**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"**

**Mensuração de indicadores de monitoramento da restauração florestal em
Mata Atlântica com LiDAR e imagens multiespectrais de alta resolução**

Clayton Bittencourt Junior

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre
em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Silvicultura e Manejo Florestal

**Piracicaba
2021**

Clayton Bittencourt Junior
Bacharel em Geografia

Mensuração de indicadores de monitoramento da restauração florestal em Mata Atlântica com LiDAR e imagens multiespectrais de alta resolução

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **LUIZ CARLOS ESTRIVIZ RODRIGUEZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Silvicultura e Manejo Florestal

Piracicaba
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Bittencourt Junior, Clayton

Mensuração de indicadores de monitoramento da restauração florestal em Mata Atlântica com LiDAR e imagens multiespectrais de alta resolução / Clayton Bittencourt Junior. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2021.
245 p.

Dissertação (Mestrado) – USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

1. LiDAR 2. Monitoramento da restauração florestal 3. Sensoriamento remoto 4. GEOBIA
5. Aprendizado de máquina I. Título

À Lígia. À Lola, onde estiver.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Dr. Luiz Carlos Estraviz Rodriguez pela orientação e disponibilização dos dados para a pesquisa.

Ao Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF) pelo apoio financeiro na aquisição de imagens multiespectrais de alta resolução.

Ao IPÊ (Instituto de Pesquisas Ecológicas), especialmente a Laury Cullen, Coordenador de Projetos e Pesquisas, pela disponibilização dos dados de campo e das nuvens de pontos LiDAR, bem como pelo apoio financeiro na aquisição de imagens de alta resolução, sem os quais a realização da pesquisa não seria possível.

Aos amigos da Geoglifo pela disponibilização de dados complementares.

Aos colegas da disciplina da ESALQ “Adequação Ambiental de Unidades de Produção, com Ênfase para a Restauração de Áreas Degradadas”, cuja convivência e discussões forneceram subsídios importantes ao desenvolvimento da pesquisa.

A todos os colegas do Programa de Pós-graduação em Recursos Florestais com os quais compartilhei ideias e frustrações.

Ao Instituto Socioambiental pela longa parceria e constante inspiração em sempre fazer diferente e melhor para um mundo ambientalmente sustentável.

À minha filha Lígia, pelo amor e estímulo a lhe deixar um futuro melhor.

“A floresta precede os povos, e o deserto os segue”
François-René Chateaubriand (1768-1848)

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	12
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	13
1. INTRODUÇÃO	15
1.1. Objetivo geral	17
1.2. Objetivos específicos	17
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
2.1. Restauração Florestal	19
2.1.1. A Mata Atlântica e a Restauração de Fragmentos da Paisagem	22
2.1.2. Monitoramento da Restauração Florestal	28
2.2. Monitoramento por Sensoriamento Remoto	37
2.2.1. Sensoriamento Remoto Ótico da Vegetação	37
2.2.2. Sensoriamento Remoto LiDAR da Vegetação	45
2.2.3. Integração de dados de sensores e aplicação ao monitoramento da restauração	51
2.2.4. GEOBIA	56
3. MATERIAIS E MÉTODOS	61
3.1 Área de estudo	61
3.2 Nuvem de pontos LiDAR	63
3.3 Dados de campo	63
3.4 Imagens multiespectrais de alta resolução	66
3.4.1 Pré-processamento	67
3.4.2 Conversão de níveis digitais para valores físicos	68
3.4.3 Correção atmosférica	69

3.4.4	Índices de Vegetação	69
3.5	Mensuração dos indicadores	71
3.5.1	Cobertura do solo com floresta.....	72
3.5.2	Altura média do dossel	73
3.5.3	Aberturas no dossel	73
3.5.4	Densidade de Área Foliar e Índice de Área Foliar	74
3.5.5	Mapa de Prioridades de Intervenção	76
3.6	Limitações dos dados.....	78
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	79
4.1.	Cobertura do solo com floresta.....	79
4.2.	Altura média do dossel	86
4.3.	Aberturas no dossel.....	90
4.4.	Densidade de Área Foliar e Índice de Área Foliar.....	93
4.5.	Mapa de Prioridades de Intervenção.....	101
5.	CONCLUSÕES	105
	REFERÊNCIAS	109
	ANEXOS.....	119

RESUMO

Mensuração de indicadores de monitoramento da restauração florestal em Mata Atlântica com LiDAR e imagens multiespectrais de alta resolução

O monitoramento é um instrumento imprescindível para o sucesso de projetos de restauração florestal. Fornece informações progressivas através de indicadores para o acompanhamento do desenvolvimento da floresta, subsidiando a implantação de ações corretivas na trajetória de sucessão ecológica. O objetivo da presente pesquisa foi o de organizar e aplicar um conjunto de procedimentos de classificação e interpretação, baseados em Sensoriamento Remoto e em Sistemas de Informações Geográficas, para a mensuração de indicadores ecológicos prescritos em protocolos de monitoramento de restauração florestal em Mata Atlântica (Portaria CBRN/SMA-SP 01/2015 e Pacto pela Restauração da Mata Atlântica). Foram utilizados imagens multiespectrais de alta resolução e dados LiDAR (*Light Detection and Ranging*) aéreos, aplicando-se técnicas de classificação de imagens orientada a objetos e de aprendizado de máquina. O estudo multitemporal contemplou a mensuração dos seguintes indicadores: cobertura do solo com floresta, altura do dossel, abertura do dossel e Índice de Área Foliar. Para a mensuração da cobertura florestal, foi aplicado o algoritmo de segmentação multirresolução (crescimento de região) sobre as imagens de alta resolução e sobre a nuvem de pontos LiDAR. Foi utilizado aprendizado de máquina (árvore de decisão) na classificação dos objetos segmentados, com coeficiente *Kappa* acima de 0,90. As alturas do dossel foram obtidas a partir de Modelo Digital De Altura das Árvores (MDAA) derivado da nuvem de pontos LiDAR, comparadas com dados de alturas coletadas em campo. Para a determinação das aberturas no dossel, foi utilizado o algoritmo de detecção de borda “*contrast split*” sobre a nuvem de pontos para a segmentação das aberturas acima de 50 m² de área e com altura média de vegetação de até 3m. O Índice de Área Foliar foi mensurado a partir da nuvem de pontos LiDAR. Ao final, foi gerado mapa síntese identificando as áreas prioritárias para intervenção, a partir da hierarquização dos indicadores através de Análise Multicritério (técnica de Combinação Linear Ponderada), identificando os trechos mais críticos e prioritários para intervenção e correção de desvios de trajetória por parte dos responsáveis pela restauração.

Palavras-chave: LiDAR, Monitoramento da restauração florestal, Sensoriamento remoto, GEOBIA, Aprendizado de máquina, Análise multicritério

ABSTRACT

Measurement of indicators for forest restoration monitoring with LiDAR and high resolution multispectral images in Atlantic Forest

Monitoring is an essential tool for the success of forest restoration projects. It provides progressive information through indicators for following forest development and supports decisions for midcourse corrections during ecological succession. This research organizes and applies a set of classification and interpretation procedures based on Remote Sensing and Geographic Information Systems, for the measurement of ecological indicators prescribed in protocols for monitoring forest restoration in the Atlantic Forest (“Portaria CBRN/SMA-SP 01/2015” and “Pacto pela Restauração da Mata Atlântica”). High resolution multispectral images and aerial LiDAR (Light Detection and Ranging) data were used, applying object based image analysis and machine learning. The multitemporal study included measurement of the following indicators: forest cover, canopy height, canopy gaps and Leaf Area Index. For forest cover, multiresolution segmentation algorithm was applied to the high resolution images and the LiDAR point cloud, and machine learning (decision tree) was used to classify the segmented objects, with *Kappa* coefficient above 0,90. Canopy heights were obtained from Canopy Height Model (CHM) derived from LiDAR point cloud, and compared with field-measured tree heights. Canopy gap fractions above 50 m² and average vegetation height below 3m were identified by contrast split algorithm segmentation on the CHM. Leaf Area Index was measured from the LiDAR point cloud. A synthesis map was generated identifying priority areas for intervention, based on the indicators hierarchy using Multicriteria Analysis (Weighted Linear Combination technique).

Keywords: LiDAR, Forest restoration monitoring, Remote sensing, GEOBIA, Machine learning, Multicriteria analysis

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Visão fisionômica do desenvolvimento de uma floresta	20
Figura 2 – Representação esquemática de modelo de fases da restauração em floresta tropical	21
Figura 3 – Formações florestais e ecossistemas associados do bioma Mata Atlântica.....	23
Figura 4 – Histórico da perda de cobertura Florestal no Estado de São Paulo	24
Figura 5 – Mensuração dos indicadores conforme Portaria CBRN 01/2015.....	34
Figura 6 – Seção transversal de uma folha e trajetórias possíveis da radiação eletromagnética incidente.....	38
Figura 7 – Reflectância espectral de folha vegetal verde sadia (comprimento)	41
Figura 8 – Representação Esquemática do Índice de Área Foliar (IAF)	43
Figura 9 – Esquema de aquisição de dados LiDAR por ALS e relação entre o ângulo de varredura e área de dossel recoberta	46
Figura 10 – Exemplificação do sistema LiDAR discreto (divisão do pulso emitido em retornos intermediários)	47
Figura 11 – Exemplificação do sistema de LiDAR contínuo	48
Figura 12 – Comparação das aquisições pelo sistemas ALS (contínuo e discreto).....	48
Figura 13 – Modelos de representação das alturas da vegetação com LiDAR para estimativa de carbono.....	50
Figura 14 – Exemplo de segmentação e classificação de indivíduos arbóreos integrando dados LiDAR e imagens multiespectrais	52
Figura 15 – Exemplo de objetos gerados pela segmentação e respectivos atributos.....	58
Figura 16 – Localização da área de estudo	62

Figura 17 – Identificação e distribuição das parcelas de campo	64
Figura 18 – Imagens de alta resolução da área de estudo.....	67
Figura 19 – Fluxograma de processamento	71
Figura 20 – Imagens organizadas em ambiente de segmentação	72
Figura 21 – LiDAR e determinação do Índice de Área Foliar e da Densidade de Área Foliar	75
Figura 22 – Escala contínua para comparação pareada entre fatores	77
Figura 23 – Proporção das classes de cobertura do solo nas áreas em restauração.....	85
Figura 24 – Crescimento da cobertura vegetal nas áreas em restauração 5 e 6.....	87
Figura 25 – Comparação das alturas médias do MDAA com as medidas em campo	90
Figura 26 – Evolução da quantidade e das áreas médias das aberturas no dossel (> 50 m ²) por área em restauração	92
Figura 27 – Densidade de Área Foliar	99
Figura 28 – Mapa de prioridades de intervenção	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Atributos para avaliação (SER, 2004).....	29
Tabela 2 – Critérios, indicadores e verificadores do Princípio Ecológico do Protocolo de Monitoramento da Restauração Florestal	31
Tabela 3 – Indicadores segundo protocolos de monitoramento e mensuração por Sensoriamento Remoto	35
Tabela 4 – Fragmentos de restauração sob monitoramento	61
Tabela 5 – Alturas máximas dos MDAAs	63
Tabela 6 – Alturas médias nas parcelas de campo (indivíduos acima de 3m).....	65
Tabela 7 – Matriz de comparação pareada.....	77
Tabela 8 – Coeficiente <i>Kappa</i> e da classificação para cada área em restauração.....	79
Tabela 9 – Atributos mais importantes na discriminação das classes.....	80
Tabela 10 – Evolução da área de cobertura florestal	81
Tabela 11 – Altura média do dossel.....	86
Tabela 12 – Comparação da altura média com as parcelas de campo	88
Tabela 13 – Aberturas no dossel e áreas por fragmento em restauração	92
Tabela 14 – Índices de Área Foliar	93
Tabela 15 – Matriz de correlação IAF x NDVI	100
Tabela 16 – Áreas Prioritárias para Intervenção	101

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ALS	<i>Airborne Laser Scanning</i>
APP	Área de Preservação Permanente
CAP	Circunferência a Altura do Peito
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CART	<i>Classification And Regression Tree</i>
CBRN	Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais
CHM	<i>Canopy Height Model</i> (Modelo Digital de Altura de Copa)
CLP	Combinação Linear Ponderada
DAF	Densidade de Área Foliar
DAP	Diâmetro a Altura do Peito
GEOBIA	<i>Geographic Object-Based Image Analysis</i>
GNSS	<i>Global Navigation Satellite System</i>
IMU	<i>Inertial Measurement Unit</i>
LDA	<i>Linear Discriminant Analysis</i> (Análise Discriminante Linear)
LiDAR	<i>Light Detection and Ranging</i>
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MDAA	Modelo Digital de Altura das Árvores
MDS	Modelo Digital de Superfície
MDT	Modelo Digital de Terreno
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i> (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada)
PRA	Plano de Regularização Ambiental
RL	Reserva Legal
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
RPAS	<i>Remotely Piloted Aircraft Systems</i> (Sistemas de Aeronaves Remotamente Pilotadas)
SAVI	<i>Soil Adjusted Vegetation Index Index</i> (Índice de Vegetação de Solo Ajustado)
SEADE	Sistema Estadual de Análise de Dados
SER	<i>Society for Ecological Restoration</i>
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SMA-SP	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo
TLS	<i>Terrestrial Laser Scanning</i>

1. INTRODUÇÃO

O principal desafio da restauração florestal é manipular processos ecológicos para favorecer o restabelecimento de uma trajetória sucessional de interesse em uma determinada área, permitindo que um ecossistema degradado seja gradualmente convertido em uma comunidade florestal nativa com estrutura, composição e funcionamento progressivamente mais complexos, garantindo a manutenção e a autoperpetuação da floresta regenerada ao longo do tempo (Brancalion, Gandolfi & Rodrigues, 2015).

O monitoramento da restauração florestal é essencial para que sejam aumentadas as chances de sustentabilidade ecológica da área, na medida em que fornece informações sobre eventuais desvios na trajetória de sucessão, subsidiando ações corretivas pelo restaurador. Esse monitoramento é realizado através de indicadores que permitem avaliar os atributos da área ligados à sua estrutura, composição e funcionamento.

Monitorar e avaliar a restauração não são tarefas simples, havendo desafios na determinação da importância relativa de cada atributo ou indicador a ser medido, que permita acompanhar a trajetória e atestar a efetiva recuperação de processos ecológicos e da biodiversidade. Também há desafios no desenvolvimento e na aplicação de metodologias de coleta de dados para certos atributos e indicadores, definidos de acordo com os objetivos de cada projeto de restauração ecológica. Apesar desses desafios, monitorar é tarefa essencial para a melhoria das práticas de restauração e para a evolução dos processos de monitoramento (Londe, 2019).

No Brasil, iniciativas institucionais de restauração, a exemplo do Pacto pela Mata Atlântica (Rodrigues *et al.*, 2013) e da Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais (Secretaria do Meio Ambiente, 2015), paulatinamente têm implantado protocolos e padrões que prescrevem indicadores e atributos de monitoramento de áreas restauradas e em restauração. Sua mensuração tem ocorrido predominantemente de forma amostral, através de levantamentos tradicionais em campo, que podem ter custos elevados e dificuldades operacionais, apesar de avanços importantes na identificação do esforço amostral necessário para se avaliar com sucesso alguns indicadores ecológicos (Londe, 2019).

O monitoramento por Sensoriamento Remoto envolve a obtenção de dados espacialmente contínuos para toda a área em restauração, ampliando a riqueza de informações para a mensuração de vários indicadores ecológicos, ao proporcionar a delimitação precisa de trechos que requeiram algum tipo de intervenção, ou mesmo para a identificação de áreas em situação

mais crítica para levantamentos detalhados em campo. Assim, é possível analisar, para toda a área, a distribuição espacial do desenvolvimento da cobertura florestal, a evolução do crescimento dos indivíduos arbóreos (evolução das alturas das árvores), a identificação de aberturas no dossel, a densidade foliar e a caracterização vertical da floresta.

Na última década, acompanhando os avanços tecnológicos no desenvolvimento de novos sensores e plataformas de obtenção de dados de Sensoriamento Remoto (sensores orbitais multiespectrais de altíssima resolução, dispositivos acoplados a aeronaves remotamente pilotadas, os conhecidos “*drones*”, dentre outros), bem como na diminuição dos custos dessas tecnologias, multiplicaram-se estudos empregando Sensoriamento Remoto na caracterização de áreas florestais utilizando dados LiDAR (*Light Detection and Ranging*) aéreos e terrestres, e imagens hiper e multiespectrais de alta resolução. Estudos integrando esses dados são mais recentes, sendo pouco frequente a aplicação da classificação orientada a objetos e o uso de técnicas de aprendizado de máquina. O monitoramento em escala mais detalhada de áreas em restauração florestal por Sensoriamento Remoto LiDAR e com imagens de alta resolução em nível local também é recente.

Nesse contexto, o presente estudo aplica um conjunto de procedimentos baseados em Sensoriamento Remoto e em Sistemas de Informações Geográficas, utilizando dados LiDAR aéreos e imagens multiespectrais de alta resolução. Emprega-se a classificação orientada a objetos na integração desses dados, para mensurar os seguintes indicadores em áreas sob restauração de espécies nativas de Floresta Estacional Semidecidual, bioma Mata Atlântica: evolução da cobertura do solo com floresta, altura média do dossel, abertura do dossel, e Índice de Área Foliar.

Nos capítulos iniciais, é discutida a abordagem de Restauração Florestal que determina os princípios e indicadores ecológicos prescritos nos protocolos de monitoramento adotados no estudo. Em seguida, abordam-se os principais aspectos do Sensoriamento Remoto ótico e LiDAR aplicados ao estudo da vegetação e ao monitoramento da restauração, as técnicas de análise de imagens GEOBIA e de Aprendizado de Máquina. Nas seções seguintes é apresentada a implementação da mensuração dos indicadores acima mencionados, e discutidos os resultados dos métodos empregados.

1.1. Objetivo geral

O objetivo principal do estudo é aplicar um conjunto de procedimentos de classificação e interpretação baseados em Sensoriamento Remoto e em Sistemas de Informações Geográficas, utilizando imagens multiespectrais de alta resolução e dados LiDAR aéreos, para a mensuração de indicadores ecológicos prescritos em protocolos de monitoramento.

1.2. Objetivos específicos

Especificamente, pretendeu-se:

1. Aplicar método para a obtenção de informações de cobertura do solo com floresta, dinâmica da evolução do dossel (crescimento e formação de clareiras), e Índice de Área Foliar, utilizando dados LiDAR aéreos e imagens multiespectrais de alta resolução;
2. Avaliar a utilização de GEOBIA como técnica integradora de dados LiDAR e imagens multiespectrais para a mensuração dos dados necessários aos indicadores tratados no estudo;
3. Comparar os resultados da aplicação do método por Sensoriamento Remoto desenvolvido na pesquisa com as medidas e levantamentos convencionais realizados em campo, de modo a validar o uso de dados digitais contínuos e mais abrangentes para a caracterização da vegetação da área em restauração;
4. Derivar, a partir dos insumos LiDAR e imagens de alta resolução, todos os dados necessários à mensuração dos indicadores;
5. Processar um grande volume de variáveis geradas no processo de segmentação para a identificação de padrões, através da aplicação de métodos de análise de dados avançados, como aprendizado de máquina (*Machine Learning*), notadamente algoritmos de árvore de decisão (*Decision Tree*).

A pesquisa se fundamenta nas seguintes premissas:

1. Indivíduos arbóreos sob monitoramento apresentam assinaturas verticais estruturais que permitem sua caracterização por Sensoriamento Remoto com dados LiDAR;
2. A integração de dados LiDAR e imagens de sensores multiespectrais de alta resolução, por meio da classificação orientada a objetos, amplia a acurácia da mensuração de indicadores

de restauração florestal, ao considerar simultaneamente as assinaturas espectrais e verticais estruturais, além de propriedades como textura, forma, tamanho, localização e contexto.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Restauração Florestal

A Restauração Florestal consiste na intervenção humana intencional em ecossistemas alterados para desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica, levando esses ecossistemas a passarem por diferentes estágios intermediários em uma trajetória sucessiva, até que seja garantida a sua condição de autoperpetuação (Brancalion, Gandolfi & Rodrigues, 2015). Envolve o planejamento, a implantação de ações, o monitoramento e a avaliação da trajetória de recuperação da área restaurada.

Ações de restauração florestal visam recuperar as funções e os processos ecológicos que garantam a sustentabilidade da área restaurada, de modo que a floresta mantenha sua capacidade de se alterar e de se refazer continuamente no médio e longo prazo (Londe, 2019). Esse conceito de restauração fundamenta-se na sucessão ecológica, processo de mudanças que leva à formação ou recuperação natural de uma vegetação, em que diferentes comunidades se substituem ou se sucedem em um mesmo lugar com o tempo (Brancalion, Gandolfi e Rodrigues, 2015). Esse processo não ocorre de forma unidirecional e convergente para uma única comunidade clímax, mas segundo várias trajetórias multidirecionais, progressivas ou regressivas, e não convergente (Figura 1). Assim, as florestas tropicais são verdadeiros mosaicos dinâmicos, formados por áreas em diferentes estágios de desenvolvimento e regeneração, como consequência de perturbações, naturais ou não.

Nesse contexto, a restauração florestal deve viabilizar a transformação progressiva do ecossistema degradado em uma floresta com espécies nativas, com composição, estrutura e funcionamento gradualmente similares a ecossistemas de referência ainda existentes na paisagem regional, próximos à área em restauração, com o mesmo tipo de vegetação existente na área antes da degradação. Esses ecossistemas de referência, maduros ou intermediários, fornecem parâmetros para o entendimento e intervenção na trajetória de recuperação da área. A restauração é, então, a criação de uma nova condição similar a uma referência.

Fonte: Adaptado de material de apresentação da disciplina “LCF 5862 – Adequação Ambiental de Unidades de Produção” do Departamento de Ciências Biológicas da ESALQ-USP (2019).

A representação esquemática ilustra o processo multidirecional, não convergente, da sucessão ecológica. Há várias trajetórias, progressivas ou regressivas, caracterizando as florestas tropicais como mosaicos dinâmicos com áreas em diferentes estágios de desenvolvimento e regeneração.

Figura 1 – Visão fisionômica do desenvolvimento de uma floresta

Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2015), propõem um modelo teórico, aplicável à Floresta Ombrófila Densa e Mista e Floresta Estacional Semidecidual, para descrever a restauração florestal como um processo que ocorre em três fases, não estanques e relacionadas dinamicamente:

1. Estruturação: criação de uma fisionomia florestal no local degradado, formando o primeiro dossel, normalmente dominado por algumas espécies pioneiras arbóreas de rápido crescimento, e de ciclo de vida entre 10 e 20 anos, e com algumas espécies secundárias iniciais com diferentes ciclos de vida, misturadas na área, demandando do restaurador a viabilização de microssítios para a germinação e crescimento dessas espécies para que alcancem a idade adulta, e também a criação de condições que permitam a germinação de outras espécies, como a atração de animais dispersores com oferta abundante de alimentos na floresta (espécies com flores e frutos);

2. **Consolidação:** período em que as árvores do dossel inicial vão entrando em senescência e começam a morrer, dando lugar gradualmente a espécies arbóreas tolerantes à sombra (secundárias iniciais) que se desenvolveram sob o dossel inicial, formando um novo dossel, devendo ser observado pelo restaurador se o hábitat florestal mantém o sombreamento, especialmente se há a formação de muitas clareiras simultâneas, que podem dificultar a dispersão, expor o sub-bosque à luz e favorecer a invasão de competidoras, especialmente gramíneas;
3. **Maturação:** fase que se estende por um período mais longo (décadas), sem ter um final definido, na qual ocorre a lenta acumulação de novas espécies de flora e fauna, biomassa, nutrientes, matéria orgânica, complexização da estratificação, em que se ampliam significativamente as interações ecológicas. Nesse estágio, a floresta então madura se mantém em clímax, através da dinâmica de clareiras¹.

