. et al. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 1991. 123p.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 743-755, 2009.

VERDONE, M.; SEIDL, A. Time, space, place, and the bonn challenge global forest restoration target. *Restoration ecology*, Wiley Online Library, v. 25, n. 6, p. 903–911, 2017.

VIANI, R.; RODRIGUES, R.; PADOVEZI, A.; FARAH, F. T.; GARCIA, L.; SANGLADE, L.; BRANCALION, P.; CHAVES, R.; BARRETO, T.; STRASSBURG, B.; SCARAMUZZA, C. D. M. Pacto pela restauração da Mata Atlântica – Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal. [S.l.: s.n.], 2013. 61 p. Available at

<<https://www.researchgate.net/publication/304073085_Pacto_pela_restauracao_da_Mata_Atlantica_-_Protocolo_de_monitoramento_para_programas_e_projetos_de_restauracao_florestal>>, Accessed on 2021-06-17.

VIANI, R. A.; HOLL, K. D.; PADOVEZI, A.; STRASSBURG, B. B.; FARAH, F. T.; GARCIA, L. C.; CHAVES, R. B.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the atlantic forest restoration pact in brazil. *Tropical Conservation Science*, SAGE Publications Sage CA: Los Angeles, CA, v. 10, p. 1940082917697265, 2017.

VIEIRA-FILHO, J. E. R.; GASQUES, J. G. Uma Jornada Pelos Contrastes do Brasil: Cem anos do Censo Agropecuário. [S.l.], 2020. 410 p. Disponível em <<https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/livros/livros/201201_livro_uma_jornada_pelos_contrastes_do_brasil.pdf>>, Acesso em 2021-12-22.

VIEIRA, D. L.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology*, Wiley Online Library, v. 14, n. 1, p. 11–20, 2006.

VIEIRA, D. L. M.; RODRIGUES, S. B.; JAKOVAC, C. C.; ROCHA, G. P. E. da; REIS, F.; BORGES, A. Active restoration initiates high quality forest succession in a deforested landscape in amazonia. *Forests*, v. 12, n. 8, 2021. ISSN 1999-4907. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1999-4907/12/8/1022>>.

VILELA, E. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; GAVILANES, M. L.; CARVALHO, D. A. Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no alto Rio Grande, sul de Minas. *Revista Árvore*, v. 17, n. 2, p.117-128, 1993.

YURTSEVEN, H.; AKGUL, M.; COBAN, S.; GULCI, S. Determination and accuracy analysis of individual tree crown parameters using uav based imagery and obia techniques. *Measurement*, Elsevier, 2019.

WALLACE, L.; LUCIEER, A.; MALENOVSK`Y, Z.; TURNER, D.; VOPENKA, P. Assessment of forest structure using two UAV techniques: A comparison of airborne laser scanning and structure from motion (SfM) point clouds. *Forests*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 7, n. 3, p. 62, 2016.

WILLIAMS, D. Memorial da Companhia Geral de Minas: seus 65 anos (1935 -2000) e apontamentos da mineração no planalto de Poços de Caldas. Poços de Caldas: Alcoa, 2001. 151 p.

WITCZUK, J.; PAGACZ, S.; ZMARZ, A.; CYPEL, M. Exploring the feasibility of unmanned aerial vehicles and thermal imaging for ungulate surveys in forests-preliminary results. *International journal of remote sensing*, Taylor & Francis, v. 39, n. 15-16, p. 5504–5521, 2018.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. Atlas of Forest and Landscape Restoration Opportunities. 2014. Disponível em: <<http://www.wri.org/resources/maps/atlas-forest-andlandscape-restoration-opportunities>>. Acesso em: 12 nov. 2017.

ZACHOS, F.E., HABEL, J.C., 2011. Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas. Springer, Heidelberg [Germany];New York.

ZHAI, Z.; MARTÍNEZ, J. F.; BELTRAN, V.; MARTÍNEZ, N. L. Decision support systems for agriculture 4.0: Survey and challenges. *Computers and Electronics in Agriculture*, Elsevier, v. 170, p. 105256, 2020.

ZARCO-TEJADA, P. J., DIAZ-VARELA, R., ANGILERI, V., LOUDJANI, P. Tree height quantification using very high resolution imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV) and automatic 3D photo-reconstruction methods. *European journal of agronomy*, v. 55, p. 89-99, apr. 2014.

ZAHAWI, R. A.; DANDOIS, J. P.; HOLL, K. D.; NADWODNY, D.; REID, J. L.; ELLIS, E. C. Using lightweight unmanned aerial vehicles to monitor tropical forest recovery. *Biological Conservation*, Elsevier, v. 186, p. 287–295, 2015.

ZHANG, J.; LIN, X. Filtering airborne lidar data by embedding smoothness-constrained segmentation in progressive tin densification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 81, p. 44–59, 2013. ISSN 0924-2716. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271613001019>>.

ZHANG, J.; LIU, J.; PAN, B.; SHI, Z. Domain adaptation based on correlation subspace dynamic distribution alignment for remote sensing image scene classification. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, IEEE, v. 58, n. 11, p. 7920–7930, 2020.

ZHANG, N.; WANG, M.; WANG, N. Precision agriculture—a worldwide overview. *Computers and electronics in agriculture*, Elsevier, v. 36, n. 2-3, p. 113–132, 2002.

ZHANG, C.; KOVACS, J. M. The application of small-unmanned aerial systems for precision agriculture: a review. *Precision Agriculture*, Basel, v. 13, n. 6, p. 693-712. 2012. DOI: 10.1007/s11119-012-9274-5