Fonte: Brancalion, Gandolfi & Rodrigues (2015, p. 151).

A fase de Estruturação, representada à esquerda, corresponde à formação do primeiro dossel, dominado por espécies pioneiras arbóreas de rápido crescimento. Ao meio, a fase de Consolidação, em que as árvores do dossel inicial começam a morrer, dando lugar a espécies secundárias tolerantes à sombra que se desenvolveram sob o dossel inicial. A fase de Maturação, à direita, estende-se por décadas, e corresponde à acumulação lenta de novas espécies, ampliando-se significativamente as interações ecológicas.

Figura 2 – Representação esquemática de modelo de fases da restauração em floresta tropical

¹ A dinâmica de clareiras corresponde ao ciclo de crescimento florestal que caracteriza a dinâmica de recomposição florestal, que ocorre, de modo geral, em três fases (Brancalion, Gandolfi & Rodrigues, 2015):

- 1) Fase de clareira: abertura da clareira até o início do fechamento por espécies pioneiras;
- 2) Fase de construção: surgimento de um bosque sombreado que impede a germinação de novas pioneiras, ocorrendo a morte das pioneiras mais velhas, dando lugar a espécies secundárias e clímaxes (de crescimento lento), sendo que as secundárias substituem as pioneiras, formando um novo dossel;
- 3) Fase Madura: substituição do dossel de secundárias por espécies clímaxes, após décadas.

Seguindo esse modelo, o trabalho do restaurador, que conta sempre com a sucessão ecológica em maior ou menor grau, deve ser o de induzir ou criar trajetórias favoráveis, através de planejamento e intervenções adequadas conforme a situação (para as quais o monitoramento é ferramenta essencial), até que o ecossistema restaurado se assemelhe a uma referência presente na paisagem regional. Atento à dinâmica de crescimento da floresta, o restaurador deve sempre pensar em dispor de espécies com diferentes desempenhos ecológicos, ou seja, espécies arbóreas pioneiras, secundárias e clímaxes, tanto plantadas, quanto por regeneração natural.

O método de restauração fornece diretrizes importantes ao monitoramento (Londe, 2019), e a escolha da melhor estratégia depende de fatores como o histórico de uso, níveis de degradação e resiliência (Almeida *et al.*, 2019). Em áreas pouco degradadas e de maior resiliência, a estratégia mais adequada é promover a regeneração natural (restauração passiva), através do isolamento contra fatores de degradação (cercamento da área, por exemplo). Já em áreas com grau de degradação intermediário, é necessária a condução da regeneração natural com intervenções como o controle de lianas e espécies ruderais, para acelerar o processo de restauração (restauração assistida). As áreas mais degradadas e com baixa resiliência requerem intervenções mais intensivas, como o plantio de mudas ou sementes (restauração ativa), muitas vezes acompanhadas de intervenções no solo (preparação e fertilização).

2.1.1. A Mata Atlântica e a Restauração de Fragmentos da Paisagem

De acordo com o IBGE (2019), o Bioma Mata Atlântica ocupa aproximadamente 13% do território brasileiro, abrangendo 17 Estados, sendo o mais ameaçado do país, uma vez que está localizado mais próximo à região litorânea, onde se concentra mais de 50% da população brasileira. Restam aproximadamente 27% de sua cobertura florestal original. É a quinta área mais ameaçada e rica em espécies endêmicas do mundo: 1.361 espécies da fauna brasileira, sendo 261 espécies de mamíferos, 620 de aves, 200 de répteis e 280 de anfíbios. 567 espécies só ocorrem neste bioma. Atualmente sua área encontra-se reduzida e fragmentada com remanescentes florestais localizados principalmente em áreas de difícil acesso.

As formações florestais nativas do bioma (Figura 3) são: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; e Floresta Estacional Decidual.. E há diversos ecossistemas associados, como manguezais, vegetações de restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste.

Fonte: S.O.S. Mata Atlântica²

O mapa apresenta a distribuição espacial das formações florestais e ecossistemas associados da Mata Atlântica. Três formações possuem as maiores áreas: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, e Floresta Estacional Semidecidual (nessa última está localizada a área de estudo da presente pesquisa).

Figura 3 – Formações florestais e ecossistemas associados do bioma Mata Atlântica

² Disponível em <https://www.sosma.org.br/iniciativa/atlas-da-mata-atlantica/>. Acesso em Mai/2020.

No Estado de São Paulo, onde se localizam os fragmentos em restauração florestal do presente estudo, pouco restou da exuberante floresta que originalmente recobria o território. Dos quase 82% de cobertura florestal original do Estado, restaram menos de 3% na virada do século XX para o XXI (Figura 4). Os remanescentes florestais estão distribuídos em diversos fragmentos, em sua maioria com menos de 50 hectares (80%). Agravando a situação, a distância média entre esses fragmentos é de 1.440 metros (Ribeiro *et al.*, 2009).

Fonte: Victor *et al.* (2005)

A sequência de mapas esquemáticos demonstra a evolução da supressão de vegetação nativa de Mata Atlântica em São Paulo, que correspondia a 81,8% do território em seu estado primitivo, sendo reduzida a 3% no início do século XXI.

Figura 4 – Histórico da perda de cobertura Florestal no Estado de São Paulo

O desmatamento no território do Estado, apesar de existir desde a colonização, ganhou intensidade a partir da segunda metade do século XIX (Victor *et al.*, 2005), com a expansão cafeeira, que se expandiu do Rio de Janeiro para São Paulo pelo Vale do Paraíba, ocupando áreas de solos férteis até sua exaustão, sem qualquer tipo de manejo. Na medida em que se esgotou a fertilidade dessas áreas, a lavoura avançou para novas áreas de vegetação primária, rumo ao Centro, Norte e Oeste Paulista (Miliet, 1946; Dean, 1996). Esse ritmo prosseguiu durante o primeiro quarto do século XX, acompanhando o crescimento da economia mundial. Em 1952, a cobertura florestal original do Estado foi reduzida para apenas 18,2% (Figura 4), aproximadamente 4.600.000 há, concentrada em sua maior parte nas áreas de relevo mais acidentado da escarpa Atlântica (não ocupada em função das altas declividades), no entorno da capital, Vale do Ribeira e Pontal do Paranapanema, essas duas últimas com baixa densidade demográfica e infraestrutura viária menos densa (Victor *et al.*, 2005).

A degradação ambiental continuou com o processo de industrialização, urbanização e modernização do campo. Intensivo crescimento populacional acompanhou esse processo. A população total de São Paulo saltou de 9,1 milhões no início da década de 1950, para quase 37 milhões em 2000, de acordo com o Censo Demográfico do IBGE. Em 2010, a população do Estado atingiu 41.262.199 pessoas, sendo 58% concentrada nas Regiões Metropolitanas de São Paulo, Campinas e Baixada Santista, na porção leste do Estado.

Atualmente, os remanescentes florestais do Estado de São Paulo ainda sofrem com o desmatamento, embora em menor proporção: 96 hectares foram desmatados no Estado entre 2017 e 2018 (S.O.S. Mata Atlântica, 2019) e 43 hectares entre 2018 e 2019 (S.O.S. Mata Atlântica, 2020). Além disso, estão sujeitos a distúrbios e a fatores constantes de degradação, especialmente os de menor área.

O mais recente inventário florestal do Estado de São Paulo (Instituto Florestal, 2020), aponta para ganho geral de áreas com fisionomia de vegetação nativa no Estado, em torno de 5% na década 2010-2020, ou 214.592 hectares. Também indica que, na vertente oeste do Estado, a Mata Atlântica apresenta baixos índices de cobertura vegetal remanescente, intensamente fragmentada em pequenas áreas.

Vale destacar que o inventário não qualifica as áreas mapeadas, não diferenciando as restauradas das nativas mais antigas, sendo que essas últimas, mais ricas em biodiversidade,

têm sofrido supressão nos limites de expansão das grandes cidades do Estado, conforme aponta o levantamento citado da S.O.S. Mata Atlântica.

A expansão das áreas urbanas, sobretudo nas regiões metropolitanas, com destaque para a RMSP, tem fragmentado e suprimido ainda mais os remanescentes de florestas de Mata Atlântica, comprometendo inclusive áreas de mananciais. A modernização da atividade agropecuária no interior do Estado, que resultou na mais eficiente agricultura do país (Araújo e Nicolella, 2018) não foi acompanhada pelo cuidado com as áreas nativas, e nem pelo cumprimento da legislação ambiental aplicável.

A lavoura paulista de cana-de-açúcar, maior valor bruto de produção do Estado junto com a lavoura de laranja (R\$33,6 bilhões em 2018, conforme SEADE/MAPA), diminuiu apenas recentemente a prática de queimadas na colheita, um dos fatores de degradação mais críticos à preservação de remanescentes. Dos 8,2 milhões de hectares de área plantada no Estado de São Paulo³, 61% dessa área (5,1 milhões de hectares) corresponde à lavoura de cana-de-açúcar.

A conservação de alguns desses fragmentos remanescentes é garantida majoritariamente pela criação e manutenção de Unidades de Conservação pelas esferas governamentais (federal, estadual e municipal). Paralelamente, a instituição de regras por parte do poder público sobre de que maneira e em que locais a vegetação nativa do território brasileiro poderia ser explorada no âmbito das propriedades rurais, só ocorreu em 1934⁴, com a criação do Código Florestal. Instituído por decreto, determinou as áreas a serem preservadas e aquelas autorizadas à exploração por atividades da produção rural, em resposta à desordenada expansão da lavoura cafeeira, que dizimava as florestas, dificultando a obtenção de lenha e carvão e seu transporte às cidades, que utilizavam intensamente esses insumos energéticos na época.

O código passou por modificações, tornando-se mais rígido em 1965⁵, ocasião em que foram incorporados os conceitos de Reserva Legal (RL) e Áreas de Preservação Permanente (APP),

³ Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA). Levantamento Sistemático da Produção Agrícola – Tabela 1618 (Área plantada, área colhida e produção, por ano da safra e produto das lavouras, Abr/2020). Disponível em <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1618>. Acesso em Mai/2020.

⁴ Decreto nº 23.793, de 23 de Janeiro de 1934 (disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/D23793.htm. Acesso em Mai/2020).

⁵ Lei nº 4.771, de 15 de Setembro de 1965 (disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14771.htm. Acesso em Mai/2020).

respondendo à modernização da agricultura da época. Em 2012⁶, o código sofreu novas modificações, tornando-se mais flexível, objeto de longo embate entre ruralistas e ambientalistas. Entretanto, parte considerável dos dispositivos trazidos pelo Novo Código Florestal ainda não foram implantados integralmente, especialmente o Cadastro Ambiental Rural (CAR).

Instrumento criado pela nova lei de 2012, o CAR consiste no registro eletrônico de informações georreferenciadas dos imóveis rurais pelos próprios proprietários (autodeclaratório), com a demarcação dos limites dos imóveis, APPs, RLs, remanescentes de vegetação nativa, área rural consolidada, áreas de interesse social e de utilidade pública, com o objetivo de se criar um mapa digital, a partir do qual são calculados os valores das áreas para diagnóstico ambiental, como subsídio para a adequação ambiental das propriedades ao novo código.

O prazo para cadastramento já foi prorrogado por mais de quatro vezes. Os estágios de implantação do CAR pelos Estados são desiguais, as bases de dados apresentam inconsistências consideráveis, e ainda não há infraestrutura suficiente (física e administrativa) para processar os dados, corrigir as inconsistências e realizar o monitoramento do desmatamento, conservação de recursos naturais e outras ações. O novo código também prevê que os Estados criem, aprovem, monitorem e fiscalizem Planos de Regularização Ambiental (PRA) para que as propriedades recuperem ou compensem áreas de preservação. Após oito anos de vigência da nova lei, ainda há estados em que ainda não foram definidas as regras de seus PRAs.

Ainda em se tratando de legislação, cabe mencionar a Lei da Mata Atlântica⁷, que regulamenta a proteção e uso da biodiversidade e recursos desse bioma, para assegurar direitos e deveres dos cidadãos e de órgãos públicos para explorá-lo de forma consciente e sustentável, sem prejuízos aos ecossistemas. Também prevê incentivos financeiros para restauração dos ecossistemas, estimula doações da iniciativa privada para projetos de conservação, regulamenta artigo da Constituição que define a Mata Atlântica como Patrimônio Nacional, delimita o seu domínio, proíbe o desmatamento de florestas primárias e cria regras para exploração econômica (S.O.S. Mata Atlântica, 2019).

⁶ Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012 (disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em Mai/2020).

⁷ Lei nº 11.428, de 22 de Dezembro de 2006 (disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm. Acesso em Mai/2020).

Frente ao cenário descrito, o grau de ameaça aos remanescentes florestais implica, de qualquer forma, na necessidade de sua conservação, e na restauração de áreas degradadas, a fim de amenizar o passivo ambiental em várias regiões do Estado (Londe, 2019). Como bioma com a menor cobertura de vegetação original decorrente de processos de degradação e, frente à sua importância ecológica e socioeconômica, vários esforços de restauração têm sido empreendidos nas últimas décadas na Mata Atlântica. Reforça-se, dessa maneira, a importância do monitoramento, tanto para garantir o sucesso dessas iniciativas, quanto para o aprimoramento das metodologias de monitoramento a avaliação dos ecossistemas restaurados.

2.1.2. Monitoramento da Restauração Florestal

O objetivo principal do monitoramento de uma área em processo de restauração é identificar se a trajetória de restauração, no momento em que a área é monitorada, está levando a uma condição de ecossistema restaurado. E para que seja atestado se os objetivos de restauração foram atingidos, apenas o monitoramento pode fornecer parâmetros para identificar as ações corretivas que devem ser empreendidas, as prioridades, e quais estratégias de recomposição florestal são mais eficazes. E deve ser comprometido com a perpetuação e a sustentabilidade ecológica da área.

Projetos de restauração podem ter diferentes objetivos, que implicam em metas distintas e variações no monitoramento para atingir esses mesmos objetivos e metas. A eficiência e a eficácia do monitoramento estão diretamente vinculadas ao planejamento e às metas desses projetos, e devem oferecer informações relevantes e precisas capazes de subsidiar as intervenções para a correção de possíveis desvios de trajetória na regeneração dos ecossistemas.

Em 2004, a SER (Society For Ecological Restoration International Science) publicou protocolo elencando nove atributos de referência para a avaliação do sucesso de projetos de restauração ecológica, de modo a determinar que uma restauração foi alcançada (Tabela 1).

Tabela 1 – Atributos para avaliação (SER, 2004)

Atributo	Descrição
1	O ecossistema restaurado contém um conjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência, fornecendo uma estrutura apropriada de comunidade.
2	O ecossistema restaurado está composto em sua maior extensão possível por espécies nativas. Nos ecossistemas restaurados com objetivos culturais, permite-se a ocorrência de espécies exóticas domesticadas e de espécies ruderais não invasoras, além das arbóreas, que presumidamente coevoluiram com elas. As espécies ruderais são representadas por plantas que colonizam sítios perturbados, enquanto as arbóreas crescem entre plantas de cultivo.
3	Todos os grupos funcionais necessários para o desenvolvimento contínuo e/ou estabilidade do ecossistema restaurado se encontram representados ou, caso não estejam presentes, os grupos ausentes possuem potencial para colonizar o ambiente por meios naturais.
4	O ambiente físico do ecossistema restaurado possui a capacidade de suportar as populações reprodutivas das espécies necessárias para sua estabilidade contínua ou desenvolvimento ao longo da trajetória desejada.
5	O ecossistema restaurado aparentemente funciona de modo normal, de acordo com seu estágio ecológico de desenvolvimento, e sinais de disfunção são ausentes.
6	O ecossistema restaurado está integrado adequadamente a uma matriz ecológica ou paisagem, com a qual interage através de fluxos e intercâmbios abióticos e bióticos.
7	As ameaças potenciais à saúde e à integridade do ecossistema restaurado oriundas da paisagem circundante foram eliminadas ou reduzidas ao máximo possível.
8	O ecossistema restaurado é suficientemente resiliente para suportar os eventos periódicos normais de estresse que ocorrem no ambiente local e que servem para manter a integridade do ecossistema.
9	O ecossistema restaurado é autossustentável, ao mesmo grau que o seu ecossistema de referência, e possui o potencial para persistir indefinidamente sob as condições ambientais existentes.

Fonte: SER

O monitoramento da restauração deve ocorrer de forma contínua no tempo, para que seja possível verificar se as metodologias de restauração aplicadas estão conduzindo o ecossistema degradado por uma trajetória de recuperação adequada. Deve estar comprometido também com a perpetuação e a sustentabilidade ecológica da área recuperada (Brancalion, Gandolfi e Rodrigues, 2015).

2.1.2.1 Protocolos de monitoramento

No Brasil, vários esforços para a definição de critérios e indicadores de monitoramento têm sido desenvolvidos, como por exemplo o Projeto de Recuperação de Matas Ciliares (Uehara e Gandara, 2009) e o Pacto pela Mata Atlântica (Rodrigues; Brancalion e Isernhagen, 2009). Em 2015, a Secretaria de Meio Ambiente publicou a portaria CBRN 01/2015, estabelecendo um protocolo de monitoramento de projetos de restauração ecológica, atualmente em revisão, porém aplicado em ações de recuperação determinadas por Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) e por Termo de Compromisso Ambiental (TCA). Esses dois últimos protocolos são considerados na presente pesquisa.

O Pacto pela Restauração da Mata Atlântica é um modelo que combina critérios ecológicos, socioeconômicos e de gestão em um único protocolo de monitoramento. É aplicável a qualquer método de restauração, implantado inicialmente para a Mata Atlântica, mas que pode ser utilizado para outros biomas e ecossistemas florestais brasileiros, requerendo apenas adequações das metas que deverão ser atingidas para cada indicador ecológico e os respectivos valores de referência. Baseia-se no uso de indicadores generalistas, focados na descrição da composição e estrutura, e alguns de funcionamento (mais difíceis de obtenção) do ecossistema em processo de restauração, seguindo as premissas estabelecidas pela SER.

O monitoramento prescrito na Portaria CBRN 01/2015 corresponde ao protocolo governamental publicado pelo Estado de São Paulo em atendimento à Resolução SMA 32/2014, que estabeleceu a previsão de monitoramento periódico de projetos de restauração ecológica, até que sejam atingidos valores de referência estabelecidos na portaria, e a recomposição do ecossistema seja atestada.

2.1.2.2 Indicadores

Segundo Brancalion, Gandolfi & Rodrigues (2015), indicadores para o monitoramento da restauração florestal são variáveis cuja finalidade é medir alterações no tempo de um fenômeno ou processo. São utilizados para rastrear a trajetória do ecossistema em restauração, avaliar o seu progresso em direção às metas estabelecidas, realizar ações corretivas e comunicar o público (Londe, 2014).

Considerando grupos de comportamento ecológico definidos conforme a tolerância ao sombreamento (Espécies Pioneiras, Secundárias e Clímaces), aplicados largamente à trajetória de sucessão ecológica em Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista (Brancalion, Gandolfi e Rodrigues, 2015), deve-se atentar para quais estágios da restauração florestal os indicadores de monitoramento selecionados devem ser mensurados e com que frequência, para avaliar a trajetória e o sucesso da restauração.

O protocolo do Pacto Pela Mata Atlântica define indicadores, junto com critérios e verificadores⁸, segundo dois princípios, o ecológico (estruturação e monitoramento da trajetória

⁸ O protocolo do Pacto estrutura-se em níveis hierárquicos de princípio, critério, indicador e verificador, adaptados de protocolos já existentes de certificação ambiental, resumidos a seguir:

1. Princípio: fornece a estrutura primária para a avaliação de um projeto;
2. Critério: item de avaliação ou meio de julgar um princípio, acrescentando significado e operacionalidade a um princípio, sem que, por si próprio, constitua uma medida direta de desempenho.

ecológica) e o sócio-econômico (pagamento por serviços ambientais, exploração de produtos florestais madeireiros e não madeireiros, geração de trabalho e renda e certificação ambiental). O Princípio Ecológico do protocolo é subdividido em duas fases (Viani *et al.*, 2013): a Fase I, focada no sucesso do estabelecimento dos indivíduos e na estruturação do dossel, e a Fase II, voltada para o monitoramento e avaliação da trajetória ecológica.

Os critérios, indicadores e verificadores de ambas as fases são descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Critérios, indicadores e verificadores do Princípio Ecológico do Protocolo de Monitoramento da Restauração Florestal

Fase I – Estruturação do dossel	
Item	Descrição
C1. Estrutura	Distribuição vertical e horizontal da comunidade vegetal em restauração.
I.1.1. Cobertura de copa	Percentual de cobertura do solo pela projeção da copa das árvores não invasoras.
V.1.1.1. Percentual de linha do terreno coberta pela projeção da copa de árvores não invasoras	Soma das medidas dos trechos da linha amostral cobertos por copa das árvores não invasoras (m), em relação ao comprimento da linha.
I.1.2. Cobertura de herbáceas invasoras e superdominantes	Cobertura do solo por herbáceas invasoras e herbáceas superdominantes.
V.1.2.1. Percentual de cobertura do solo por herbáceas invasoras e superdominantes	Estimativa visual do percentual de cobertura do solo por herbáceas invasoras e herbáceas superdominantes.
C.2. Composição de espécies arbustivas e arbóreas	Aspectos da composição de espécies vegetais na área em restauração.
I.2.1. Identificação das espécies nativas plantadas de recobrimento²	Identificação das melhores espécies recobridoras plantadas em cada parcela.
V.2.1.1. Identificação das espécies que apresentam maior recobrimento do solo no projeto de restauração (para projetos com semeadura direta ou plantio de mudas)	Identificar e listar, por meio de observação visual, as espécies que apresentaram maior recobrimento do solo no projeto de restauração, em comparação com as demais espécies plantadas.
I.2.2. Espécies invasoras arbóreas	Quantidade de indivíduos de espécies arbóreas invasoras.
V.2.2.1. Composição e densidade de espécies arbóreas invasoras	Organização de lista das espécies arbóreas invasoras e suas respectivas densidades (considerar plantas com altura > 50 cm), a partir de registros de espécies de levantamentos do Estado de origem ou do mais próximo.
C.3. Edáfico	Aspectos inerentes ao solo da área em restauração.

- Indicador: qualquer variável do projeto de restauração ecológica usada para inferir a condição de um determinado critério, transmitindo uma informação, não podendo ser confundido como condição para satisfazer os critérios;
- Verificador: formas de verificar, mensurar ou avaliar um indicador.

Fase I – Estruturação do dossel	
Item	Descrição
I.3.1. Fertilidade química e textura do solo	Disponibilidade de nutrientes, teor de matéria orgânica, pH, metais pesados (quando necessário) e análise de textura do solo (percentual de areia, argila e silte).
V.3.1.1. Análise química do solo	Coleta de solo para análise química.
I.3.2. Compactação do solo	Grau de compactação do solo
V.3.2.1. Resistência mecânica do solo à penetração	Constatação da ocorrência de camadas compactadas e/ ou de impedimento mecânico ao desenvolvimento radicular dos vegetais por meio de observação visual ou por uso de penetrômetro de impacto.
I.3.3 Conservação do solo	Grau e práticas de conservação do solo.
V.3.3.1. Presença de erosão laminar, em sulcos ou voçorocas	Avaliação visual da presença de erosão laminar, em sulcos ou voçorocas na área em restauração.
V.3.3.2. Ausência de boas práticas agrícolas relacionadas à conservação do solo	Avaliação visual da presença de solo descoberto na entrelinha (preparo convencional com revolvimento do solo) e da ausência de cultivo em nível.
I.3.4. Outros filtros edáficos	Avaliação de outros filtros do solo, inerentes a área, não incluídos nos indicadores anteriores, mas que podem limitar o desenvolvimento das plantas.
V.3.4.1. Avaliação visual da presença de limitações no solo para o desenvolvimento da cobertura florestal	Avaliação visual da presença de afloramento de rocha, cascalho, encharcamento etc. na área do projeto em restauração.
C.4. Fatores de degradação	Presença de fatores de degradação na área em restauração.
I.4.1. Ocorrência de fogo	Incêndio após a implantação das práticas de restauração.
V.4.1.1. Avaliação visual e verificação do histórico recente de ocorrência de fogo na área.	Levantamento visual e do registro histórico de fogo na área após implantação das práticas de restauração.
I.4.2. Presença de gado e outros animais domésticos e isolamento da área	Avaliação da presença de gado e outros animais domésticos na área em restauração e cercamento, caso se aplique.
V. 4.2.1. Avaliação visual e verificação do histórico recente de presença de gado e outros animais	Levantamento do registro histórico e da presença atual (visualização dos animais, plantas danificadas, pegadas, fezes etc.) de gado e outros animais (equinos, moares, bubalinos etc.) na área em restauração.
I.4.3. Ataque de formigas cortadeiras e outros herbívoros	Ocorrência de danos por formigas-cortadeiras e outros herbívoros nos indivíduos arbustivos ou arbóreos nativos da área em restauração.
V.4.3.1. Avaliação visual de danos por formigas-cortadeiras e outros herbívoros	Levantamento visual de danos por formigas-cortadeiras e outros herbívoros (ex: lebre, lagartas desfolhadoras etc.) nas plantas arbustivas e arbóreas nativas da área em restauração.
Fase II – Trajetória Ecológica	
C.1. Estrutura	Distribuição vertical e horizontal da comunidade vegetal em restauração.
I.1.1. Densidade de indivíduos de menor porte	Quantidade de indivíduos de menor porte de espécies arbustivas e arbóreas não invasoras por área.

Fase II – Trajetória Ecológica

V.1.1.1. Número de indivíduos de espécies não invasoras por área	Contagem de indivíduos de espécies não invasoras por área, com altura (H) $\geq 0,5$ m e CAP < 15 cm.
I.1.2. Densidade de indivíduos de maior porte	Quantidade de indivíduos de maior porte de espécies arbustivas e arbóreas não invasoras por área.
V.1.2.1. Número de indivíduos de espécies não invasoras por área	Contagem de indivíduos de espécies não invasoras por área, com CAP ≥ 15 cm.
I.1.3. Área basal	Soma das áreas das secções transversais de caules.
V.1.3.1. Soma das medidas das áreas basais de indivíduos de espécies não invasoras	Soma das medidas das áreas basais das secções transversais de caules, obtidas a partir das medidas de todas as ramificações das plantas com pelo menos uma das ramificações com CAP ≥ 15 cm.
I.1.4. Cobertura de copa ²	Cobertura do solo pela projeção da copa das árvores.
V.1.4.1. Percentual de linha do terreno coberta pela projeção da copa de árvores	Soma das medidas dos trechos da linha amostral cobertos por copa (m), em relação ao comprimento da linha.
C.2. Composição de espécies arbustivas e arbóreas	Descrição quantitativa e qualitativa das espécies que compõem a comunidade vegetal em restauração.
I.2.1. Número de espécies não invasoras por projeto de restauração	Quantidade de espécies e morfoespécies (1) regionais e (2) exóticas.
V.2.1.1. Número total de espécies e morfoespécies regionais	Contagem de espécies e morfoespécies regionais.
V.2.1.2. Número total de espécies e morfoespécies exóticas	Contagem de espécies e morfoespécies exóticas.
I.2.2. Espécies arbóreas invasoras	Quantidade de indivíduos de espécies arbóreas invasoras.
V.2.2.1. Composição e densidade de espécies arbóreas invasoras	Organização de lista das espécies arbóreas invasoras e respectivas densidades, a partir de registros de espécies de levantamentos do Estado de origem ou do mais próximo.

Fonte: Viani *et al.*, 2013.

O protocolo de monitoramento prescrito na Portaria CBRN 01/2015 estabelece três indicadores e respectivos métodos convencionais de mensuração em campo (Figura 5), em parcelas amostrais de 4m de largura por 25m de comprimento, definidas em função do tamanho da área em restauração. Em síntese, os indicadores são os seguintes:

1. Cobertura do solo com vegetação nativa: determinação da porcentagem (%) de solo coberto por espécies nativas, por meio da soma das medidas em metros de trechos de linha amostral central ao longo do comprimento da parcela amostral;
2. Densidade de indivíduos nativos regenerantes: determinação da quantidade de indivíduos regenerantes de espécies lenhosas (arbustivas ou arbóreas) nativas por hectare, por meio da

contagem de indivíduos com altura igual ou superior a 50cm de altura, e CAP (Circunferência à Altura do Peito) inferior a 15cm;

3. Número de espécies nativas regenerantes: identificação da ocorrência de espécies lenhosas (arbustivas ou arbóreas) de regenerantes nativos encontrados nas parcelas, resultando em uma lista única de espécies verificadas em qualquer uma das parcelas amostrais, independentemente da frequência. Assim, se for encontrado um único indivíduo de uma determinada espécie em qualquer uma das parcelas, a espécie é registrada.

Fonte: Portaria CBRN 01/2015

Método de levantamento dos três indicadores prescritos pela Portaria CBRN 01/2015: (1) a cobertura do solo com vegetação nativa é medida por meio da soma das medidas dos trechos da linha central cobertos por vegetação nativa, em metros, em relação ao comprimento da linha amostral (25m); (2) a densidade de indivíduos regenerantes é medida através da contagem dos indivíduos lenhosos nativos com altura igual ou maior que 50 cm e com CAP menor que 15 cm, ou inexistente ($H \geq 50$ cm e $CAP < 15$ cm), ao longo da linha amostral de 25m, considerando 2 m à direita e à esquerda da linha amostral; e (3) o número de espécies nativas regenerantes é medido através da contagem dos indivíduos com altura igual ou maior a 50 cm e com CAP menor que 15 cm ou inexistente ($H \geq 50$ cm e $CAP < 15$ cm), sendo cada espécie contada apenas uma vez na mesma unidade de monitoramento, mesmo que ela ocorra em várias parcelas. Assim, cada espécie é contabilizada apenas uma vez, no momento em que esta é verificada em uma das parcelas amostrais.

Figura 5 – Mensuração dos indicadores conforme Portaria CBRN 01/2015

Ainda não se tem conhecimento suficiente sobre a importância relativa e os valores de referências de cada atributo ou indicador a ser medido para que uma determinada área degradada, perturbada, danificada ou destruída, possa ter seus processos ecológicos recuperados e sua biodiversidade restabelecida ao longo do tempo (Brancalion, Gandolfi & Rodrigues, 2015). Isso reforça a importância de serem estabelecidos os objetivos de restauração, levando em consideração sua saúde, integridade e sustentabilidade.

Nesse contexto, um ecossistema restaurado deve ter a capacidade de sustentar-se estruturalmente e funcionalmente, possuir resiliência em relação às perturbações (naturais ou não) e a situações de estresse ambiental, e interagir com ecossistemas na paisagem circundante por meio de fluxos abióticos e bióticos, promovendo, ainda, interações culturais. Os valores a serem atingidos pelos indicadores e verificadores para monitoramento devem ser estabelecidos a partir dos ecossistemas de referência, e com base nos objetivos definidos.

Na Tabela 3 são listados os indicadores dos dois protocolos mencionados, acompanhados da maneira como a mensuração por Sensoriamento Remoto ótico e LiDAR pode ser aplicada.

Tabela 3 – Indicadores segundo protocolos de monitoramento e mensuração por Sensoriamento Remoto

Protocolo	Indicador	Mensuração por Sensoriamento Remoto ótico e LiDAR ¹
Pacto	Fase – - Estrutura – Cobertura de copa	Segmentação e classificação da cobertura do solo com floresta, identificação de clareiras e altura do dossel pela resposta espectral/reflectância de alvos (imagens multiespectral e/ou hiperspectral) e alturas (LiDAR)
	Fase – - Estrutura – Cobertura de <i>herbáceas invasoras e superdominantes</i>	
	Fase I – Composição de espécies arbustivas e arbórea– - Identificação das espécies nativas plantadas de recobrimento	Identificação de indivíduos arbóreos pela resposta espectral (imagem hiperspectral), pela estrutura vertical, intensidade e comprimento de pulso <i>laser</i> do tipo <i>full waveform</i> ² (preferencialmente)
	Fase I – Composição de espécies arbustivas e arbórea– - Espécies invasoras arbóreas	
	Fase I – Edáfic– - Fertilidade química e textura do solo	–
	Fase I – Edáfic– - Compactação do solo	–
	Fase I – Edáfic– - Conservação do solo	–
	Fase I – Edáfic– - Outros filtros edáficos	–
	Fase I – Fatores de degradação– - Ocorrência de fogo	Identificação de focos de calor e áreas queimadas pela resposta espectral (imagem multiespectral, especialmente bandas do infravermelho)

Protocolo	Indicador	Mensuração por Sensoriamento Remoto ótico e LiDAR ¹
	Fase I – Fatores de degradação – Presença de gado e outros animais domésticos e isolamento da área	–
	Fase I – Fatores de degradação – Ataque de formigas cortadeiras e outros herbívoros	–
	Fase II – Estrutura – Densidade de indivíduos de menor porte	Caracterização estrutural vertical do sub-bosque utilizando alturas e intensidade de pulso <i>laser</i> (Densidade de Área Foliar, Índice de Área Foliar)
	Fase II – Estrutura – Densidade de indivíduos de maior porte	Identificação de indivíduos arbóreos pela resposta espectral (imagem hiperespectral), pela estrutura vertical, intensidade e comprimento de pulso <i>laser</i> do tipo <i>full waveform</i> ² (preferencialmente)
	Fase II – Estrutura – Área basal	Estimativa de área basal através de modelagem a partir de dados LiDAR (modelos de regressão)
	Fase II – Estrutura – Cobertura de copa	Segmentação e classificação da cobertura do solo com floresta, identificação de clareiras e altura do dossel pela resposta espectral/reflectância de alvos (imagens multiespectral e hiperespectral) e alturas (LiDAR)
	Fase II – Composição de espécies arbustivas e arbóreas – Número de espécies não invasoras por projeto de restauração	–
	Fase II – Composição de espécies arbustivas e arbóreas – Espécies arbóreas invasoras	–
CBRN 01/2015	Cobertura do solo com vegetação nativa	Segmentação e classificação da cobertura do solo com floresta pela resposta espectral (imagens multiespectral e hiperespectral) e pelas alturas de dados LiDAR
	Densidade de indivíduos regenerantes	Caracterização estrutural vertical do sub-bosque utilizando alturas e intensidade de pulso <i>laser</i> (Densidade de Área Foliar, Índice de Área Foliar)
	Número de espécies nativas regenerantes	Caracterização estrutural por LiDAR terrestre

Notas:

(1) Considera-se o uso de imagens de alta resolução (melhor que 1m de resolução espacial) e dados LiDAR aéreos com densidade maior que 5 pontos por m².

(2) A identificação de indivíduos arbóreos é facilitada nas fases de estruturação do dossel, uma vez que a densidade da vegetação ainda é baixa, e os efeitos de sobreposição e entrelaçamento entre as copas das árvores é menor, ocorrendo menos interferência das árvores abaixo das dominantes. Conforme o fechamento do dossel aumenta, a dificuldade é maior, demandando filtros *a priori* para minimizar esses efeitos.

A aplicação de Sensoriamento Remoto ótico e LiDAR e Sistemas de Informações Geográficas em estudos florestais tem se ampliado, envolvendo a classificação de cobertura do solo com floresta, estimativas de biomassa, volume, correlações entre diâmetro e altura de indivíduos

arbóreos e estoque de carbono, identificação de clareiras, sendo recente a aplicação dessas técnicas no monitoramento da restauração florestal.

2.2. Monitoramento por Sensoriamento Remoto

2.2.1. Sensoriamento Remoto Ótico da Vegetação

O comportamento espectral da vegetação é determinado pelas características das folhas isoladas e dos dosséis.

A interação entre a radiação eletromagnética e as folhas depende de fatores químicos (pigmentos fotossintetizantes e água) e estruturais (organização dos tecidos das folhas) e pode ser analisada considerando a absorção, a reflexão e a transmissão da radiação (Ponzoni e Shimabukuro, 2009). Primordialmente, a radiação é absorvida por pigmentos fotossintetizantes (clorofilas, carotenóides e carotenos) para sua transformação em elementos químicos vitais à sobrevivência da planta, através do processo de fotossíntese, mais especificamente na região do visível (entre 0,40 e 0,72 μm).

Parte do feixe de radiação incidente pode ser refletida imediatamente quando se encontra com as estruturas localizadas na cutícula ou epiderme da folha. E pode, ainda, penetrar nas camadas mais internas e até atravessar a folha, dependendo do arranjo de células, da disposição dos espaços intercelulares e da composição química. No diagrama esquemático da Figura 6 é representada seção transversal de uma folha e as trajetórias possíveis da radiação eletromagnética incidente.

Fonte: DronEng⁹

Parte do feixe de luz incidente pode ser refletida imediatamente quando se encontra com as estruturas localizadas na cutícula ou epiderme da folha (reflectância especular e/ou difusa na camada superior). E pode, ainda, penetrar nas camadas mais internas (absorção) e até atravessar a folha (transmissão), dependendo do arranjo de células, da disposição dos espaços intercelulares e da composição química.

Figura 6 – Seção transversal de uma folha e trajetórias possíveis da radiação eletromagnética incidente

Grande parte da radiação eletromagnética disponível para as plantas ocorre de forma difusa, que atinge também o interior da copa e as partes inferiores da vegetação.

Feixes de radiação na faixa do infravermelho próximo (entre 0,72 e 1,10 μm) e no infravermelho médio (entre 1,10 e 2,5 μm) não são absorvidos pelos pigmentos fotossintetizantes, seguindo uma trajetória errática no interior da folha, e a direção varia conforme a densidade e a estrutura interna dos tecidos foliares. Nessas duas faixas do espectro eletromagnético, a água no interior das células ou em lacunas intercelulares desempenha papel determinante na absorção da radiação, assim como ocorre com os pigmentos fotossintetizantes na faixa do visível. Assim, quanto maior a quantidade de água no interior da estrutura foliar, menor será a quantidade de radiação refletida.

⁹ Disponível em <http://blog.droneng.com.br/radiacao-eletromagnetica-e-plantas/>. Acesso em 20/Jan/2020.

A reflectância¹⁰ das folhas varia conforme a faixa do espectro eletromagnético e sua interação com os fatores anteriormente indicados, destacando-se o seguinte comportamento por intervalo do espectro¹¹ (Ponzoni e Shimabukuro, 2009):

1) Faixa do visível (0,4 a 0,72 μm):

- os pigmentos das folhas dominam a reflectância nessa região, absorvendo a radiação na região do azul (próximo a 0,445 μm);
- a maioria das plantas é transparente na região do verde (0,540 μm);
- apenas a clorofila absorve radiação na região do vermelho (0,645 μm);
- no intervalo de 0,550 μm a 0,670 μm , a absorção da energia radiante aumenta proporcionalmente ao aumento da clorofila;

2) Faixa do infravermelho próximo (0,72 a 1,10 μm):

- a absorção da radiação é baixa nessa região, com alto espalhamento interno na folha;
- quanto maior a quantidade de lacunas na estrutura foliar, maior será o espalhamento interno da radiação nessa faixa do espectro, portanto maior será a reflectância;
- a resposta espectral do sombreamento não é tão pronunciada quanto na região do visível, devido ao espalhamento múltiplo e pela baixa absorção pelos pigmentos fotossintetizantes (Colwell, 1974);

3) Faixa do infravermelho médio (1,10 a 3,20 μm):

- nessa região, a água líquida tem papel importante nos valores de reflectância;
- entre 1,3 a 2,0 μm , a absorção da radiação pela água é alta, portanto apresenta valores baixos de reflectância;
- em termos pontuais, a absorção da água ocorre nos comprimentos de onda de 1,1 μm , 1,45 μm , 1,95 μm e 2,7 μm ;
- o comportamento espectral da folha nessa região permite avaliar a saúde e o estágio de desenvolvimento da planta.

¹⁰ A reflectância é a razão entre o fluxo radiante refletido e o fluxo incidente sobre a superfície (Novo, 2008). Expressa a propriedade do objeto em refletir a radiação eletromagnética incidente, e é expressa através de Fatores de Refletância Bidirecional, que expressam a quantidade relativa de radiação eletromagnética refletida pelo objeto, para uma dada condição geométrica de iluminação e de visada (Ponzoni, Shimabukuro & Kuplich, 2012).

¹¹ O foco nas regiões do visível, infravermelho próximo e infravermelho médio justifica-se pelo fato dessas faixas do espectro serem as mais exploradas nos estudos de sensoriamento remoto da vegetação.

Na Figura 7 é possível visualizar a variação geral da reflectância de uma folha verde sadia¹², conforme os fatores dominantes que controlam essa reflectância. Observa-se no gráfico que as bandas de absorção primária de clorofila são o azul (entre 0,43 e 0,45 μm) e o vermelho (entre 0,65 e 0,66 μm), pela ação dos pigmentos fotossintetizantes do mesófilo paliçádico (Jensen, 2009). Como as clorofilas absorvem a luz verde em pequena quantidade, a reflectância é maior nesse intervalo (aliás, a aparência verde da folha está relacionada com essa maior reflectância). O espalhamento da energia infravermelha, que ocorre predominantemente no mesófilo esponjoso, é expresso pela alta reflectância na região do infravermelho próximo, como pode ser observado na subida acentuada na curva de reflectância. E a absorção pela água da folha, como pode ser observado no gráfico (em preto), ocorre em maior intensidade na região do infravermelho médio (picos de absorção ocorrem nos comprimentos de onda situados em 0,97, 1,19, 1,45, 1,94 e 2,7 μm), diminuindo a reflectância.

¹² A curva espectral varia conforme o tipo de planta, segundo a estrutura e organização celular das folhas.

Fonte: Jensen (2009, p. 359).

As bandas de absorção primária de clorofila são o azul (entre 0,43 e 0,45 μm) e o vermelho (entre 0,65 e 0,66 μm), em função da ação dos pigmentos fotossintetizantes do mesófilo paliçádico. A reflectância é maior na banda verde, pois as clorofilas absorvem a luz verde em pequena quantidade. O espalhamento da energia infravermelha, que ocorre predominantemente no mesófilo esponjoso, é expresso pela alta reflectância na região do infravermelho próximo, como pode ser observado na subida acentuada na curva de reflectância logo em seguida à banda vermelha. A absorção pela água da folha (em preto) ocorre em maior intensidade na região do infravermelho médio (picos de absorção ocorrem nos comprimentos de onda situados em 0,97, 1,19, 1,45, 1,94 e 2,7 μm), diminuindo a reflectância.

Figura 7 – Reflectância espectral de folha vegetal verde sadia (comprimento)

Outros fatores ambientais ou internos às plantas também implicam em alterações nos pigmentos fotossintetizantes e na concentração de água, alterando a reflectância. É o caso de folhas infectadas por fungos. A reflectância na região do visível é maior do que a de folhas saudáveis, decorrente da perda de clorofila. Já na faixa do infravermelho (acima de 1,08 μm) a reflectância é menor, decorrente da invasão das hifas nos espaços intercelulares, tendendo a compactar a estrutura interna das folhas (Ponzoni e Shimabukuro, 2009).

Analogamente ao efeito de espalhamento da radiação eletromagnética no interior da folha, nos dosséis, formados por várias camadas de folhas dispostas em diversas direções¹³, ocorre o espalhamento múltiplo. Há maior absorção da radiação incidente na região do visível, por conta da maior quantidade de pigmentos fotossintetizantes e, portanto, a diminuição da reflectância do conjunto. Já na região do infravermelho próximo, parte da radiação eletromagnética que atravessa as primeiras camadas pode ser refletida e transmitida novamente, uma vez que quase nada é absorvido pela folha, aumentando, portanto, a reflectância nessa faixa do espectro.

Dessa forma, na região do visível a reflectância diminui com o aumento de camadas de folhas, e na região do infravermelho próximo a reflectância aumenta com a maior quantidade de camadas. Na região do infravermelho médio, a reflectância diminui na medida em que se aumenta a oferta de água no conjunto de folhas, de forma análoga à diminuição da reflectância na região do visível em função da maior quantidade de pigmentos fotossintetizantes.

Para além do espalhamento e da absorção, a trajetória da radiação sobre o dossel e solo até o sensor é condicionada a outros fatores que definem a arquitetura do dossel, como a distribuição espacial dos elementos da vegetação, a densidade e a orientação.

A distribuição espacial depende do arranjo e dos tipos de plantas, bem como o estágio de seu desenvolvimento. As características biofísicas de densidade e orientação podem ser expressas pelo Índice de Área Foliar (IAF) e pela Distribuição Angular de Folhas (DAF). O primeiro estabelece a razão entre a área foliar do dossel e a área de superfície projetada no solo (Figura 8), e o segundo indica a orientação angular das folhas, descrita por uma função densidade de distribuição $f(\theta_l, \psi_l)$, onde θ_l é a inclinação e ψ_l o azimute da folha (Ponzoni e Shimabukuro, 2009).

¹³ Além das folhas, seus principais elementos, dosséis são constituídos por outros elementos, como galhos frutos, flores, entre outros.

Fonte: Karnieli¹⁴

No exemplo acima, o Índice de Área Foliar com valor 6 indica 6m² de área de folha por m² no solo.

Figura 8 – Representação Esquemática do Índice de Área Foliar (IAF)

De modo geral, quanto maior o IAF de um dossel, menor sua reflectância na região do visível, e maior no infravermelho próximo, embora não haja uma dinâmica linear. Já na região do infravermelho médio, o comportamento da reflectância é semelhante à região do visível, sendo que sua diminuição é dependente da oferta de água no conjunto como um todo, análogo à maior presença de pigmentos fotossintetizantes. O IAF pode atingir um valor acima do qual não serão mais observadas alterações nos valores de reflectância, independentemente da região do espectro, determinando os denominados Pontos de Saturação. Assim, se ocorrer o surgimento de mais folhas a partir desse limiar, os valores de reflectância não serão mais incrementados. No monitoramento da restauração florestal, o IAF pode ser calculado a partir dos dados óticos para avaliar a densidade e a umidade da vegetação, e sua distribuição espacial.

Há dois efeitos importantes da DAF na reflectância da vegetação. O primeiro deles é no “*hot spot*”, pico de reflectância que ocorre quando a fonte de iluminação está exatamente atrás do sensor. Como o dossel é composto por muitas folhas com diversas inclinações e ângulos azimutais, a magnitude do “*hot spot*” depende desse arranjo. O segundo efeito diz respeito à probabilidade de ocorrência de clareiras, considerando-se o dossel como uma função dos ângulos zenital solar e de visada, que determinam se os fluxos de incidência e Excitância serão

¹⁴ Disponível em <https://www.slideserve.com/kamin/vegetation-indices>. Acesso em 20/Jan/2020.

ou não interceptados pela vegetação (Ponzoni, Shimabukuro & Kuplich, 2012). Essa relação pode ser modelada para inferir sobre a relação da DAF com o Fator de Reflectância Bidirecional.

Dosséis com folhas predominantemente horizontais apresentam uma menor variabilidade na reflectância, e maiores valores de reflectância para todas as distribuições. Já os dosséis compostos por folhas distribuídas mais verticalmente apresentam reflectância decrescente na região do visível conforme o ângulo zenital solar aumenta, e reflectância crescente na região do infravermelho próximo. Isso ocorre em função do maior espalhamento dos elementos do dossel nas camadas superiores, com menor influência dos componentes das camadas inferiores, que espalham menos a radiação incidente.

No estudo da vegetação por Sensoriamento Remoto, a variação do ângulo zenital (θ_v) é outra propriedade que exerce influência na reflectância da vegetação. Quanto maior θ_v , maior a reflectância da vegetação, tanto na região do visível quanto na região do infravermelho próximo. Em geral, quando o sensor está posicionado no mesmo plano da fonte de iluminação, a reflectância do dossel aumenta na direção do retroespalhamento (*“hot-spot”*), e a proporção de sombras é também diminuída. A reflectância do dossel é menor quando o plano de visada é perpendicular à fonte de iluminação.

As propriedades espectrais dos solos (ou da camada inferior dos dosséis) exercem influência na reflectância da vegetação. Dosséis mais abertos sofrem maior influência dessas propriedades e, quanto maior o ângulo zenital, maior essa influência. Em geral, as camadas mais próximas ao solo absorvem mais a radiação, diminuindo a reflectância desse dossel mais aberto.

Quando a radiação solar incide no topo da atmosfera, parte é espalhada e/ou refletida pelas partículas atmosféricas. A outra parte atravessa a atmosfera e é espalhada/refletida pelo dossel ou solo, sendo essa radiação detectada pelo sensor, que pode estar posicionado a poucos metros acima do dossel, embarcado em aeronaves, ou a quilômetros, em satélites. Ao interagir com a radiação eletromagnética, a atmosfera provoca alterações no fluxo radiante proveniente dos alvos, e causa alguns efeitos nas imagens, tais como a diminuição do brilho em regiões específicas e a perda da nitidez decorrente de névoa nas regiões de menor comprimento de onda (Latorre *et al.*, 2002). Assim, devem ser conhecidas as características espectrais do sensor e as condições atmosféricas da data e hora de aquisição desses dados ao se analisarem as imagens.

Em síntese, o que um sensor remoto é capaz de detectar e registrar na forma de imagem é fruto de um processo complexo envolvendo vários parâmetros e fatores ambientais. Conforme descrito, os parâmetros incluem a composição química, morfológica, fisiológica e de umidade das folhas, e a arquitetura, orientação das folhas e densidade do dossel. Incluem também as propriedades espectrais desses elementos e do solo, além das questões de natureza geométrica (iluminação e visada),. A atmosfera representa um fator ambiental importante, na medida em que parte do fluxo radiante que incide sobre o dossel é absorvida ou transmitido pela atmosfera (fluxo direto), e outra fração é espalhada, em direção descendente (fluxo difuso).

2.2.2. Sensoriamento Remoto LiDAR da Vegetação

O uso de tecnologia LiDAR em estudos florestais e da vegetação está ligado principalmente à mensuração da altura de árvores e do dossel, fortemente correlacionada à biomassa lenhosa e a outras propriedades que podem ser inferidas, como volume, idade e densidade.

Do inglês *Light Detection and Ranging*, a tecnologia de perfilamento a laser, ou varredura a laser, consiste essencialmente na emissão de um pulso laser de uma plataforma (aérea, terrestre ou orbital) com alta frequência de repetição, e na medição do tempo de retorno desse pulso entre a plataforma e os alvos, permitindo a estimativa dessas distâncias (Giongo *et al.*, 2010). Os feixes de laser são sensíveis a interferências atmosféricas, e não dependem do sol como fonte de iluminação.

O termo ALS é utilizado para designar a modalidade de aquisição de dados LiDAR a partir de dispositivos embarcados em aeronaves. A maioria dos sistemas comerciais disponíveis é equipada basicamente com dispositivos de posicionamento GNSS (*Global Navigation Satellite System*) e IMU (*Inertial Measurement Unit*) e um escâner que distribui o feixe de laser ao longo da linha de voo da aeronave (Figura 9). Métricas de densidade e altura derivadas de dados ALS podem ser usadas para estimar a distribuição horizontal e vertical de material biológico em inventários florestais para exploração comercial e em aplicações ecológicas, como mapeamento detalhado da vegetação (Vauhkonen *et al.*, 2014).

a. Aquisição de dados LiDAR por ALS

b. Relação entre o ângulo de varredura e a quantidade de dossel recoberta

Fonte: Jensen (2009, p. 339).

Figura 9 – Esquema de aquisição de dados LiDAR por ALS e relação entre o ângulo de varredura e área de dossel recoberta

Os sistemas ALS consistem na emissão de pulso laser de curta duração na região do infravermelho próximo (0,72 a 1,10 μm), e na medição da diferença de tempo entre a emissão desse pulso e a detecção do sinal refletido de volta ao sensor. Usando a velocidade da luz, essa diferença de tempo é convertida para valores de distância do ponto de emissão ao objeto a partir do qual a luz foi refletida.

Nas aplicações florestais, os sensores mais utilizados são os de pequeno diâmetro de pulso (*footprint*¹⁵), menor que um metro, e podem ser de retorno discreto ou contínuo.

Os sistemas ALS discretos registram um número fixo de medidas de intervalo por pulso emitido (até quatro retornos é o mais comum), com limiares de detecção de pico de retorno limitados.

¹⁵ O termo *footprint* corresponde à área, aproximadamente circular (Jensen, 2015), de um pulso laser que atinge a superfície ou objeto durante o perfilamento. Esse diâmetro é dado pela altura de voo, ângulo de abertura do sensor e ângulo de divergência do pulso emitido (Paula, 2017).

Na Figura 10 é representada esquematicamente a divisão do pulso laser discreto em retornos intermediários.

Fonte: Esteio¹⁶

Figura 10 – Exemplificação do sistema LiDAR discreto (divisão do pulso emitido em retornos intermediários)

Já os sistemas ALS do tipo contínuo digitalizam o retroespalhamento em alta frequência, sem limitar o número de retornos que são gravados para cada pulso emitido. Assim, mais retornos a partir da vegetação são registrados, denominados de comprimento de pulso (*width of the backscattered pulse*), oferecendo vantagens principalmente na derivação de parâmetros biofísicos, como DAP (diâmetro à altura do peito), na identificação de espécies (dominantes e subdominantes), e na caracterização do sub-bosque de forma superior aos sistemas discretos (Hollaus *et al.*, 2014). Não há diferenças significativas em termos de custos na aquisição de dados discretos ou contínuos (*full-waveform*) e, embora a disponibilidade de dispositivos do tipo contínuo tenha aumentado significativamente, pouco se tem utilizado das informações de comprimento de pulso (*echo width*) e amplitude, predominando ainda o uso das informações de altura (coordenadas *x*, *y* e *z* dos retornos).

¹⁶ Disponível em <https://www.lidar.com.br/index.php/tecnologia/principio-de-funcionamento-de-um-lidar-aereo/retornos-do-pulso-laser>. Acesso em 15/Mar/2020.

Fonte: Chauve *et al.* (2009, p. 3).

Em azul, pulso laser emitido e, em vermelho, os sinais de pulso retornado – backscattered signal

Figura 11 – Exemplificação do sistema de LiDAR contínuo

Fonte: Giongo *et al.* (2010, p. 3).

À esquerda (A), sistema de ondas contínuas (*full-waveform*); à direita (B), sistema de pulsos (*discrete echo*).

Figura 12 – Comparação das aquisições pelo sistemas ALS (contínuo e discreto)

Vários sistemas ALS também registram a intensidade, valor da reflexão da energia retornada pelos objetos, os quais apresentam comportamentos diferentes, dependendo de sua composição e tipo de superfície, do ângulo de incidência do pulso laser, e também das diversas interações com a energia emitida pelo sensor, que pode ser absorvida ou refletida em diferentes direções (Paula, 2017).

A intensidade não é uma resposta radiométrica como em uma imagem digital registrada em tons de cinza, mas uma energia de retorno da luz refletida dos objetos. Diz respeito a uma nuvem de pontos especificamente. Não é quantificável, e não há, por exemplo, valores parecidos em objetos semelhantes de áreas diferentes de voo ou de elevação. Objetos em que a absorção de luz é maior apresentam intensidade menor, e objetos em que a reflexão é alta, tendem a ter valores de intensidade altos. Sistemas mais modernos podem distinguir até 216 níveis de intensidade.

Nas aplicações florestais, a intensidade pode ser empregada também na caracterização vertical, ao permitir identificar os pontos correspondentes aos diversos componentes do sub-bosque. Retornos associados ao componente vivo da floresta nas camadas abaixo do dossel, apresentam valor de intensidade dentro de um determinado intervalo de desvio padrão, diferente dos demais componentes do sub-bosque, que apresentam valores fora desse intervalo (Hollaus *et al.*, 2014).

Com os avanços tecnológicos, sistemas ALS começam a incorporar dispositivos que operam em mais de um comprimento de onda. Axelsson, Lindberg e Olsson (2017) avaliaram o uso de um desses sensores na classificação de espécies arbóreas (Optech Titan X ALS-system), operando em três comprimentos de onda, com 30 retornos por metro quadrado: 1.550 nm (infravermelho de ondas curtas), 1.064 nm (infravermelho próximo) e 532 nm (região do verde). Para cada comprimento de onda e com base nos retornos, três grupos de propriedades foram determinados: camadas de elipsóide, camadas horizontais e distribuições das alturas. Cada um desses três grupos, por sua vez, possuía feições estruturais (geométrica) e de intensidade (radiométrica). A classificação das espécies foi realizada usando Análise Discriminante Linear (*Linear Discriminant Analysis* – LDA), através da combinação dessas propriedades, chegando a mais de 76% de acurácia.

Duas abordagens dominam as aplicações florestais utilizando ALS (Maltano *et al.*, 2014), a primeira baseada em área (mensuração e análise em nível de parcela), e a segunda baseada no indivíduo arbóreo (detecção de árvores individuais). Na primeira abordagem, são utilizadas

métricas sobre a nuvem de pontos LiDAR, em unidades de referência (parcelas circulares ou grades), para avaliar a distribuição das alturas, como médias, densidade, e percentis, que podem ser empregados como variáveis preditoras de vários atributos florestais, como área basal, diâmetro, volume e biomassa. Na segunda abordagem, a nuvem de pontos LiDAR é utilizada por exemplo para delimitar e estimar a altura da copa de cada árvore (a menor entidade de uma floresta), e inferir outros atributos usando, por exemplo, modelos alométricos.

Coomes *et al.* (2017) compararam os dois modelos, baseados em métricas distintas, utilizando dados ALS para estimativa de carbono acima do solo (Figura 13). O primeiro desses modelos relacionou o volume à área basal, à densidade de madeira, e ao valor médio da altura do topo das árvores, extraído de modelo de superfície gerado a partir das alturas extraídas do modelo de altura (MDAA), levando em consideração as áreas de parcelas levantadas em campo. O segundo modelo relacionou as alturas aos diâmetros das copas individualizadas para estimativa de biomassa para cada árvore identificada. Esse diâmetro foi determinado a partir de um algoritmo de segmentação (*itcSegment*) que identifica os *pixels* de valores mais altos (topos das árvores) no MDAA. Em seguida foi analisado o entorno desses *pixels*, agregando os vizinhos de menor elevação até se chegar à árvore vizinha (quando o valor de elevação volta a subir). O algoritmo possui regras para encerrar a busca dos *pixels* vizinhos, como limites de tamanho das copas e percentuais de variação de altura, indicado pelo usuário com base em dados de campo, e em seguida usa a nuvem de pontos para definir polígonos do tipo *convex-hull* representando as copas.

Fonte: Adaptado de Coomes *et al.* (2017)

(a) Modelo contínuo de representação das copas (MDAA) para a determinação de estoque de carbono (b) Modelo de representação individual das copas para a determinação de estoque de carbono

Figura 13 – Modelos de representação das alturas da vegetação com LiDAR para estimativa de carbono

No campo da restauração florestal, estudos começam a ser desenvolvidos, valendo-se também das duas abordagens acima descritas, aplicadas ao monitoramento. Dependendo da fase de restauração (Estruturação, Consolidação e Maturação, descritas anteriormente), uma ou outra abordagem pode ser mais apropriada. Na fase de Estruturação, início do processo de formação de uma cobertura florestal, o dossel ainda não apresenta grande densidade e sobreposições entre as árvores, sendo possível aplicar a abordagem baseada no indivíduo arbóreo na identificação das árvores e na estimativa de densidade foliar. Nas fases de Estruturação e Maturação, a abordagem baseada em área pode ser utilizada na identificação de aglomerados arbóreos e na análise da estratificação vertical da floresta.

A caracterização vertical estrutural de áreas florestais a partir de dados de altura e intensidades de retornos derivados do LiDAR, apresenta resultados com precisão superior a perfis determinados a partir de levantamentos convencionais em campo (Conto *et al.*, 2015).

2.2.3. Integração de dados de sensores e aplicação ao monitoramento da restauração

O uso integrado e simultâneo de dados LiDAR com imagens de sensores óticos (multiespectrais ou hiperespectrais) traz ganhos significativos à caracterização florestal, compondo informações complementares. De um lado, dados LiDAR permitem avaliar principalmente a estrutura vertical das florestas e, de outro, informações espectrais das imagens óticas apresentam relações diretas com as propriedades biofísicas e químicas das árvores, conforme descrito nas seções anteriores.

Deng *et al.* (2016) avaliaram o uso de dados ALS com imagens multiespectrais para a detecção de indivíduos de quatro espécies arbóreas em florestas de coníferas plantadas em Nagano, no Japão (Figura 14). Através da combinação de 23 atributos derivados das imagens e dos dados LiDAR, como características espectrais, intensidade do pulso laser, altura (MDAA), forma das copas, distribuição vertical da folhagem, entre outros, testaram diferentes algoritmos de classificação baseados em aprendizado de máquina (e.g. *Quadratic Support Vector Machine* - *QSVM* -, *Neural Network* e *Random Forest*), atingindo uma acurácia de 90,8% na identificação de espécies arbóreas individuais.

(a) Determinação dos topos e copas das árvores

(b) Classificação das copas baseada no método QSVM

Fonte: Adaptado de Deng *et al.* (2016)

Figura 14 – Exemplo de segmentação e classificação de indivíduos arbóreos integrando dados LiDAR e imagens multiespectrais

Sverdrup-Thygeson *et al.* (2015) avaliaram o uso de dados de ALS para o monitoramento de florestas abandonadas, em processo de regeneração natural, em comparação a florestas manejadas, caracterizando de forma precisa as estruturas verticais e horizontais desses ambientes através da aplicação de algoritmos baseados nos modelos *Random Forest* e *Boosted Regression Trees*.

Dechesne *et al.* (2017) desenvolveu método automático para o mapeamento de agrupamentos de espécies arbóreas, integrando dados LiDAR aéreos (ALS) e imagens multiespectrais de alta resolução, abrangendo três passos principais: (1) processamento de feições (extração inicial mais grosseira de espécies arbóreas a partir da nuvem de pontos, geração de feições a partir de imagem multiespectral em nível de pixel, rasterização da extração inicial das espécies arbóreas para a resolução da imagem multiespectral e criação de um mapa de feições baseado em objeto integrando as duas camadas produzidas); (2) classificação dos tipos de vegetação (uso do classificador *Random Forest* para identificar as espécies arbóreas principais, a partir de amostras de campo); e (3) regularização (homogeneização, adequação e suavização das feições). Os resultados apontam para exatidões em torno de 97% em algumas situações.

A integração de dados ALS com imagens hiperespectrais também tem gerado resultados com melhor acurácia na identificação de indivíduos de espécies arbóreas, a exemplo de estudos realizados por Dalponte *et al.* (2014) na estimação de parâmetros florestais, como identificação de espécies arbóreas, volume e DAP.

Ferreira (2016), chegou a quase 90% de exatidão na detecção de espécies arbóreas em floresta atlântica (Reserva de Santa Genebra, em Campinas, São Paulo) através da aplicação de Modelo de Transferência Radiativa, integrando imagens hiperespectrais e multiespectrais de alta resolução (geradas por sensores orbitais e aeroembarcados). Esse modelo consiste na simulação da reflectância de folhas e dosséis estimando-se parâmetros bioquímicos e biofísicos na imagem..

Ghosh *et al.* (2014) realizaram estudo em área de floresta temperada para identificar a influência da resolução espacial de imagens hiperespectrais (4, 8 e 30m) na acurácia do mapeamento de espécies arbóreas, integradas com dados de altura obtidos por ALS, chegando a resultados melhores na resolução de 8 m.

Imagens hiperespectrais, por oferecerem uma quantidade muito maior de bandas, permitem melhor discretização e melhor avaliação do comportamento espectral dos alvos. Entretanto, em função dos custos e da quase indisponibilidade de dados de sensores hiperespectrais para a área e período considerados no estudo, optou-se pelo uso de imagens multiespectrais.

Mais recentemente, o Sensoriamento Remoto com imagens de alta resolução e dados LiDAR vem sendo progressivamente utilizado no monitoramento de áreas em restauração florestal em nível local. Reis *et al.* (2019) compararam dois métodos de classificação supervisionada, Máxima Verossimilhança (*Maximum Likelihood*) e Floresta Aleatória (*Random Forest*), no monitoramento da cobertura do solo com vegetação nativa, solo exposto e gramíneas em área de restauração florestal de Mata Atlântica com 74 hectares, no Sul da Bahia.

Foram utilizadas imagens de alta resolução (bandas espectrais na região do vermelho, verde, azul e infravermelho próximo, com 0,08 m de resolução espacial), obtidas através de sensor embarcado em sistema de aeronave remotamente pilotada (RPAS¹⁷) e dados LiDAR discretos.

¹⁷ De acordo com o Departamento de Controle do Espaço Aéreo (DECEA), RPAS, sigla de *Remotely Piloted Aircraft System*, é o termo padronizado internacionalmente pela Organização da Aviação Civil Internacional (OACI) para se referir aos sistemas de aeronaves remotamente pilotadas utilizadas com propósitos não recreativos.

Para testar os métodos, duas composições foram comparadas, de um lado as bandas vermelha, verde, infravermelho próximo e dois índices de vegetação (NDVI e SAVI), e de outro o modelo de altura, modelo de altura normalizado, modelo digital de terreno e intensidade proveniente do levantamento LiDAR. Em ambas as composições, a classificação pelo método Floresta Aleatória apresentou acurácia geral de 92% para a primeira composição e 96% para a segunda composição, e coeficiente de Kappa de 0,94 para ambas composições, melhores do que o método de Máxima Verossimilhança.

A possibilidade de se obter as variáveis de maior importância, oferecida pelo método de Floresta Aleatória, permitiu identificar no estudo que, na primeira composição, as bandas vermelha e verde, seguidas pelo índice SAVI, eram as de maior importância para a determinação das classes de cobertura do solo e, na segunda composição, a intensidade e o modelo de altura normalizado eram as de maior importância. Note-se que nesse estudo não houve o processamento integrado dos dados de ambos os sensores, sendo suficiente usar, para o indicador de monitoramento em questão, dados de um ou outro sensor. Entretanto, quando se parte para a análise temporal considerando esse mesmo indicador, a integração de ambos os dados oferece ganho significativo de informação ao viabilizar, por exemplo, o acompanhamento da evolução da estruturação do dossel e do sub-bosque, da altura das árvores, da atividade fotossintética, dentre outros atributos biofísicos e estruturais, como será demonstrado adiante.

Almeida *et al* (2019) avaliaram o potencial de uso de dados LiDAR no monitoramento da restauração florestal, obtidos a partir de sensor embarcado em aeronave remotamente pilotada, em experimento conduzido na Estação Experimental de Ciências Florestais da ESALQ em Anhembi-SP, no domínio de Mata Atlântica. O estudo foi realizado em quatro parcelas com dois níveis de densidade de plantio (baixa e alta) e dois níveis de manejo (usual e intensivo). Três variáveis estruturais para monitoramento foram analisadas a partir dos dados LiDAR: (1) altura média das copas a partir do MDAA; (2) clareiras/aberturas no dossel (frações do MDAA abaixo de 5m de altura e com área maior ou igual a 10m²); e (3) Índice de Área Foliar, calculado

a partir da soma da densidade de área foliar, sendo essa última estimada pela equação de MacArthur e Horn¹⁸.

A quarta variável, biomassa acima do solo, foi determinada com o auxílio de inventário de campo, sendo as alturas dos dados LiDAR utilizadas em modelo de regressão linear simples, referenciada em modelo preditivo baseado em equação alométrica desenvolvida por Ferez *et al.* (2015) para a mesma área de estudo. Foram consideradas como variáveis preditoras nas parcelas a altura das copas, o diâmetro dos indivíduos com 30 cm ou mais de altura, e a densidade foliar, essa última obtida na data de coleta de dados para a determinação da equação. Foram então analisadas as diferenças estruturais em cada tratamento analisado, concluindo-se que as áreas com alta densidade de plantio e manejo intensivo apresentavam os maiores valores de biomassa. A altura das copas seguiu resultados similares, sendo mais baixa nas parcelas de menor densidade de plantio e nível de manejo usual/padrão. Parcelas em regeneração natural, utilizadas como controle, apresentaram alturas médias e aberturas do dossel menores do que as áreas sob algum tratamento. O Índice de Área Foliar foi menor nas parcelas de regeneração natural, e maior nas parcelas com tratamentos mais intensivos. Já nas áreas com plantio mais denso, o índice foi menor. Foi identificada forte correlação do volume de biomassa com a altura das copas ($r^2 = 0,84$, $p < 0,001$ e erro médio quadrático relativo de 15,5%) e com o Índice de Área Foliar. O estudo confirmou também o grande potencial oferecido pelo uso dos dados LiDAR em equações alométricas para monitorar a estrutura florestal.

Hollaus *et al.* (20^a9a) utilizaram dados ALS do tipo contínuo (*full-waveform*) para a identificação de espécies dominantes em floresta temperada, utilizando segmentador do tipo *edge-based* (detecta e liga *pixels* para formar contornos) sobre o MDAA normalizado, para a delimitação das copas das árvores. Aos segmentos delimitados foram associados atributos geométricos, como a distribuição dos retornos das alturas, o comprimento médio do retorno e o desvio padrão dos comprimentos por segmento, e atributos radiométricos, como a média das

¹⁸ A determinação da densidade de área foliar se deu utilizando-se o conceito de *voxel*, acrônimo de *volumetric pixel*, que corresponde a uma unidade de volume do pixel, ou a parte 3D de um pixel 2D, permitindo, portanto, a representação simultânea de múltiplos retornos *laser*, internos e externos, e a renderização do interior da vegetação. O método permite então estimar a variação volumétrica da densidade da vegetação a partir das taxas de transmissão do pulso *laser*. Perfis de índice de densidade foliar foram então calculados a partir de 1m de altura (para evitar retornos do solo), utilizando voxels de 1m³.

intensidades por segmento e seções cruzadas dos comprimentos de pulso (*backscatter cross-sections*), utilizando uma árvore de decisão para a distinção das espécies.

Heinzel e Kock (2012) utilizaram a intensidade e comprimento dos retornos de dados ALS do tipo contínuo aplicando algoritmo de classificação SVM (*Support Vector Machine*), juntamente com imagens na região do visível e infravermelho, e também dados hiperespectrais. De 464 feições derivadas desse conjunto de dados, em fase de análise de sensibilidade, foi identificado que as 14 mais significativas eram provenientes dos dados ALS e infravermelho.

Ao se optar pela combinação de dados ALS com imagens de sensores óticos, é importante atentar para o correto ajustamento espacial desses dados e informações derivadas. Como com frequência a obtenção ocorre a partir de fontes diferentes, e não de levantamento simultâneo, é comum a necessidade de serem realizados ajustes no georreferenciamento. Valbuena (2014) aponta para a necessidade de se garantir a precisão dos dados registrados pelos diferentes sensores, devendo ser acompanhada pela acurácia de seu georreferenciamento, sob o risco de serem perdidas as sinergias e complementaridades desses dados. Ao se utilizar imagens aéreas ou de sensores orbitais junto com dados ALS em inventários florestais, devem ser conhecidas as propriedades dos sensores óticos e das tarefas de pós-processamento que foram conduzidas para a obtenção dos produtos finais. As características geométricas e radiométricas dessas imagens determinarão o que pode o que não pode ser caracterizado na floresta. Assim, por exemplo, imagens aéreas têm menos interferência atmosférica do que imagens de sensores orbitais, porém são mais afetadas pelos efeitos da anisotropia da reflectância das copas das árvores.

Parte das abordagens destacadas, notadamente combinando dados de sensores óticos e LiDAR, foi pouco aplicada de maneira mais ampla em florestas tropicais, nem na mensuração de indicadores de restauração ecológica, havendo certamente desafios técnicos, principalmente frente à alta diversidade florística, espectral e estrutural desses ambientes.

2.2.4. GEOBIA

O termo GEOBIA (*Geographic Object-Based Image Analysis*) é utilizado para designar técnicas de análise de imagens para o seu particionamento em objetos com significado (Hay e Castilla, 2008), baseadas não apenas na resposta espectral ou valor isolado de *pixels* da imagem (classificação convencional), como também em outros descritores, como textura, forma, topologia e orientação.

Essencialmente, a análise GEOBIA envolve três etapas: segmentação, atribuição e classificação.

2.2.4.1 Segmentação

A primeira etapa na classificação orientada a objetos é o processo de segmentação, que consiste na divisão da imagem em regiões homogêneas ou objetos em porções da imagem, com características espectrais e espaciais similares, de modo a simplificar ou mudar a representação para algo com melhor significado e mais fácil de analisar. Em síntese, o princípio fundamental da segmentação é replicar o que os olhos fazem.

Fu e Mui (1981) qualificam três categorias de algoritmos para segmentação de imagens:

1. Identificação de limiares de feição característica o“ "clusterizaç”o" (*Characteristic feature thresholding or clustering*): método mais simples de segmentação, consiste no particionamento da imagem em duas componentes, o primeiro plano (*foreground*) e o segundo plano (*background*), isolando os objetos através da conversão dos níveis de cinza em valores binários, sendo mais recomendado para imagens com alto nível de contraste;
2. Detecção de borda (*Boundary detection*): baseia-se na detecção de descontinuidade, considerando que o limite/borda é em geral uma mudança abrupta no nível de cinza da imagem;
3. Crescimento de região (*Region growing*): envolve a agregação de *pixels* ou objetos existentes, iniciando com os objetos mais simples da imagem (em geral um único *pixel*), agregando-os repetidamente em pares segundo um determinado critério (por exemplo, características espectrais/níveis de cinza, textura, cor), formando unidades maiores, até que um limite de homogeneidade definido pelo usuário como parâmetro (escala, que define o tamanho dos objetos) não seja excedido localmente.

Esses algoritmos estão implementados em diversas ferramentas de processamento de imagem de análise orientada a objetos, tanto nas comerciais (e.g. ENVI Feature Extraction, TRIMBLE eCognition), quanto nas baseadas em software livre (Orfeo, GRASS, R SpatialVx), com algumas variações em parâmetros. Como se verá adiante, foram utilizados no estudo algoritmos baseados em detecção de borda (identificação de aberturas no dossel) e crescimento de região (cobertura do solo com floresta).

Independentemente do algoritmo de segmentação utilizado, a todos os objetos resultantes são associados muitos atributos, calculados pelo algoritmo durante o processo (espectrais, de textura, geometria, forma e padrão). Outras propriedades podem ser incorporadas, como índices/razões de banda (índices de vegetação, por exemplo) e topologia, compondo uma base de conhecimento que relaciona semanticamente os objetos, usada nas etapas seguintes de atribuição e classificação.

Vale destacar que no presente estudo foi utilizada matriz de concorrência de níveis de cinza (Grey Level Cooccurrence Matriz – GLCM), criada por Haralick *et al.* (1973) para caracterizar a textura, a partir das bandas espectrais das imagens de alta resolução.

2.2.4.2 Atribuição, Aprendizado de Máquina e Classificação

O resultado da segmentação são regiões/objetos e vários atributos associados (espectrais, texturais, relativos à forma, topologia, razões de bandas, etc.), conforme exemplificado na Figura 15.

Nota: GLC– - Gray Level Co-occurrence Matrix

Regiões resultantes do processo de segmentação pelo algoritmo do tipo crescimento de região, sobre composição de imagem formada pela nuvem de pontos LiDAR e intensidade. À direita, atributos do segmento selecionado (destacado em contorno vermelho no centro da figura).

Figura 15 – Exemplo de objetos gerados pela segmentação e respectivos atributos

Para correlacionar essas variáveis de forma eficiente para a classificação dos objetos, algoritmos de Aprendizado de Máquina (*Machine Learning*) podem ser utilizados, tais como Árvore de Decisão (*Decision Tree*), Floresta Aleatória (*Random Forest*) e Análise de Componente Principal (*Principal Component Analysis*), sendo esses os mais comuns em Sensoriamento Remoto.

Algoritmos de Aprendizado de Máquina consistem basicamente em aprender o comportamento subjacente de um sistema a partir de dados de treinamento (Lary *et al.*, 2015). Dessa forma, padrões podem ser identificados e modelos analíticos podem ser automatizados, sem a necessidade de se ter conhecimento prévio sobre a natureza das relações entre os dados. Decisões podem então ser tomadas com o mínimo de intervenção humana.

Parte dos objetos gerados na segmentação é organizada como uma série de dados de treinamento (*training set*), usada como parâmetro no ambiente de Aprendizado de Máquina para a geração dos modelos analíticos sobre os demais objetos. Assim, no caso da definição de classes de cobertura do solo (gramíneas, solo exposto, floresta), amostras correspondentes a essas tipologias e seus atributos são utilizadas como dados de treinamento. Paralelamente, outro grupo de segmentos deve ser selecionado aleatoriamente para validação independente dos resultados gerados pelos algoritmos.

No presente estudo, algoritmos de Clusterização (agrupamento automático de instâncias similares) e Árvores de Decisão (estrutura em formato de árvore que demonstra visualmente condições e probabilidades para se chegar a determinados resultados) foram utilizados para a identificação dos atributos mais significativos e respectivos limiares que correspondem a cada classe de interesse.

Uma vez determinados os atributos mais importantes que definem as classes de objetos e seus limiares, inicia-se então o processo de classificação, que trata essencialmente da implantação da árvore de decisão gerada pelo algoritmo de Aprendizado de Máquina na definição das classes. Como normalmente há várias opções de algoritmos para a geração de árvores de decisão, a mais apropriada é aquela que apresenta a maior confiabilidade e tamanho aceitável (poucos nós e ramificações).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido em seis áreas submetidas a ações de restauração florestal com plantio em área total de espécies nativas de Floresta Estacional Semidecidual (Mata Atlântica). Essas áreas compõem rede de corredores ecológicos que conectam o Parque Estadual Morro do Diabo com a Estação Ecológica Mico Leão Preto, entre os municípios de Euclides da Cunha e Teodoro Sampaio, São Paulo.

O polígono envoltório das áreas é delimitado pelas coordenadas 22° 36' 33,120" S e 52° 28' 6,240" W (canto inferior esquerdo), e 22° 29' 9.600" S e O 52° 23' 11.400" W (canto superior direito), totalizando 273,66 hectares (Figura 16). Dois fragmentos próximos às seis áreas em restauração foram considerados como ecossistemas de referência para análise comparativa dos indicadores mensurados, totalizando 216,41 ha. Um desses fragmentos (7), ao norte, corresponde a trecho da Estação Ecológica (ESEC) Mico Leão Preto, adjacente ao corredor de recuperação de vegetação que conecta a estação ao Parque Estadual Morro do Diabo. Mais ao sul, o segundo fragmento (8) abrange trecho do Parque Estadual Morro do Diabo.

O plantio em cada uma das seis áreas foi realizado durante os períodos de Out/2005 a Out/2012 (Tabela 4).

Tabela 4 – Fragmentos de restauração sob monitoramento

Área em restauração	Data de plantio	Área (ha)
1	Out/2005	41,43
2	Out a Nov/2006	33,70
3	Dez/2007 a Set/2008	58,71
4	Fev/2009	4,72
5	Jun a Dez/2011	108,26
6	Mai a Out/2012	26,84
7	—	129,5
8	—	86,91
TOTAL		490,07

Todas as áreas em restauração estão localizadas em região com relevo pouco acidentado, com amplitude altimétrica entre 255 e 403 m, apresentando baixas declividades, inseridas em matriz de uso agrícola. A precipitação total média anual é de 1.370 mm, sendo a média do mês mais chuvoso (janeiro) 212 mm, e a média do mês mais seco (agosto) 37 mm. A temperatura média anual é de 21,9°C, sendo a média do mês mais quente (fevereiro) 25,3°C, e a média do mês mais frio (julho) 17,2°C (Parque Estadual do Morro do Diabo, 2006).

Em amarelo estão representadas as seis áreas em restauração do estudo (1 a 6) e as áreas de referência (7 e 8). Em verde estão representadas as Unidades de Conservação (Parque Estadual do Morro do Diabo e Estação Ecológica Mico Leão Preto).

Figura 16 – Localização da área de estudo

3.2 Nuvem de pontos LiDAR

A nuvem de pontos LiDAR para a área de estudo, disponibilizada pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), foi obtida através do sensor aeroembarcado Trimble Harrier 68i, de retorno discreto, com densidade média de 5,5 pontos por m², para os anos de 2015, 2016 e 2017. Os mesmos parâmetros do sensor LiDAR foram mantidos durante as três missões (300 kHz para os pulsos laser e 60 graus para o ângulo de visão), com altura do voo fixada em aproximadamente 570 m, e velocidade média de 200 km/h.

A partir desses dados, foram derivados os seguintes arquivos no formato *raster*, com resolução espacial de 0,7 m, para cada ano: Modelo de Altura das Árvores (MDAA) conforme prescrito por Khosravipour *et al.* (2014), Modelo Digital de Superfície (MDS), Modelo Digital de Terreno (MDT) e Imagem de Intensidade de Pulso Laser.

Na Tabela 5, são indicados os valores máximos dos MDAAs das áreas em restauração para cada data:

Tabela 5 – Alturas máximas dos MDAAs

Área em restauração	2015	2016	2017
	Máx (m)	Máx (m)	Máx (m)
1	17,76	17,6	17,51
2	17,49	17,49	17,31
3	21,74	21,75	21,77
4	11,29	12,35	12,87
5	24,13	23,91	23,92
6	20,34	20,18	20,14
7	25,49	25,48	25,55
8	35,53	35,31	35,61

3.3 Dados de campo

Para a validação dos indicadores de altura e classificação da cobertura do solo, foram utilizados dados de medições de campo realizadas pela equipe do Instituto de Pesquisas Ecológicas em

2015, 2016 e 2017 em 48 parcelas com raio de 11,28 m (400 m²) cada uma. Essas parcelas foram distribuídas aleatoriamente nas seis áreas em restauração (seis parcelas por área) que formam o corredor ecológico ligando a Estação Ecológica Mico Leão Preto ao Parque Estadual Morro do Diabo. Nas duas áreas dentro dessas duas unidades de conservação (7 e 8), também foram definidas seis parcelas para cada um. A distribuição das parcelas e sua identificação estão representadas na Figura 17.

Os números de 1 a 48, em cinza no mapa, indicam a localização das parcelas de campo (seis parcelas por área em restauração).

Figura 17 – Identificação e distribuição das parcelas de campo

As medições realizadas por equipe de campo incluíram a identificação da espécie de cada uma das árvores na parcela, a circunferência de base (a 10 cm do solo), a circunferência à altura do

peito (CAP, a 1,30 m do solo), e a altura de cada fuste. A medição das circunferências foi realizada com fita métrica em todos os indivíduos com diâmetro a 1,30 m superior a 3 cm. A altura de cada fuste foi medida com um clinômetro Haglof, e considerou a distância da base da árvore até a ponta do galho mais alto.

As médias das alturas de cada uma das parcelas para cada ano são indicadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Alturas médias nas parcelas de campo (indivíduos acima de 3m)

Área em restauração	Parcela	Altura do fuste (m)		
		2015	2016	2017
1	1	8,08	9,10	9,15
	2	6,22	6,90	-
	3	4,41	6,04	-
	4	5,17	4,54	4,86
	5	6,99	4,33	6
	6	4,50	5,33	3,8
2	7	5,54	6,07	6,66
	8	4,84	5,81	5,58
	9	6,48	6,08	6,33
	10	4,84	5,00	-
	11	5,15	5,33	6,05
	12	5,76	6,79	6,79
3	13	3,82	5,00	3,00
	14	5,25	5,53	5,78
	15	7,07	7,78	6,48
	16	5,88	5,45	5,54
	17	5,37	4,29	4,66
	18	5,73	5,87	6,83
4	19	4,93	4,32	4,00
	20	6,08	6,40	6,87
	21	4,95	5,72	6,13
	22	4,33	3,75	3,21
	23	4,70	4,65	4,34
	24	4,33	5,64	5,94
5	25	4,52	4,02	4,66
	26	4,20	3,85	5,08
	27	4,41	4,38	4,97
	28	4,72	3,41	4,58
	29	5,46	4,71	6,17
	30	5,40	6,53	8,45

Área em restauração	Parcela	Altura do fuste (m)		
		2015	2016	2017
6	31	4,71	4,71	6,17
	32	4,85	5,04	6,63
	33	5,00	5,60	3,75
	34	3,79	3,92	4,00
	35	3,50	3,06	3,00
	36	3,80	4,05	4,08
7	37	4,19	4,00	4,33
	38	7,69	6,88	9,17
	39	7,43	6,39	8,84
	40	6,62	6,66	9,31
	41	6,50	6,12	7,90
	42	6,17	6,22	7,30
8	43	6,54	7,30	7,52
	44	6,94	8,24	7,59
	45	-	-	-
	46	6,53	6,43	7,18
	47	7,98	7,00	7,16
	48	-	-	-

3.4 Imagens multiespectrais de alta resolução

As imagens multiespectrais de alta resolução foram adquiridas com apoio financeiro do IPEF e do IPÊ, a partir de acervo disponível para datas mais próximas à realização dos voos LiDAR, com resolução espacial de 0,7m, para os anos de 2014 e 2016 (WorldView-2) e 2017 (GeoEye1), na região espectral do Vermelho, Verde, Azul e Infravermelho Próximo. As imagens passaram por correção atmosférica, convertendo-se os níveis digitais para valores de reflectância aparente e, em seguida, para reflectância de superfície.

Composição colorida com as bandas vermelho, verde e azul recobrendo a área de estudo para os três anos analisados (2014/2015, 2016 e 2017).

Figura 18 – Imagens de alta resolução da área de estudo

3.4.1 Pré-processamento

Para realizar a caracterização espectral de alvos e possibilitar a comparação de seu comportamento em uma determinada banda espectral com outras referências (imagens de outros períodos de um mesmo sensor orbital, ou dados de um radiômetro, por exemplo), é necessário converter os valores dos níveis digitais (NDs), expressos em bits, para valores físicos de reflectância, no nível do solo ou no nível do topo da atmosfera.

Essa operação requer o conhecimento de algumas características do sensor e das condições ambientais nas quais as imagens foram obtidas (há um longo percurso atmosférico atravessado pela radiação eletromagnética até chegar a um sensor orbital, sofrendo modificações), e envolve também o uso de modelos matemáticos que tentam aproximar as condições físicas da atmosfera

no momento de aquisição das imagens, levando em consideração os efeitos de espalhamento e absorção da energia.

3.4.2 Conversão de níveis digitais para valores físicos

Para a conversão dos NDs das cenas do WorldView 2 (imagens de 2014 e 2016) em Radiância Bidirecional Aparente, foi seguida a recomendação da fabricante desse sensor (Digital Globe, 2010), aplicando-se a equação a seguir (3.1) em ferramenta de processamento de imagens (Santos *et al.*, 2015):

$$L_{\lambda\text{Pixel},\text{Banda}} = \frac{K_{\text{Banda}} - q_{\text{Pixel},\text{Banda}}}{\Delta_{\lambda\text{Banda}}} \quad (3.1)$$

Onde: $L_{\lambda\text{Pixel},\text{Banda}}$ = Radiância espectral do pixel [$\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sr}^{-1}\mu\text{m}^{-1}$]
 K_{Banda} = Fator de calibração radiométrica absoluta de uma banda particular [$\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sr}^{-1}\text{count}^{-1}$]
 $q_{\text{Pixel},\text{Banda}}$ = ND do pixel da imagem radiométrica corrigida (count)
 $\Delta_{\lambda\text{Banda}}$ = *effective bandwidth* [μm] de uma banda
(O fator de calibração e o *effective bandwidth* estão disponíveis nos metadados do arquivo da imagem)

Em seguida, os valores de Radiância Bidirecional Aparente foram convertidos para valores de Reflectância Bidirecional Aparente, conforme a equação a seguir (3.2):

$$\rho_{\lambda\text{Pixel},\text{Banda}} = \frac{L_{\lambda\text{Pixel},\text{Banda}} \cdot d_{\text{TS}}^2 \cdot \pi}{E_{\text{sun}\lambda\text{Banda}} \cdot \cos(\theta_s)} \quad (3.2)$$

Onde: $\rho_{\lambda\text{Pixel},\text{Banda}}$ = Reflectância Bidirecional Aparente
 $L_{\lambda\text{Pixel},\text{Banda}}$ = Radiância Bidirecional Aparente
 d_{TS}^2 = distância Terra-Sol
 $\pi = 3,141592$
 $E_{\text{sun}\lambda\text{Banda}}$ = Irradiância média do Sol no topo da atmosfera para cada banda
 $\cos(\theta_s)$ = ângulo solar zenital

Após as conversões, foi realizada a correção atmosférica. Para a imagem GeoEye1, foi realizado procedimento análogo, disponível como uma função na ferramenta SIG ArcGIS (*Apparent Reflectance Raster function*).

3.4.3 Correção atmosférica

A correção atmosférica consiste na remoção dos efeitos das nuvens e aerossóis, permitindo a extração de informações espectrais mais precisas.

Foi aplicado o método DOS (Dark Object Subtraction), conforme estudo de Santos *et al.* (2015), que compararam dois métodos de correção atmosférica em imagens do WorldView 2.

3.4.4 Índices de Vegetação

Índices de Vegetação são razões entre bandas espectrais de imagens digitais para realçar as características da vegetação ou variáveis relacionadas, como Índice de Área Foliar, biomassa, entre outras características biofísicas. Normalmente é explorada a relação inversa de reflectância no vermelho e infravermelho próximo. Dessa forma, quanto maior a densidade de vegetação, menor a reflectância no vermelho e maior no infravermelho.

Dois Índices de Vegetação foram calculados a partir das imagens multiespectrais para o estudo: NDVI (*Normalized Difference Vegetation*) e SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*).

O NDVI, ou IVDN em português (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada), foi desenvolvido por Rouse *et al.* (1974) para avaliar a condição geral da vegetação (atividade fotossintética) utilizando imagens do satélite ERTS-1MSS.

Conforme indicado, o comprimento de onda de maior absorção pela vegetação é na faixa de 0,645 μm , que corresponde à cor vermelha, radiação usada como energia pela clorofila no processo de fotossíntese. Comprimentos de onda aproximadamente entre 0,72 μm a 1,1 μm , (infravermelho próximo), são refletidos pelas folhas saudáveis.

Os baixos valores de reflectância nos comprimentos de onda do vermelho indicam alta atividade fotossintética, o que está associado a uma alta reflectância do infravermelho, que é prejudicial à planta. Assim, a divisão entre os valores da banda do infravermelho próximo pelos valores da banda do vermelho é proporcional à biomassa fotossinteticamente ativa.

Para que essa relação de bandas tenha uma variação conhecida e comparável (normalizada), a fórmula completa do NDVI é resultado da razão entre a subtração do infravermelho próximo pelo vermelho, e a soma entre estas bandas. O índice resultante varia entre -1 e 1. Valores iguais ou menores que 0 (zero) indicam a ausência de vegetação ou solo exposto. Valores próximos a 1 indicam grande quantidade de vegetação fotossinteticamente ativa.

A equação de cálculo do NDVI é apresentada a seguir (3.3):

$$NDVI = \frac{IVP - V}{IVP + V} \quad (3.3)$$

Onde: IVP = reflectância no Infravermelho Próximo; e V = reflectância no Vermelho

Os mapas com os resultados do cálculo do NDVI são apresentados no Anexo F.

O SAVI, ou Índice de Vegetação de Solo Ajustado em português, é um índice de vegetação desenvolvido por Huete (1988) que busca minimizar a influência do brilho em áreas de solo exposto com pouca vegetação, usando um fator de correção de luminosidade do solo. É normalmente aplicado à cobertura vegetal pouco densa, correspondendo a uma modificação do NDVI para corrigir a influência do brilho nas áreas de solo exposto com pouca vegetação. A fórmula desse índice é apresentada a seguir (3.4):

$$SAVI = \frac{(1 + L) * (IVP - V)}{(L + IVP + V)} \quad (3.4)$$

Onde: L = Fator de ajustamento (constante), que varia de 0,25 (densidade de vegetação alta) a 1 (densidade de vegetação baixa), sendo normalmente considerado o valor 0,5 (densidade intermediária); IVP = reflectância no Infravermelho Próximo; e V = reflectância no Vermelho

O fator de ajustamento L, vale ressaltar, quando igual a zero, é idêntico ao NDVI.

Os mapas com os resultados do cálculo do SAVI são apresentados no Anexo G.

3.5 Mensuração dos indicadores

O fluxo metodológico aplicado à mensuração dos indicadores é sintetizado no diagrama da figura a seguir:

O diagrama sintetiza o fluxo metodológico aplicado na mensuração dos indicadores: (1) Pré-processamento das imagens de alta resolução e nuvem de pontos LiDAR; (2) Segmentação da pilha de dados (bandas das imagens, índices de vegetação, intensidade do pulso laser e nuvem de pontos LiDAR), particionando os *pixels* em grupos (regiões/objetos); (3) Aplicação de algoritmo de aprendizado de máquina do tipo árvore de decisão; (4) Classificação e mensuração dos indicadores a partir dos segmentos definidos e resultados da árvore de decisão; e (5) Validação da mensuração.

Figura 19 – Fluxograma de processamento

Conforme descrito anteriormente, a nuvem de pontos LiDAR e as imagens multiespectrais de alta resolução foram submetidas a pré-processamento. Em seguida, a segmentação GEOBIA foi aplicada à nuvem de pontos e às imagens de alta resolução. De acordo com o indicador, foram utilizados algoritmos de segmentação distintos, conforme também descrito anteriormente. As regiões e os objetos foram então delimitados nesse processo para, em seguida, ser executada a classificação e a mensuração de cada indicador, detalhadas a seguir.

3.5.1 Cobertura do solo com floresta

A mensuração desse indicador ocorreu através de segmentação do tipo “crescimento de região”, utilizando os arquivos *raster* mencionados nas seções 3.2 e 3.4 (MDAA, Intensidade de Pulso Laser, Bandas no Vermelho, Verde, Azul e Infravermelho, NDVI e SAVI), “empilhados” em ambiente de segmentação (Figura 20). Cinco classes foram definidas: cobertura florestal (de maior interesse para o indicador), dominância de herbácea/arbustiva, gramínea, solo exposto e água/área úmida.

Project Name

segmentacaoEstrato5_2017

Map

main

Coordinate System

SIRGAS_2000_UTM_zone_22S Transverse_Mercator GCS_SIRGAS_2000

Resolution (Meters)

0.699999999999998

Pixel Size

0.699999999999998

Project Size

7199x9562 pixels

Geocoding (Lower Left)

(351832.561075899 / 7499962.6670026)

Geocoding (Upper Right)

(356871.861075899 / 7506656.0670026)

Image Layer ...

File Location

R...

Unit

Type

W/L...

He...

No Data V...

Lower L...

Lower L...

Upper Ri...

Upper Ri...

M

Banda Vermelha

C:\vesalq\pri_lpe\processamentoMestrado\dados\estrato5\img\imgAltaResolucaoEstrato5_Ago2017.tif [1]

0.7

Meters

16Bit unsigned

7199

9562

6.554e+004

351832.56

7499962.7

356871.86

7506656.1

Banda Verde

C:\vesalq\pri_lpe\processamentoMestrado\dados\estrato5\img\imgAltaResolucaoEstrato5_Ago2017.tif [2]

0.7

Meters

16Bit unsigned

7199

9562

6.554e+004

351832.56

7499962.7

356871.86

7506656.1

Banda Azul

C:\vesalq\pri_lpe\processamentoMestrado\dados\estrato5\img\imgAltaResolucaoEstrato5_Ago2017.tif [3]

0.7

Meters

16Bit unsigned

7199

9562

6.554e+004

351832.56

7499962.7

356871.86

7506656.1

Banda NIR

C:\vesalq\pri_lpe\processamentoMestrado\dados\estrato5\img\imgAltaResolucaoEstrato5_Ago2017.tif [4]

0.7

Meters

16Bit unsigned

7199

9562

6.554e+004

351832.56

7499962.7

356871.86

7506656.1

NDVI

C:\vesalq\pri_lpe\processamentoMestrado\dados\estrato5\img\imgvndiEstrato5_Ago2017.tif [1]

0.7

Meters

32Bit float

7199

9562

-3.403e+021

351832.56

7499962.7

356871.86

7506656.1

SAVI

C:\vesalq\pri_lpe\processamentoMestrado\dados\estrato5\img\imgsviEstrato5_Ago2017.tif [1]

0.7

Meters

32Bit float

7199

9562

-3.403e+021

351832.56

7499962.7

356871.86

7506656.1

Intensidade

C:\vesalq\pri_lpe\processamentoMestrado\dados\estrato5\las\E5_2017_juncaoIntensidade.tif [1]

0.7

Meters

16Bit signed

7096

9369

-9999

351863.4

7500028.9

356830.6

7506580.2

<

T...

File Location

Attribute table

CHM

C:\vesalq\pri_lpe\processamentoMestrado\processamentos\coberturaSolo\segmentacao\estrato5\E5_CHM_Segmentado_2017.shp

C:\vesalq\pri_lpe\processamentoMestrado\processamentos\coberturaSolo\segmentacao\estrato5\E5_CHM_Segmentado_2017.shp

<

Metadata Name

F.. D..

A tela capturada indica lista de dados empilhados para a segmentação na ferramenta eCognition.

Figura 20 – Imagens organizadas em ambiente de segmentação

Para as três datas, foi utilizado o segmentador de crescimento de região *mutliresolution*, descrito por Baatz e Schäpe (2000). 19 atributos foram derivados para cada segmento (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**), para utilização no ambiente de aprendizado de máquina.

Pelo menos 20 amostras nos segmentos, para a definição de cada classe, foram selecionadas sobre as imagens de cada período, distribuídas da maneira mais homogênea possível em cada área em restauração. Esses segmentos selecionados foram utilizados como parâmetros para a

criação de árvore de decisão no ambiente de Aprendizado de Máquina (*software* Weka), aplicando-se o algoritmo *SimpleCart* (descrito em Breiman *et al.*, 1984).

Para a avaliação da acurácia da classificação, foram selecionadas no mínimo 15 amostras para cada classe em cada um dos seis fragmentos em restauração analisados no estudo, em imagens de alta resolução de outras fontes nas mesmas datas, atentando-se para a disponibilidade de áreas conforme a classe (algumas classes, como solo exposto, a depender do fragmento em restauração, têm poucos elementos). Adicionalmente, foram utilizados os dados de campo das parcelas indicadas na seção 3.3.

Uma vez validada a classificação, foram calculadas as proporções de cada classe em relação à área total em restauração, e sua evolução nos três períodos.

3.5.2 Altura média do dossel

A altura média do dossel foi determinada a partir do MDAA nas áreas classificadas como cobertura florestal de cada fragmento monitorado. Também foi calculada a evolução do crescimento no período analisado, através de operação algébrica de subtração do MDAA de 2017 pelo de 2015.

As alturas médias calculadas foram comparadas com as médias das alturas nos polígonos das parcelas de campo de cada área em restauração.

3.5.3 Aberturas no dossel

O monitoramento de aberturas na floresta é fundamental em qualquer etapa do processo de restauração florestal, seja nas fases iniciais de fechamento do dossel com espécies pioneiras, seja ao longo da trajetória de sucessão para avaliação da dinâmica de clareiras. Muitas clareiras, ou clareiras muito extensas, podem prejudicar o ciclo de crescimento e manutenção da floresta, e favorecer o surgimento de espécies que prejudicam o fechamento do dossel, especialmente o crescimento de gramíneas.

A delimitação dessas áreas no estudo ocorreu através de segmentação de divisão de contraste/detecção de borda (*contrast split*), baseado inicialmente no MDAA, que consiste na

divisão de objetos mais claros e escuros utilizando um limiar que maximiza esse contraste. Foram consideradas no estudo aberturas do dossel maiores do que 50m² (Bonnet *et al.*, 2015) e altura média de vegetação de até 3m, dentro das áreas classificadas como cobertura florestal, com base em resolução que define as características de vegetação secundária em Mata Atlântica (CONAMA, 1994). Apenas áreas circundadas por cobertura florestal foram consideradas como aberturas, a partir de propriedade topológica de adjacência e continência.

Tendo em vista inexistência de dados de campo para a quantificação e a avaliação de clareiras no período analisado, a validação foi realizada visualmente utilizando imagens de alta resolução de outras fontes e a própria nuvem de pontos, comparando-as com as aberturas delimitadas na segmentação. Também foi utilizada a declividade calculada a partir do MDAA para comparar os trechos com mudanças bruscas nas alturas, normalmente coincidentes com os limites dos polígonos das aberturas no dossel, tendo como base procedimento descrito por Zhang (2008).

Em vista da importância desse indicador, vale mencionar que a acurácia dos levantamentos LiDAR é determinante na delimitação de aberturas, e depende das especificações do sensor, altura de voo, ângulo de escaneamento e densidade de pontos.

3.5.4 Densidade de Área Foliar e Índice de Área Foliar

Conforme indicado anteriormente, o Índice de Área Foliar corresponde à razão da superfície de folhas sobre a superfície do solo. Em outras palavras, indica o número de camadas que podem ser cobertas com as folhas da planta sobre a sua superfície do solo utilizada pela planta. Um IAF de 3 indica que, com todas as folhas de uma planta, por exemplo, é possível cobrir a área equivalente da planta no solo com três camadas de folhas. Assim, o IAF é determinado medindo-se a superfície de todas as folhas de uma planta. A soma dessas superfícies de folhas é dividida pela superfície de solo que a planta ocupa.

O IAF foi determinado a partir da nuvem de pontos LiDAR, utilizando métricas segundo o modelo *voxel*, tendo como referência implementações propostas por Kamoske *et al.* (2018) e Almeida *et al.* (2019), baseadas em método desenvolvido por MacArthur e Horn (1969), iniciando pela determinação da Densidade de Área Foliar (DAF), que consiste na contagem do número de pulsos LiDAR em cada cubo do *voxel*. O IAF é então calculado em seguida pela soma das densidades no voxel, conforme exemplificado na Figura 14.

Os pulsos laser ALS penetram no dossel, encontrando folha e ricocheteia nas folhas e no material lenhoso, ou atinge o solo, e então retorna à aeronave (1). As medidas de altura são então “voxelizadas” de acordo com resolução espacial estabelecida (2). A equação de MacArthur e Horn é então aplicada para as colunas “voxelizadas” dos retornos de pulsos LiDAR (3), retornando um perfil de Densidade de Área Foliar da área (4). A soma dos valores de Densidade de Área Foliar em uma coluna de *voxels* com o retorno do solo é igual ao Índice de Área Foliar daquela coluna vertical. Adicionalmente, o ângulo de escaneamento (A), a divergência no feixe (B), e a densidade de pontos (C) são também representados na figura. Fonte: Kamoske *et al.* (2018)

Figura 21 – LiDAR e determinação do Índice de Área Foliar e da Densidade de Área Foliar

O pacote “leafR”, disponível para o programa “R”, foi utilizado para o cálculo do IAF, considerando uma grade de 2m x 2m, estabelecida com base na densidade de pontos da nuvem LiDAR (em média 5,5 pontos por m²), e com valor mínimo de altura de 1m.

Os mapas de IAF gerados para 2017 foram comparados aos mapas de NDVI do mesmo ano, através do cálculo do coeficiente de correlação, de modo a avaliar o grau de relação entre os valores dos *pixels* dos arquivos dessas duas variáveis (IAF e NDVI), considerando suas fontes de dados primárias (IAF determinado a partir da nuvem de pontos LiDAR, e NDVI a partir das bandas espectrais das imagens de alta resolução). O resultado desse cruzamento é uma matriz de correlação, cujos valores variam de -1 a +1. Uma correlação positiva indica que há relação

direta entre as duas camadas comparadas e, quanto mais próxima a 1, mais forte é essa relação. Valores negativos indicam que uma variável muda de maneira inversa à outra. Valor 0 indica que as duas camadas comparadas são independentes uma da outra.

3.5.5 Mapa de Prioridades de Intervenção

Uma importante ferramenta matemática, amplamente utilizada em Sistemas de Informações Geográficas, que pode ser aplicada à comparação e à hierarquização dos indicadores mensurados para a criação de um mapa síntese, identificando áreas prioritárias para intervenção pelo restaurador, é a Análise Multicritério. A técnica combina os dados segundo critérios, permitindo comparar alternativas ou cenários como subsídio à tomada de decisão a partir de uma escolha ponderada (Roy, 1996). No caso do presente estudo, a criticidade/importância do indicador para o sucesso da restauração definiu a hierarquia para a determinação das prioridades.

A Combinação Linear Ponderada (CLP) é um dos métodos multicritérios mais utilizados em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (Malczewski, 1999), sendo de fácil implementação e entendimento. O método permite a representação contínua da paisagem e a possibilidade de se utilizarem pesos, conforme a importância dos fatores ou restrições considerados.

Cada plano de informação geográfica constitui um fator. E, no caso do presente estudo, foram considerados quatro mapas de fatores, a seguir enumerados, e seus respectivos valores de células (*pixels*):

1. Cobertura do solo com floresta: áreas em que um dossel ainda não se configurou necessitam de maior atenção do restaurador (atribuiu-se valor 1 às células do arquivo *raster* classificadas como cobertura florestal, valor 2 às classificadas como cobertura com dominância de herbácea/arbustiva, e valor 3 às classificadas como gramínea, solo exposto e área úmida);
2. Aberturas no dossel: clareiras muito extensas e simultâneas podem prejudicar a dispersão e o ciclo de crescimento e manutenção da floresta, expondo o sub-bosque e favorecendo o surgimento de espécies competidoras, podendo comprometer o esforço empreendido pelo restaurador para a formação da cobertura florestal (atribuiu-se valor 1 a clareiras entre 50 e 75 m², valor 2 entre 75 e 100 m², e valor 3 às maiores que 100 m²);

3. Incremento em altura: áreas com menor crescimento indicam condições menos favoráveis ao desenvolvimento dos indivíduos arbóreos (aquelas com crescimento entre 0 e 0,5 m receberam valor 3, crescimento entre 0,5 e 1 m 2015 e 2017 receberam valor 2, e acima de 1 m receberam valor 1);
4. Índice de Área Foliar: áreas de menor IAF indicam menor quantidade de folhas, denotando dossel mais aberto e sub-bosque menos desenvolvido (áreas com IAF entre 0 e 1 receberam valor 3, áreas com IAF entre 1 e 3 receberam valor 2, e áreas com IAF maior que 3 receberam valor 1).

Seguindo a metodologia proposta por Eastman (2003), os fatores foram então submetidos a uma avaliação da importância relativa para a definição de pesos (Processo Hierárquico Analítico), que expressam sua ordem de importância no processo de decisão. A importância é determinada através da utilização de uma matriz de comparação pareada (Tabela 7), na qual os fatores são comparados dois a dois, de acordo com a importância relativa entre cada par (Antonello, 2008), levando-se em consideração uma escala contínua de nove pontos (Figura 22), em que se avalia o quanto um critério é mais importante que o outro.

1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
Extrema- mente	Muito	Forte- mente	Modera- damente	Igual- mente	Modera- damente	Forte- mente	Muito	Extrema- mente
← Menos importante					Mais importantes →			

Fonte: Eastman (2003).

A escala contínua acima, com nove pontos, permite a comparação da importância de cada fator par a par.

Figura 22 – Escala contínua para comparação pareada entre fatores

Tabela 7 – Matriz de comparação pareada

Fator	Cobertura do solo	Aberturas no dossel	Incremento em altura	IAF	Pesos
Cobertura do solo	1				0,2311
Aberturas no dossel	5	1			0,5382
Incremento em altura	1/3	1/3	1		0,1572
IAF	1/3	1/5	1/3	1	0,0735

Para avaliar se os julgamentos par a par e os respectivos pesos são consistentes, foi calculada a Taxa de Consistência (TC), que indica a probabilidade com que os valores de comparação entre os fatores foram gerados de forma aleatória (Valente e Vetorazzi, 2005). A TC, que não pode ser superior a 0,10 (Saaty, 2012), compara o índice de consistência da matriz de julgamentos com o índice de consistência de uma matriz do tipo aleatória, com valores já pré-calculados para matrizes de diferentes tamanhos, definida por Saaty. Como se trata de uma matriz de ordem 4, o valor do índice de consistência conforme Saaty é 0,9. A TC calculada foi de 0,03.

Definidos os valores e pesos, os quatro mapas de fatores foram então somados por operação algébrica. O mapa resultante foi classificado conforme três classes de prioridade: baixa, média e alta. As classes foram determinadas a partir do histograma dos valores das células dos mapas resultantes, e a partir dos limites inferior e superior de variação. Conforme a necessidade de melhor distribuição das prioridades, essa escala pode ser ampliada. Para efeito do presente estudo, as três classes indicadas foram suficientes.

3.6 Limitações dos dados

A mensuração dos indicadores levou em consideração as características e restrições dos dados disponibilizados para o estudo, destacando-se o seguinte:

1. Nuvem de pontos: o nível de detalhamento da estratificação vertical depende da densidade de pontos por m², sendo a densidade média dos dados do presente estudo de 5,5 pontos por m²;
2. Dados de campo: obtidos por equipes distintas em período próximo às datas de execução do voo LiDAR, podem apresentar variações nas medições e na identificação das espécies (considerando os indicadores abordados no estudo, optou-se pela não utilização das informações sobre espécies);
3. Imagens orbitais multiespectrais de alta resolução: adquiridas a partir de acervo disponível para datas mais próximas à realização dos voos LiDAR, podem apresentar diferenças, principalmente porque a área de estudo está localizada em área de Floresta Estacional Semidecidual, caracterizada pela perda de folhas em períodos secos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Cobertura do solo com floresta

Os resultados da classificação baseada em objetos para os três períodos nas seis áreas em restauração e nos fragmentos de referência estão representados nos mapas do Anexo A. O coeficiente de concordância *Kappa*, acima de 0,9095 (área 1 em 2017), é apresentado na Tabela 8, validando a qualidade da classificação. As matrizes de confusão para cada área sob monitoramento e ano (Anexo E) indicam também ótima discriminação de cada classe.

Tabela 8 – Coeficiente *Kappa* e da classificação para cada área em restauração

Área em restauração	Coeficiente <i>Kappa</i>		
	2014/15	2016	2017
1	0,9409	0,9048	0,9095
2	0,9428	0,9714	0,9533
3	0,953	0,9626	0,9196
4	1	0,9368	1
5	0,9499	1	0,9743
6	0,9662	1	0,9743
7	0,9219	0,9676	0,9515
8	1	0,9676	0,9759

O atributo preditivo de maior relevância identificado pelo algoritmo na discretização das classes da árvore de decisão em todos os fragmentos (*SimpleCart*, *software* Weka), para os três períodos, foi a altura (MDAA). Outros atributos também foram considerados, porém em menor grau de importância, especialmente atributos de textura, derivados das bandas espectrais das imagens de alta resolução, variando conforme a área em restauração,. Os atributos preditivos de maior relevância em cada fragmento são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Atributos mais importantes na discriminação das classes

Área em restauração	Atributos		
	2014/15	2016	2017
1	MDAA, brilho	MDAA, textura (desvio padrão), máxima diferença (em relação aos objetos vizinhos)	MDAA, banda vermelha
2	MDAA	MDAA	MDAA
3	MDAA, máxima diferença (em relação aos objetos vizinhos), homogeneidade textural, correlação textural	MDAA	MDAA, ângulo
4	MDAA	MDAA	MDAA
5	MDAA, SAVI	MDAA	MDAA, banda vermelha
6	MDAA, banda vermelha	MDAA, máxima diferença (em relação aos objetos vizinhos)	MDAA, máxima diferença (em relação aos objetos vizinhos)
7	MDAA, máxima diferença (em relação aos objetos vizinhos)	MDAA, correlação textural	MDAA, máxima diferença (em relação aos objetos vizinhos)
8	MDAA, máxima diferença (em relação aos objetos vizinhos)	MDAA, máxima diferença (em relação aos objetos vizinhos)	MDAA, intensidade

Como se pode observar, os atributos derivados das bandas (textura) foram mais importantes na discriminação dos objetos do que os próprios valores espectrais. Índices de vegetação (SAVI) auxiliaram na discretização das classes apenas em um caso (Área 5, ano de 2014/15). E a intensidade do pulso laser auxiliou na discretização também em apenas um caso (Área 8, ano de 2017).

Ruiz *et al.* (2017) obtiveram resultados semelhantes de preponderância de atributos de altura aplicando a classificação orientada a objetos, utilizando algoritmo de árvore de decisão também baseado no modelo CART, sobre ortoimagens de resolução submétrica e nuvem de pontos obtidos por RPAS. Comportamento preditivo predominante de atributos de altura foi também constatado por Reis *et al.* (2019) em classificação supervisionada convencional comparando os métodos baseados em Máxima Verossimilhança e Floresta Aleatória em fragmentos em restauração sob monitoramento.

Como pode ser observado nos mapas do Anexo A, nas dimensões apresentadas na Tabela 10 e nos gráficos da Figura 24, todas as áreas em restauração tiveram incremento na cobertura florestal, sendo a área 3 (de 26,01 ha em 2015 para 31,59 ha em 2017) e a área 5 (de 60,18 ha

em 2015 para 69,83 ha em 2017) as que apresentaram maior ganho em tamanho no período analisado. Excluindo-se os fragmentos utilizados como referência (7 e 8), a área 6, a mais recente (plantio entre Maio e Outubro de 2012), é a que possui a maior proporção de cobertura florestal (72,63%), com trechos adjacentes a outras áreas com vegetação arbórea, favorecida, portanto, pela paisagem de seu entorno, e também pela localização adjacente de alguns trechos ao Rio Paranapanema.

Tabela 10 – Evolução da área de cobertura florestal

Área em restauração	Classe de cobertura	2015		2016		2017	
		Área (ha)	% na área do fragm.	Área (ha)	% na área do fragm.	Área (ha)	% na área do fragm.
1	Cobertura florestal	13,06	31,58	9,14	22,07	12,68	30,61
	Dominância de herbácea/arbustiva	6,51	15,73	6,27	15,13	8,03	19,39
	Gramínea	21,57	52,15	23,31	56,26	19,02	45,92
	Solo exposto	0,23	0,55	2,71	6,54	1,69	4,08
2	Cobertura florestal	18,74	55,61	18,86	55,97	19,12	56,73
	Dominância de herbácea/arbustiva	5,95	17,65	7,34	21,79	7,50	22,25
	Gramínea	9,01	26,74	7,49	22,24	7,08	21,02
3	Cobertura florestal	26,01	44,31	27,74	47,25	31,59	53,80
	Dominância de herbácea/arbustiva	8,56	14,59	8,66	14,75	8,06	13,74
	Gramínea	20,83	35,48	22,31	38,00	17,20	29,30
	Solo exposto	3,18	5,42	-	-	1,85	3,16
	Área úmida	0,12	0,20	-	-	-	-
4	Cobertura florestal	1,44	30,48	1,76	37,37	1,91	40,39
	Dominância de herbácea/arbustiva	0,76	16,02	0,65	13,72	0,67	14,29
	Gramínea	2,53	53,50	2,31	48,91	2,14	45,32
5	Cobertura florestal	60,18	55,59	61,37	56,68	69,83	64,50
	Dominância de herbácea/arbustiva	19,70	18,19	18,99	17,54	13,89	12,83
	Gramínea	27,67	25,56	27,91	25,78	24,40	22,54
	Solo exposto	0,72	0,66			0,14	0,13
6	Cobertura florestal	17,15	63,92	18,31	68,22	19,49	72,63
	Dominância de herbácea/arbustiva	3,77	14,04	2,56	9,56	2,09	7,78
	Gramínea	5,06	18,87	5,66	21,11	5,01	18,68
	Solo exposto	0,85	3,17	0,30	1,12	0,24	0,91
7	Cobertura florestal	120,65	93,17	121,65	93,94	122,55	94,63
	Dominância de herbácea/arbustiva	6,52	5,04	6,30	4,86	5,38	4,16
	Gramínea	1,54	1,19	1,35	1,04	1,23	0,95
	Solo exposto	0,79	0,61	0,20	0,16	0,34	0,26

Área em restauração	Classe de cobertura	2015		2016		2017	
		Área (ha)	% na área do fragm.	Área (ha)	% na área do fragm.	Área (ha)	% na área do fragm.
8	Cobertura florestal	77,18	89,65	75,21	87,35	78,01	90,61
	Dominância de herbácea/arbustiva	4,19	4,86	6,56	7,62	4,06	4,71
	Gramínea	2,90	3,37	1,84	2,14	3,37	3,92
	Área úmida	1,82	2,12	2,49	2,89	0,65	0,76

O ganho em cobertura florestal entre 2015 e 2017 foi acompanhado pela diminuição, em todos os fragmentos em restauração, das porções com gramíneas/vegetação rasteira. A proporção de cobertura com dominância de herbácea/arbustiva, transitória para a cobertura florestal nas áreas adjacentes às classificadas como floresta, aumentou nas áreas 1, 2 e 4, e diminuiu nas áreas 3, 5 e 6. Entretanto, a proporção de gramíneas ainda é alta na área 3, e na porção oeste da área 5.

O fragmento 1 teve pequena queda na área com cobertura florestal, sendo o que apresentou maior proporção de gramínea/vegetação rasteira em relação à sua área total (45,92% em 2017). Apesar de ser o fragmento mais antigo (plantio em Outubro de 2005), e também adjacente a um dos fragmentos de referência (7) ao norte, possui a maior porção com predominância de gramíneas, como pode ser também observado no mapa do Anexo A. A proximidade a um fragmento com cobertura florestal não favoreceu a dispersão de propágulos, e a discreta alteração da cobertura florestal entre 2015 e 2017 indicam a necessidade de ações mais intensivas, tais como remoção dessas espécies exóticas e o favorecimento da regeneração nesses locais, possivelmente envolvendo também algum tipo de correção no solo, dado o baixo ritmo de crescimento detectado no período analisado. Assim, a fase de estruturação na área 1 não foi bem sucedida.

Apesar de apresentarem proporções maiores de cobertura florestal, as áreas em restauração 2 a 4, também mais antigas (plantio entre 2006 e 2009), não tiveram a fase de estruturação integralmente desenvolvida, que normalmente dura três anos.

As áreas 5 e 6, mais recentes (plantio em 2011 e 2012, respectivamente), apresentam proporções maiores de cobertura florestal (64,50% e 72,63% em 2017, respectivamente), indicando que a estruturação foi melhor sucedida nesses locais. Vale observar que os ecossistemas de referência 7 e 8 apresentaram proporção de cobertura do solo com floresta de 94,63% e 90,61% em 2017.

Classes de cobertura do solo (2014/15)

Classes de cobertura do solo (2016)

Classes de cobertura do solo (2017)

Área 1

Classes de cobertura do solo (2014/15)

Classes de cobertura do solo (2016)

Classes de cobertura do solo (2017)

Área 2

Classes de cobertura do solo (2014/15)

Classes de cobertura do solo (2016)

Classes de cobertura do solo (2017)

Área 3

Classes de cobertura do solo (2014/15)

Classes de cobertura do solo (2016)

Classes de cobertura do solo (2017)

Área 4

Classes de cobertura do solo (2014/15)

Classes de cobertura do solo (2016)

Classes de cobertura do solo (2017)

Área 5

Classes de cobertura do solo (2014/15)

Classes de cobertura do solo (2016)

Classes de cobertura do solo (2017)

Área 6

Os gráficos acima ilustram a proporção das classes de cobertura do solo nas áreas em restauração (1 a 6) e nas áreas de referência (7 e 8). Observa-se que o incremento na cobertura florestal aumentou em todas as áreas em restauração, porém em ritmos diferentes.

Figura 23 – Proporção das classes de cobertura do solo nas áreas em restauração

A área com cobertura florestal nos ecossistemas de referência (7 e 8) manteve-se com proporções altas nas três datas analisadas (acima de 93% e acima de 87%, respectivamente).

4.2. Altura média do dossel

Nos mapas do Anexo B são representadas as alturas e a distribuição espacial do crescimento entre 2015 e 2017. Esse crescimento não ocorreu de forma homogênea no interior de cada área monitorada. Quando se compara o ganho em altura entre as áreas em restauração, verifica-se também que o ritmo de crescimento entre elas não é uniforme, como também pode ser observado nos mapas.

A altura média dos dosséis nas áreas de cobertura florestal de cada fragmento, calculada para as três datas analisadas, é indicada na Tabela 11.

Tabela 11 – Altura média do dossel

Área em restauração	Altura (m)			Diferença entre 2015 e 2017 (m)
	2015	2016	2017	
1	6,14	6,37	6,24	0,1
2	6,37	6,67	6,96	0,59
3	5,64	6,15	6,45	0,81
4	4,92	5,29	5,84	0,92
5	5,53	6,07	6,44	0,91
6	6,06	6,79	7,46	1,4
7	7,90	7,99	8,03	0,13
8	10,70	10,66	10,49	-0,21

Todos os fragmentos em restauração apresentaram ganho na altura média nos trechos com cobertura florestal entre 2015 e 2017, com exceção da área 1, com leve queda em 2017. A área 6 apresentou o maior crescimento médio no período (1,4 m), seguida das áreas 4 e 5 (0,92 e 0,91 m, respectivamente). O menor crescimento médio ocorreu no fragmento 1 (0,1 m). Importante observar que as porções com maior crescimento das áreas 5 e 6 estão localizadas às margens do Rio Paranapanema, conforme representado na Figura 24.

Nas áreas 1 e 4, os trechos de maior incremento na altura se concentram ao sul e ao norte. As áreas 2 e 3 apresentam distribuição mais homogênea do crescimento em toda a extensão dos fragmentos em restauração.

Nos ecossistemas de referência (7 e 8), verifica-se que o incremento em altura é homogêneo e pouco expressivo, uma vez que se tratam de áreas em estágios mais avançados de sucessão, com cobertura florestal mais madura. Observa-se que a área em restauração 6 é a que apresenta maior altura média em 2017 (7,46), inferior à altura nas áreas em referência (8,03 na área 7 e 10,49 na área 8). A área 4 é a que possui a menor altura média do dossel (5,84 em 2017).

Pode-se observar no mapa que os trechos de maior crescimento nas áreas 5 e 6 (em azul) são aqueles localizados nas margens do Rio Paranapanema.

Figura 24 – Crescimento da cobertura vegetal nas áreas em restauração 5 e 6

As alturas médias do dossel obtidas dos MDAAs em cada parcela de 400 m² (alturas superiores a 3m), comparadas com as alturas medidas em campo, são apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12 – Comparação da altura média com as parcelas de campo

Área em restauração	Parcela	Altura média MDAA (m)			Altura média de campo (m)			Diferença (m)		
		2015	2016	2017	2015	2016	2017	2015	2016	2017
1	1	11,79	11,69	12,47	8,08	9,10	9,15	3,71	2,59	3,32
	2	7,59	7,33	7,90	6,22	6,90	-	1,37	0,43	-
	3	5,55	5,78	6,34	4,41	6,04	-	1,14	0,26	-
	4	4,50	5,25	4,99	5,17	4,54	4,86	0,67	0,71	0,13
	5	6,53	6,96	6,96	6,99	4,33	6	0,46	2,63	0,96
	6	4,23	4,45	4,33	4,50	5,33	3,8	0,27	0,88	0,53
	Média	6,70	6,91	7,17	5,90	6,04	5,95	0,8	0,87	1,22
2	7	7,21	8,13	8,95	5,54	6,07	6,66	1,67	2,06	2,29
	8	5,54	5,38	5,15	4,84	5,81	5,58	0,7	0,43	0,43
	9	8,14	8,44	8,35	6,48	6,08	6,33	1,66	2,36	2,02
	10	3,73	3,53	3,46	4,84	5,00	-	1,11	1,47	-
	11	4,94	5,49	5,56	5,15	5,33	6,05	0,21	0,16	0,49
	12	6,67	7,10	7,38	5,76	6,79	6,79	0,91	0,31	0,59
	Média	6,04	6,35	6,48	5,44	5,85	6,28	0,6	0,5	0,2
3	13	-	-	-	3,82	5,00	3,00	-	-	-
	14	5,50	6,11	6,59	5,25	5,53	5,78	0,25	0,58	0,81
	15	4,90	5,24	5,37	7,07	7,78	6,48	2,17	2,54	1,11
	16	6,35	6,77	7,55	5,88	5,45	5,54	0,47	1,32	2,01
	17	4,71	4,59	4,44	5,37	4,29	4,66	0,66	0,3	0,22
	18	6,17	6,81	6,83	5,73	5,87	6,83	0,44	0,94	0
	Média	5,53	5,90	6,16	5,52	5,65	5,38	0,01	0,25	0,78
4	19	3,76	4,31	4,66	4,93	4,32	4,00	1,17	0,01	0,66
	20	5,80	6,56	7,64	6,08	6,40	6,87	0,28	0,16	0,77
	21	4,59	5,44	5,73	4,95	5,72	6,13	0,36	0,28	0,4
	22	3,89	3,91	4,22	4,33	3,75	3,21	0,44	0,16	1,01
	23	4,14	4,36	4,58	4,70	4,65	4,34	0,56	0,29	0,24
	24	4,36	4,77	5,72	4,33	5,64	5,94	0,03	0,87	0,22
	Média	4,42	4,89	5,43	4,89	5,08	5,08	0,47	0,19	0,35
5	25	5,42	6,24	6,66	4,52	4,02	4,66	0,9	2,22	2
	26	4,36	5,21	5,85	4,20	3,85	5,08	0,16	1,36	0,77
	27	5,16	5,61	5,85	4,41	4,38	4,97	0,75	1,23	0,88
	28	4,74	4,87	5,13	4,72	3,41	4,58	0,02	1,46	0,55
	29	5,83	6,38	6,58	5,46	4,71	6,17	0,37	1,67	0,41
	30	8,62	10,00	10,79	5,40	6,53	8,45	3,22	3,47	2,34
	Média	5,69	6,39	6,81	4,79	4,48	5,65	0,9	1,91	1,16

Área em restauração	Parcela	Altura média MDAA (m)			Altura média de campo (m)			Diferença (m)		
		2015	2016	2017	2015	2016	2017	2015	2016	2017
6	31	5,10	6,20	6,69	4,71	4,71	6,17	0,39	1,49	0,52
	32	5,99	6,92	7,91	4,85	5,04	6,63	1,14	1,88	1,28
	33	3,88	4,01	4,19	5,00	5,60	3,75	1,12	1,59	0,44
	34	3,68	3,64	3,96	3,79	3,92	4,00	0,11	0,28	0,04
	35	3,36	3,36	3,23	3,50	3,06	3,00	0,14	0,3	0,23
	36	3,83	4,22	4,75	3,80	4,05	4,08	0,03	0,17	0,67
	Média	4,31	4,73	5,12	4,28	4,40	4,61	0,03	0,33	0,51
7	37	4,39	5,08	5,67	4,19	4,00	4,33	0,2	1,08	1,34
	38	9,62	9,79	9,87	7,69	6,88	9,17	1,93	2,91	0,7
	39	8,93	9,04	9,01	7,43	6,39	8,84	1,5	2,65	0,17
	40	7,68	7,57	7,87	6,62	6,66	9,31	1,06	0,91	1,44
	41	8,77	9,01	9,47	6,50	6,12	7,90	2,27	2,89	1,57
	42	10,05	10,23	10,34	6,17	6,22	7,30	3,88	4,01	3,04
	Média	8,24	8,45	8,71	6,43	6,05	7,81	1,81	2,4	0,9
8	43	10,46	9,90	10,45	6,54	7,30	7,52	3,92	2,6	2,93
	44	7,85	7,76	7,65	6,94	8,24	7,59	0,91	0,48	0,06
	45	8,43	7,88	8,01	-	-	-	-	-	-
	46	10,93	10,30	9,69	6,53	6,43	7,18	4,4	3,87	2,51
	47	13,54	13,50	13,57	7,98	7,00	7,16	5,56	6,5	6,41
	48	6,03	6,21	6,48	-	-	-	-	-	-
	Média	9,54	9,26	9,31	7,00	7,24	7,36	2,54	2,02	1,95

O resultado da comparação aponta para uma diferença média que varia de 0,01 m na área 3 em 2015, até 1,91 m na área 6 em 2017. Observa-se, pelo gráfico da Figura 25, que os ecossistemas de referência apresentam as maiores diferenças entre as alturas do MDAA com as medidas nas parcelas de campo. Também se constata que, com exceção da área em restauração 4, que os valores médios do MDAA, para as três datas, são superiores aos medidos em campo. O valores do erro médio quadrático calculado considerando todos os fragmentos são de 1,776, 1,988 e 1,666 para os anos de 2015, 2016 e 2017, respectivamente.

Não é objetivo desse estudo determinar as alturas precisas das árvores, tendo em vista que a finalidade do monitoramento do indicador aqui mensurado é a de acompanhar a variação de crescimento do dossel nas áreas em restauração, no período analisado. Vários estudos desenvolvem métodos e modelos para esse cálculo (Næsset e Økland, 2002; Andersen, McGaughey e Reutebuch, 2005; Su *et al.*, 2012), dependentes dos instrumentos e metodologias

de coleta dos dados, chegando a variações em torno de 1,5 m (Andersen, McGaughey e Reutebuch, 2005).

Em tons de azul estão representadas as alturas médias nas parcelas (MDAA x medida em campo) para o ano de 2015; em tons de vermelho para o ano de 2016, e em tons de verde para o ano de 2017.

Figura 25 – Comparação das alturas médias do MDAA com as medidas em campo

4.3. Aberturas no dossel

Os mapas identificando as aberturas no dossel para cada uma das áreas em restauração são apresentados no Anexo C. A quantidade de aberturas e dimensões calculadas por fragmento, para cada um dos anos, é indicada na Tabela 13 e nos gráficos da Figura 26.

As áreas 3 e 5 apresentam a maior quantidade de aberturas/clareiras de todos os fragmentos sob monitoramento (83 e 116 em 2017, respectivamente). A área em restauração 6 é a que possui a menor quantidade de aberturas, e também as menores áreas médias (100,17, 109,13 e 98,61 m² para os anos de 2015, 2016 e 2017), além da menor proporção entre a área total das aberturas e a área de cobertura florestal (0,81%, 0,41% e 0,40% em 2015, 2016 e 2017, respectivamente). A maior proporção de área de clareiras em relação à cobertura florestal ocorre no fragmento 4, chegando a 11,43% em 2015.

As medianas indicam áreas não superiores a 120 m² em todos os fragmentos. Com exceção do fragmento 4, a proporção da área total das aberturas em relação à cobertura florestal é próxima às proporções dos ecossistemas de referência.

A distribuição das aberturas varia no interior de cada fragmento em restauração ao longo do período analisado, como pode ser observado nos mapas. No fragmento 1, as aberturas estão concentradas no centro da área, e também ao sul. Já no fragmento 2, as aberturas ocorrem com maior frequência ao sul do subfragmento maior em 2015 (a leste), diminuindo em 2017. A área em restauração 3 apresenta aberturas distribuídas em toda a sua extensão, sendo também evidente a diminuição de seus tamanhos em 2017, indicando que o dossel progressivamente está se fechando em algumas porções. A mesma situação de fechamento é observada na porção de cobertura florestal da área 4.

Apesar da grande quantidade de aberturas, observa-se no fragmento 5 que essa quantidade diminuiu significativamente entre 2015 e 2017 (de 215 para 116), coerente com o ganho de cobertura florestal no período (Tabela 10). A pequena quantidade de aberturas na área 6, distribuídas ao longo do fragmento, também segue trajetória de fechamento no período analisado.

Note-se que, na área 7, as aberturas estão concentradas a leste do fragmento nos três anos, e também ao sul, nesse último caso devido à proximidade com a Rodovia SP 613 (Rodovia Arlindo Bettio), consequência de efeito de borda. No fragmento 8, as aberturas se concentram a oeste, próximas às margens do Rio Paranapanema.

Tabela 13 – Aberturas no dossel e áreas por fragmento em restauração

Área em restauração	2014/15							2016							2017						
	Qtd	Área menor (m²)	Área maior (m²)	Área média (m²)	Mediana (m²)	Área total (m²)	Proporção em área de floresta (%)	Qtd	Área menor (m²)	Área maior (m²)	Área média (m²)	Mediana (m²)	Área total (m²)	Proporção em área de floresta (%)	Qtd	Área menor (m²)	Área maior (m²)	Área média (m²)	Mediana (m²)	Área total (m²)	Proporção em área de floresta (%)
1	27	50,96	367,01	108,69	70,07	2.934,61	2,25	20	58,31	592,41	194,31	102,65	3.886,19	1	28	53,90	610,54	174,75	110,99	4.893,13	0,4
2	48	50,96	489,51	105,11	74,97	5.045,04	2,69	44	50,47	430,22	103,63	71,05	4.559,94	2,44	50	50,47	1.339,66	128,91	74,73	6.445,46	3,37
3	72	50,47	2.083,48	158,49	85,51	11.411,61	4,38	74	51,45	830,55	166,39	108,29	12.313,21	4,43	83	50,47	642,88	133,37	88,20	11.070,08	3,50
4	5	52,92	885,43	329,48	142,59	1.647,38	11,43	5	58,31	586,53	218,44	116,62	1.092,21	6,20	5	57,82	351,82	166,01	110,74	830,06	4,34
5	215	50,47	682,08	117,81	80,36	25.329,08	4,21	147	50,96	1.105,44	130,48	79,87	19.180,07	3,13	116	50,47	1.234,80	133,08	88,20	15.436,96	1,63
6	14	50,47	273,91	100,17	74,48	1.402,38	0,81	7	53,41	259,70	109,13	86,73	763,91	0,41	8	55,86	165,13	98,61	96,04	788,899	0,40
7	150	50,47	607,11	126,83	83,30	19.023,76	1,58	140	50,47	1243,13	118,03	75,71	16.523,78	1,36	130	50,47	886,90	109,01	75,95	14.171,29	1,16
8	193	50,47	641,90	103,39	76,44	19.953,78	2,58	213	50,47	1319,08	120,41	82,32	25.648,07	3,41	164	50,47	989,80	127,56	89,42	20.920,55	2,68

Figura 26 – Evolução da quantidade e das áreas médias das aberturas no dossel (> 50 m²) por área em restauração

Conforme observado anteriormente, frente à complexidade em se avaliar a acurácia geométrica de clareiras (Bonnet, 2015), a inexistência de dados de campo identificando e quantificando as aberturas no dossel para o período dos dados utilizados no estudo impôs limitações à validação das aberturas mapeadas, que ocorreu de forma visual. Nesse contexto, a comparação visual das aberturas com as declividades obtidas a partir do MDAA, e também com os mapas de cobertura do solo apresentados no Anexo C, demonstra coerência geométrica dos polígonos mapeados com as classes de uso do solo.

4.4. Densidade de Área Foliar e Índice de Área Foliar

Os resultados do cálculo do IAF para cada área em restauração são apresentados na Tabela 14. A distribuição espacial do índice é representada nos mapas do Anexo E.

Tabela 14 – Índices de Área Foliar

Área em restauração	IAF		
	2015	2016	2017
1	0,66	0,55	0,61
2	0,87	0,83	0,94
3	0,65	0,62	0,81
^a 5a(*)	0,68	0,61	0,73
5b(*)	1,04	0,96	1,26
6	1,04	0,96	1,22
7	3,05	3,21	3,03
8	2,97	2,96	2,99

(*) Em razão das limitações de processamento no ambiente R, foi necessário subdividir a área 5 em duas subáreas para mensuração do IAF.

A porção leste do fragmento 5 apresentou o maior IAF em todos os anos, com leve crescimento em 2017. Com exceção da área 1, todas as demais sofreram incremento no índice, em maior ou menor grau, seguindo a evolução da cobertura florestal. Os ecossistemas de referência (7 e 8) apresentaram IAF médio de 3,03 e 2,99, respectivamente, em 2017.

A DAF calculada para cada área em restauração nos três anos analisados é apresentada na Figura 27. Observa-se no período que a área 6 apresentou aumento da DAF em elevações

maiores (aproximadamente $0,17 \text{ m}^2/\text{m}^3$ em 2017), indicando adensamento maior nos estratos entre 6 e 7 metros. A área 1 é a que apresentou a menor densidade ($0,12 \text{ m}^2/\text{m}^3$ em 2017), concentrada em elevações mais baixas (entre 2 e 3 m). A área 2 apresentou densidade maior em elevações entre 5 e 6 metros ($0,11 \text{ m}^2/\text{m}^3$ em 2017), e também nas elevações mais baixas (entre 1 e 2 m, com $0,12 \text{ m}^2/\text{m}^3$ em 2017).

Figura 27 – Densidade de Área Foliar

A curva do DAF na área 3 apontou maior densidade nas elevações em torno de 5 m. O mesmo padrão de curva é seguido pela área 4, porém em elevações menores (entre 3 e 4 metros). Esse padrão de curva assemelha-se ao comportamento da DAF no ecossistema de referência representado pelo fragmento 7, com valor em torno de $0,45 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Já a área 8 apresentou densidade maior em elevações mais baixas da vegetação (em torno de 4 metros), e valor de DAF menor que a área 7 (próximo a $0,30 \text{ m}^2/\text{m}^3$). Quando comparadas aos ecossistemas de referência, observa-se que a DAF de todas as áreas em restauração apresentam valores baixos, e que suas densidades de área foliar são maiores nos estratos mais altos, indicando baixo desenvolvimento do sub-bosque.

Comparando-se as áreas de cobertura florestal dos mapas do Anexo A com os mapas de IAF do Anexo D, verifica-se que, apesar de algumas áreas em restauração possuírem dossel bem formado e terem apresentado ganho em altura no período analisado, como é o caso dos fragmentos 5 e 6, nem sempre o IAF é alto. Observa-se também que a área 2 é a que apresentou IAF acima de 1 melhor distribuído espacialmente. Os fragmentos de referência 7 e 8 são os que apresentaram áreas com predominância de IAF acima de 2, chegando a até 5 em algumas áreas em 2017.

Comparando-se visualmente os mapas de IAF, calculados a partir dos dados LiDAR, com os mapas de Índice de Vegetação (Anexos F e G), observa-se que as áreas de maior IAF coincidem com as áreas com os maiores índices de vegetação.

A matriz de correlação calculada entre os arquivos *raster* de IAF e NDVI de 2017 para todas as áreas em monitoramento, incluindo os ecossistemas de referência (Tabela 15), indica correlação positiva entre essas variáveis (0,43).

Tabela 15 – Matriz de correlação IAF x NDVI

Arquivo/camada	IAF	NDVI
IAF	1,00	0,43
NDVI	0,43	1,00

O resultado positivo exprime a relação os dados biofísicos, provenientes da razão das bandas espectrais (vermelho e infravermelho) através do NDVI, com os dados estruturais verticais provenientes do levantamento LiDAR, através da estrutura *voxel* e cálculo do IAF. Em geral, o IAF de um dossel é maior quando sua reflectância for menor no visível e maior no infravermelho próximo (Ponzoni e Shimabukuro, 2009). Já no caso da nuvem de pontos LiDAR, a densidade de pulsos *laser* e sua distribuição vertical é que permite estimar o IAF pela equação de MacArthur e Horn, conforme já explicitado (Kamoske *et al.*, 2018).

4.5. Mapa de Prioridades de Intervenção

O mapa contendo as áreas prioritárias para intervenção, resultado da aplicação da CLP utilizando como fatores os indicadores mensurados (cobertura do solo com floresta, aberturas no dossel, incremento em altura e Índice de Área Foliar), é representado na Figura 28.

Houve predominância da classe de prioridade baixa, representando 62,58% do total das seis áreas em restauração. As classes de prioridade média e alta corresponderam a 36,02% e 1,40%, respectivamente. Na Tabela 16 estão indicados os valores das áreas de cada prioridade por fragmento em restauração.

Tabela 16 – Áreas Prioritárias para Intervenção

Área em restauração	Áreas conforme prioridades (ha)		
	Baixa	Média	Alta
1	15,9	25,11	0,42
2	22,2	11,0	0,52
3	35,3	22,48	0,93
4	1,9	2,2	0,7
5	75,2	31,86	1,2
6	20,78	5,98	0,08
TOTAL	171,18	98,63	3,87

Como é possível observar no mapa, áreas de baixa prioridade estão mais concentradas ao sul, correspondendo em sua maior parte aos fragmentos 5 e 6, que juntos somam a metade da área

total dos fragmentos em restauração. Ambos os fragmentos apresentaram os melhores valores para os indicadores mensurados. São, dessa forma, aqueles em que a fase de estruturação ocorreu de forma mais bem sucedida, inclusive no tempo esperado (plantios em 2011 e 2012, respectivamente).

Os fragmentos 1 e 4 apresentaram as menores proporções de áreas classificadas como de baixa prioridade, uma vez que há trechos consideráveis com dominância de gramíneas e solo exposto (enquadrados pela CLP como de média e alta prioridade). O plantio nessas áreas é mais antigo e, portanto, seria esperado um resultado com dominância de áreas de baixa prioridade, tendo em vista principalmente a idade desses fragmentos. Junto com a área mais ao norte do fragmento 5, os fragmentos 1 e 4 são os que apresentaram as maiores áreas classificadas como de média prioridade. Ações de manejo nessas porções incluem correção do solo, controle de gramíneas e adensamentos.

A área em restauração 3 também apresentou maior proporção de porções classificadas como de baixa prioridade, embora possua trecho considerável enquadrado como de prioridade média (22,48 ha). A área 2 teve área de baixa prioridade predominante, embora apresentou 11 ha enquadrados na classe de prioridade média. Esses dois fragmentos, também mais antigos (plantio em 2007/2008 para a área 3 e em 2006 para a área 2), indicam problemas na fase de estruturação.

As porções de alta prioridade, menores, distribuem-se em todos os fragmentos, e coincidem, em sua maioria, com aberturas no dossel, fator com o maior peso atribuído no Processo Hierárquico Analítico aplicado. Nas áreas que já apresentam cobertura florestal, aberturas grandes podem comprometer significativamente o que já se atingiu na cobertura do dossel, requerendo verificação *in loco* e ações mais urgentes nas situações em que gramíneas e outras espécies exóticas possam comprometer o fechamento do dossel.

As áreas de média prioridade são bastante frequentes nos fragmentos 1, 3 e 5, especialmente nos locais em que não há dossel ainda formado, com pouco ou inexistente incremento na altura e IAF baixo, requerendo a avaliação da necessidade de correção no solo ou novo plantio de recobrimento, especialmente o fragmento 1. O fragmento 2, segundo mais antigo (plantio em 2006), apesar de ter a maior parte de sua área classificada como baixa prioridade, apresenta áreas de média prioridade com características semelhantes às do fragmento 1.

Valente e Vetorazzi (2005), em estudo comparando métodos de avaliação multicriterial para a determinação de áreas prioritárias para a conservação e preservação florestal, apontam, na área estudada (Bacia do Rio Corumbataí, localizada na porção centro-leste do Estado de São Paulo), que o método da Combinação Linear Ponderada, por não prever ranqueamento dos fatores, pode gerar resultados generalizados. No caso do presente estudo, observa-se que os pesos e o critério de divisão das classes de prioridade pelo histograma dos valores das células, são determinantes na definição dos contornos das áreas prioritárias. Dessa forma, não serão necessariamente coincidentes com os contornos e áreas calculadas individualmente para cada indicador.

Figura 28 – Mapa de prioridades de intervenção

5. CONCLUSÕES

Os resultados do estudo demonstram a efetividade do método aplicado na caracterização e mensuração dos indicadores de monitoramento da restauração florestal por Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas (cobertura do solo com floresta, altura média do dossel, abertura do dossel e Índice de Área Foliar).

Na mensuração do indicador de evolução da cobertura do solo com floresta, os altos índices de acurácia geral e coeficiente *Kappa* atestam a confiabilidade do uso de GEOBIA e da técnica de árvore de decisão na discretização não só das áreas com cobertura florestal, mas também na identificação das demais classes de cobertura vegetal nas áreas em restauração. A aplicação de GEOBIA é bastante apropriada para tratar a alta variabilidade espectral característica de imagens submétricas, como foi o caso do presente estudo. Por outro lado, o algoritmo de árvore de decisão CART, aplicado sobre os segmentos para a discretização das classes de cobertura no ambiente de Aprendizado de Máquina, considerou a altura (MDAA) como o atributo de maior relevância. Sem perder a acurácia, outros algoritmos podem ser aplicados e comparados para avaliar se essa predominância permanece.

A evolução das alturas do dossel e sua distribuição espacial no decorrer do tempo possibilitaram medir o quanto e onde o dossel mais cresceu nas áreas em restauração como um todo, e identificar com precisão os locais de menor incremento da altura. Em complementação a esse indicador, é possível acompanhar o crescimento da altura de acordo com os estratos por intervalos de altura, permitindo, dessa forma, monitorar detalhadamente o desenvolvimento do sub-bosque.

A aplicação do algoritmo de detecção de borda na delimitação das aberturas no dossel mostrou-se bastante promissora. Durante a mensuração desse indicador, foi possível delimitar também indivíduos arbóreos emergentes, indicando o potencial desse algoritmo de segmentação na delimitação desses indivíduos.

A determinação da DAF e do IAF pela caracterização vertical através do conceito de *voxel*, e pela caracterização física através dos índices de vegetação, permitiu qualificar as áreas com menor quantidade de folhas e identificar os locais com dosséis mais abertos e sub-bosque mais ou menos desenvolvido. A estrutura vertical também pode ser detalhada através da aplicação de outras métricas LiDAR, complementando a adotada nessa pesquisa.

A Análise Multicritério, facilitada pelas representações contínuas e pelos cruzamentos espaciais proporcionados pelos Sistemas de Informações Geográficas, é um instrumento robusto para a hierarquização dos indicadores e o estabelecimento de sínteses para facilitar a intervenção pelo restaurador, seja para definir ações corretivas, seja para planejar levantamentos detalhados em campo, inclusive otimizando custos.

Os resultados numéricos da mensuração dos indicadores e sua representação espacial oferecem subsídios práticos imediatos aos responsáveis pela restauração, ao apontar, por exemplo, as áreas em que o desenvolvimento da cobertura florestal foi menor, os locais dominados por gramíneas exóticas, as porções em que a cobertura florestal cresceu menos em altura, a DAF e o IAF do dossel e sub-bosque, bem como as variações nas aberturas do dossel ao longo do período analisado.

Os mapas elaborados permitem inclusive aos responsáveis pela restauração planejar, estimar esforço e implantar ações corretivas nos desvios da trajetória da restauração (plantio de recobrimento, enriquecimento, remoção de exóticas, adubação, entre outras), subsidiando inclusive operações em campo e a identificação de trechos para levantamentos mais detalhados. O estudo contou com a existência de dados de áreas consideradas como ecossistemas de referência, possibilitando estabelecer comparações entre os indicadores dos fragmentos em restauração e esses ecossistemas.

A disponibilidade de dados para períodos contínuos, como também foi o caso do presente estudo, permite que as trajetórias de sucessão sejam monitoradas de forma sistemática, e que sejam tomadas decisões a tempo de se corrigirem eventuais desvios, ampliando-se as chances de sucesso da restauração. Nesse contexto, a continuidade na obtenção de novos dados LiDAR aéreos e imagens multiespectrais de alta resolução para as áreas em restauração é recomendada, tendo em vista os valores dos indicadores mensurados, que apontaram a existência de fragmentos com dossel não formado, clareiras grandes, pouco incremento na altura e IAF baixo em algumas porções, resultando em várias áreas com prioridade média a alta para intervenção.

Assim, como em várias porções dos fragmentos a fase mais crítica do processo de restauração não se completou (fase de estruturação), o que normalmente ocorre em três anos, conclui-se que a frequência anual de obtenção desses dados para o monitoramento deve ser mantida, até que se verifique a formação de uma cobertura florestal mais densa, com clareiras menores e

menos frequentes, e com incrementos nos Índices de Área Foliar. Após esse período de estruturação, o intervalo da frequência de obtenção dos dados pode ser aumentado.

Os valores e as variações dos indicadores no período analisado demonstraram também que as trajetórias de cada fragmento não são homogêneas, e que nem sempre os fragmentos mais antigos foram os que apresentaram mais semelhanças com os ecossistemas de referência, o que corrobora a importância do monitoramento, para que correções sejam providenciadas o quanto antes.

Além de aplicáveis ao monitoramento das outras fases da restauração florestal (notadamente o monitoramento das aberturas do dossel e IAF), os procedimentos apresentados aplicam-se geograficamente a toda a área monitorada, nesse último caso impraticável com levantamentos amostrais em campo, reforçando, portanto, o ganho em escala proporcionado pela incorporação das técnicas de Sensoriamento Remoto ao monitoramento.

A aplicação do método proposto pode ser estendida à mensuração de outros indicadores, como a estimativa de diversidade de espécies arbóreas no dossel, através da combinação de dados de sensores hiperespectrais de alta resolução (melhores que 50 cm) e de sensores LiDAR do tipo contínuo (*full-waveform*) com maior densidade de pontos por m², preferencialmente obtidos simultaneamente em um mesmo voo fotogramétrico. A incorporação de dados de sensores ALS multiespectrais, operando em mais de um comprimento de onda, além de dados TLS, também podem ampliar a acurácia das mensurações, juntamente com a incorporação de técnicas como *Deep Learning* em Sensoriamento Remoto, com novas perspectivas inclusive para o mapeamento de indivíduos arbóreos nas complexas florestas tropicais.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, R.; TASUMI, M.; TREZZA, R. **SEBAL Surface Energy Balance Algorithm for Land – Advanced Training and Users Manual – Idaho Implementation**, version 1.0, 2002a.
- ALMEIDA, D. *et al.* The effectiveness of Lidar remote sensing for monitoring forest cover attributes and landscape restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 438, 34-43, 2019.
- ANDERSEN, Hans-Erik; McGAUGHEY, Robert J.; REUTEBUCH, Stephen E. Estimating forest canopy fuel parameters using LIDAR data. **Remote Sensing of Environment**, v. 94, n. 4, p. 441-449, 2005.
- ANTONELLO, Sérgio Luis. **Um sistema de planejamento e gestão para bacias hidrográficas com uso de análise multicritérios**. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2008.
- ARAÚJO, Paulo Fernando Cidade de; NICOLELLA, Alexandre (organizadores). **Contribuição da FAPESP ao desenvolvimento da agricultura do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP, 2018.
- AXELSSON, A., LINDBERG, E., e OLSSON, H. Exploring Multispectral ALS Data for Tree Species Classification. **Remote Sensing**, 10 (3), 183, 2018.
- BAATZ, M. e SHÄPE, A. Multiresolution Segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 58, n. 3-4, p. 12-23, 2000.
- BATISTA, João Luís F., COUTO, Hilton Thadeu Z. do, FILHO, Demóstenes F. da Silva. **Quantificação de Recursos Florestais - Árvores, arvoredos e florestas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.
- BLASCHKE, Thomas. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, n. 65, p. 2-16, 2010.
- BLASCHKE, Thomas; LANG, Stefan; HAY, Geoffrey J. **Object-based Image Analysis – Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications**. Germany: Springer, 2008.

BONNET, Stéphanie; GAULTON, Rachel; LEHAIRE, François; LEJEUNE, Philippe. Canopy Gap Mapping from Airborne Laser Scanning: An Assessment of the Positional and Geometrical Accuracy. **Remote Sensing**, v. 7, 11.267-11.294, 2015.

BRANCALION, Pedro Henrique Santin; GANDOLFI, Sergius; RODRIGUES, Ricardo Ribeiro. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 1, de 31 de Janeiro de 1994**. Define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado de São Paulo. Publicado no D.O.U. de 03/Fev/1994 (disponível em <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res94/res0194.html>. Acesso em Fev/2020).

BREIMAN, Leo. **Classification and Regression Trees**. California, United States: Wadsworth International Group: Belmont, 1984.

CHAUVE, Adrien; DURRIEU, Sylvie; BRETAR, Frédéric; PIERROT-DESEILLIGNY, Marc; PUECH, William. Processing Full-Waveform Lidar Data to Extract Forest Parameters and Digital Terrain Model: Validation in an Alpine Coniferous Forest. **ForestSat Conference 2007**, p.5

CHEN, Gang; HAY, Geoffrey J.; ST-ONGE, Benoît. A GEOBIA framework to estimate forest parameters from lidar transects, Quickbird imagery and machine learning: A case study in Quebec, Canada. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 15, p. 28-37, 2012.

COLWELL, John E. Vegetation canopy reflectance. **Remote Sensing of Environment**, v. 3, Issue 3, p. 175-183, 1974.

CONTO, Tiago De; GORGENS, Eric; SILVA, André; LARANJA, Danitiele; RODRIGUEZ, Luiz Carlos. Caracterização do perfil vertical do dossel de um trecho de Mata Atlântica através de escaneamento laser aerotransportado. **Scientia Forestalis**. v. 43, n. 108, p. p.873-884, 2015.

COOMES, D. A., DALPONTE, M., JUCKER, T., ASNER, G. P., BANIN, L. F., BURSLEM, D. F. R. P., QIE, L.. Area-based vs tree-centric approaches to mapping forest carbon in Southeast Asian forests from airborne laser scanning data. **Remote Sensing of Environment**, v. 194, p. 77–88, 2017.

DALPONTE, Michele, FRIZZERA, Lorenzo & GIANELLE, Damiano. Fusion of hyperspectral and LiDAR data for forest attributes estimation. **2014 IEEE Geoscience and Remote Sensing Symposium**, Quebec City, pp. 788-791, 2014.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia da Letras, 1996.

DECHESNE, C. *et al.* Forest stand segmentation using airborne LiDAR data and very high resolution multispectral imagery. **ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, XLI-B3, 207-214, 2016.

DECHESNE, Clément, MALLET, C., LE BRIS, Arnaud & GOUET-BRUNET, Valérie. Semantic segmentation of forest stands of pure species combining airborne lidar data and very high resolution multispectral imagery. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 126, 129–145, 2017.

DIGITALGLOBE. **Radionetric Use of WorldView-2 Imagery**. Technical Note, 2010.

EASTMAN. **IDRISI Kilimanjaro: guide to GIS and Image Processing**. Worcester: Clark Labs, Clark University, 2003. (disponível em <http://www.mtholyoke.edu/courses/tmillett/course/geog307/files/Kilimanjaro%20Manual.pdf>. Acesso em Out/2020).

FASSNACHT, Fabian Ewald *et al.* Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 186, p. 64–87, 2016.

FEREZ, A.P.C.; CAMPOE, O.C.; MENDES, J.C.T.; STAPE, J.L., Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology Management**, 2015.

FERREIRA, Matheus Pinheiro. **Deteção de espécies arbóreas em Floresta Estacional Semidecidual por Sensoriamento Remoto Hiperespectral e Modelagem de Transferência Radiativa**. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2017.

FU, K. S. e MUI, J. K. A survey on image segmentation. **Pattern Recognition**, v. 13, n. 1, p. 3–16, 1981.

GAULTON, Rachel e MALTHUS, Tim. LiDAR mapping of canopy gaps in continuous cover forests: A comparison of canopy height model and point cloud based techniques. **International Journal of Remote Sensing**, 31, p. 17-19, 2008.

GHOSH, Aniruddha, FASSNACHT, Fabian EWALD, Joshi, P. K. & KOCH, Barbara. A framework for mapping tree species combining hyperspectral and LiDAR data: Role of selected classifiers and sensor across three spatial scales. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 26, 49–63, 2014.

GIONGO, Marcos; KOEHLER, Henrique Soares; MACHADO, Sebastião do Amaral; KIRCHNER, Flavio Felipe; MARCHETTI, Marco. LiDAR: princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, p. 231-244, 2010.

HARALICK, Robert; SHANMUGAN, K.; DINSTEN, Its'hak. Textural features for image classification. **IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics**, 1973.

HAY, Geoffrey e CASTILLA, Guillermo. Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA): A new name for a new discipline. **Lecture Notes in Geoinformation and Cartography**, p. 75-89, 2008.

HEINZEL, J. e KOCK, B. Investigating multiple data sources for tree species classification in temperate Forest and use for single tree delineation. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 18, p. 101-110, 2012.

HOLLAUS, M.; MÜCKE, W.; DORIGO, W.; WAGNER, W.; BAUERHANSL, C.; REGNER, B. Tree species classification based on full-waveform airborne laser scanning data. **Proceedings of the SilviLaser 2009**, College Station, Texas, USA, pp 54-62, 2009a.

HOLLAUS, M.; MÜCKE, Werner; RONCAT, Andreas; PFEIFER, Norbert; BRIESE, Christian. Full-Waveform Airborne Laser Scanning Systems and Their Possibilities in Forest Applications. **Forestry Applications of Airborne Laser Scanning – Concepts and Case Studies**. Dordrecht, Netherlands: Ed. Springer, p. 43-62, 2014.

HUETE, Alfredo. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**. **Remote Sensing of Environment**, v. 25, p. 295-309, 1988.

IBGE. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil – 1:250.000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. (disponível em <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomass.html?t=downloads>. Acesso em Jan/2020).

INSTITUTO FLORESTAL. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo 2020 – Mapeamento da cobertura vegetal nativa**. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2020.

JENSEN, John R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma perspectiva em Recursos Terrestres**. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

JONES, Trevor G.; COOPS, Nicholas C.; SHARMA, Tara. Assessing the utility of airborne hyperspectral and LiDAR data for species distribution mapping in the coastal Pacific Northwest, Canada, **Remote Sensing of Environment**, v. 114, issue 12, p. 2841-2852, 2010.

KAMOSKE, Aaron G.; DAHLIN, Kyla M.; STARK Scott C.; SERBIN, Shawn P. Leaf area density from airborne LiDAR: Comparing sensors and resolutions in a temperate broadleaf forest ecosystem. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 364-375, 2018.

KHOSRAVIPOUR, Anahita; SKIDMORE, Andrew K.; ISENBURG, Martin; HUSSIN, Yousif. Generating pit-free Canopy Height Models from Airborne LiDAR. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 80, p. 863-872, 2014.

LATORRE, M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A. de; CARVALHO, A. P. F. de; SHIMABUKURO, Y. E. Correção atmosférica: conceitos e fundamentos. **Espaço & Geografia**, v.5, n.1, p. 153-178, 2002.

LIANG, X. *et al.* International benchmarking of terrestrial laser scanning approaches for forest inventories. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 144, 137-179, 2018.

LIMA, Pedro Augusto Fonseca Lima *et al.* Eficiência de regenerantes como indicador de restauração ecológica no Cerrado, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 39, n. 3, p. 437-466, 2016.

LONDE, Vinícius. **Contribuições para o monitoramento e avaliação de áreas em restauração na Mata Atlântica: esforço de amostragem ideal, valores de referência para os indicadores ecológicos e diferenças entre métodos.** Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas – Instituto de Biologia, Campinas, 2019.

MA, Lei *et al.* Deep learning in remote sensing applications: A meta-analysis and review. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 152, 166-177, 2019.

MALCZEWSKI, Jacek. On the Use of Weighted Linear Combination Method in GIS: Common and Best Practice Approaches. **T. GIS**. 4. 5-22. 10.1111/1467-9671.00035, 2000.

MALTANO, Matti; NÆSSET, Erik; VAUHKONEN, Jari (editores). **Forestry Applications of Airborne Laser Scanning – Concepts and Case Studies.** Dordrecht, Netherlands: Ed. Springer, 2014.

MATIKAINEN, Leena; KARILA, Kirsi; HYYPPÄ, Juha; LITKEY, Paula; PUTTONEN, Eetu; AHOKAS, Eero. Object-based analysis of multispectral airborne laser scanner data for land cover classification and map updating. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 128, p. 298–313, 2017.

MILLIET, Sérgio. **Roteiro do Café e Outros Ensaio.** São Paulo: HUCITEC, 1982.

MOREIRA, Maurício Alves. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação.** Viçosa: Ed. UFV, 3ª Edição, 2005.

NÆSSET, Erik; ØKLAND, Tonje. Estimating tree height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. **Remote Sensing of Environment**, v.79, p.105–115, 2002.

NOVO, Evlyn M. L. de Moraes. **Sensoriamento Remoto – princípios e aplicações.** São Paulo: Blucher, 4ª. Edição, 2010.

Parque Estadual do Morro do Diabo (vários autores). **Plano de Manejo.** Santa Cruz do Rio Pardo: Editora Viena, 2006.

PAULA, César Francisco de. **Comparação de diferentes densidades de pontos em perfis LiDAR aerotransportado para ambiente urbano regular.** Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo: 2017.

PONZONI, Flávio Jorge, SHIMABUKURO, Yosio Edemir e KUPLICH, Tatiana Mora. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

PONZONI, Flávio Jorge, SHIMABUKURO, Yosio Edemir. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

REIS, Bruna Paolinelli; MARTINS, Sebastião Venâncio; FERNANDES FILHO, Elpídio Inácio; SARCINELLI, Tathiane Santi; GLERIANI, José Marinaldo; LEITE, Helio Garcia; HALASSY, Melinda. Forest restoration monitoring through digital processing of high resolution images. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 178-186, 2019.

RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, Issue 6, 2009.

RIGUEIRA, Dary; NETO, Eduardo Mariano. Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. **Revista Caititu**, Salvador, n. 1, p. 73–88, Set/2013.

RODRIGUES, Ricardo *et al.* On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242-1251, Issue 6, 2009.

RODRIGUES, Ricardo Ribeiro; GANDOLFI, Sergius; NAVE, André Gustavo; ARONSON, James; BARRETO, Tiago Egydio; VIDAL, Cristina Yuri; BRANCALION, Pedro Henrique Santin. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1605-1613, Issue 10, 2011.

RODRIGUES, Ricardo Ribeiro; BRANCALION, Pedro Henrique Santin; ISERNHAGEN, Ingo (Org.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009.

ROUSE, J. W.; HASS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. **Third Earth Resources Technology Satellite Symposium**, Washington. Proceedings. Washington: NASA, p. 309-317, 1974.

ROY, Bernard. **Multicriteria Methodology for Decision Aiding**. London: Kluwer Academic Publishers, 1996.

RUIZ, Luis Fernando Chimelo; GUASSELLI, Laurindo Antonio; e CATEN, Alexandre ten. Árvore de decisão e análise baseada em objetos na classificação de imagens com resolução espacial submétrica adquiridas por VANT. **Boletim de Ciências Geodésicas** [online], vol.23, n.2, p.252-267. <https://doi.org/10.1590/s1982-21702017000200016>

S.O.S. MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Relatório Técnico (Período 2017-2018)**. São Paulo: S.O.S. Mata Atlântica, 2019.

S.O.S. MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Relatório Técnico (Período 2018-2019)**. São Paulo: S.O.S. Mata Atlântica, 2020.

SAATY, Thomas L. e VARGAS, Luis G. **Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process**. International Series in Operations Research and Management Science, Springer, Second Edition, 2012.

SANKEY, T. *et al.* UAV LiDAR and hyperspectral fusion for forest monitoring in the southwestern USA. **Remote Sensing of Environment**, 195, 30-43, 2017.

SÃO PAULO. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União, p.1, 26 dez. 2006.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. Portaria CBRN 01/2015. **Protocolo de Monitoramento e Projetos de Restauração Ecológica**. p. 1 - 10, 17/01/2015.

SIQUEIRA, Ludmila Pugliesi de. **Monitoramento de áreas restauradas no interior de São Paulo, Brasil**. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP, São Paulo: 2002.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE (SER). **Princípios da SER Internacional sobre Restauração Ecológica**. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política, Tradução de Griffith, J.J. *et al.* Tucson, 2004.

SU, Wei; LIU, Rui; LIU, Ting; HUANG, Jianxi; ZHANG, Xiaodong (Frank); LIU, Junming. The Estimation of Tree Height Based on LiDAR Data and QuickBird Imagery. **International Conference on Computer and Computing Technologies in Agriculture**, p. 472-482, 2012.

SVERDRUP-THYGESON, A., ØRKA, H. O., GOBAKKEN, T., & NÆSSET, E. **Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests?** *Forest Ecology and Management*, v. 369, p. 116–125, 2016.

UEHARA, Thiago Hector Kanashiro; GANDARA, Flávio Bertin (Org.). **Monitoramento de áreas em recuperação: subsídios à seleção de indicadores para avaliar o sucesso da restauração ecológica.** Cadernos da Mata Ciliar, nº 4. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2009.

VALBUENA, Ruben. Integrating Airborne Laser Scanning with Data from Global Navigation Satellite Systems and Optical Sensors. **Forestry Applications of Airborne Laser Scanning – Concepts and Case Studies.** Dordrecht, Netherlands: Ed. Springer, 2014 (p. 63-88).

VALENTE, Roberta de Oliveira Avera e VETTORAZZI, Carlos Alberto. Comparação entre métodos de avaliação multicriterial, em ambiente SIG, para a conservação e a preservação florestal. **Scientia Florestalis**, nº 69, p. 51-61, 2005.

VIANI, Ricardo; RODRIGUES, Ricardo; PADOVEZI, Aurelio; TURINI FARAH, Fabiano; GARCIA, Letícia; SANGLADE, Lucas; BRANCALION, Pedro; CHAVES, Rafael; BARRETO, Tiago; STRASSBURG, Bernardo e DE MATTOS SCARAMUZZA, Carlos. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica - Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal.** PACTO pela Mata Atlântica: São Paulo, Brasil, 2013.

VICTOR, M. A. M. *et al.* **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

YU, X. *et al.* **Single-Sensor Solution to Tree Species Classification Using Multispectral Airborne Laser Scanning.** *Remote Sensing*, v. 9. <https://doi.org/10.3390/rs9020108> 2017.

ZHANG, Keqi. **Identification of gaps in mangrove forests with airborne LiDAR,** *Remote Sensing of Environment*, v. 112, 2309–2325, 2008.

ANEXOS

Anexo A. Mapas de cobertura do Solo com floresta

Evolução da cobertura florestal em 2014/2015, 2016 e 2017. A cobertura florestal está representada em verde mais escuro.

Gramínea Dominância de herbácea/arbustiva Cobertura florestal

Área 2 - 2014/2015

Área 2 - 2017

Área 3 - 2014/2015

Área 3 - 2016

Área 5 - 2017

Área 6 - 2014/2015

Datum SIRGAS 2000

Área 6 - 2016

Gramínea Dominância de herbácea/arbustiva Cobertura florestal Solo exposto

Área 6 - 2017

Datum SIRGAS 2000

Anexo B. Mapas de altura do dossel

Evolução das alturas da vegetação em 2014/2015, 2016 e 2017. A vegetação mais baixa é representada em verde, e a mais alta, que caracteriza o dossel (a partir de 3m), está representada do amarelo ao vermelho.

Altura (m) 0 - 1 1 - 3 3 - 5 5 - 7 7 - 10 10 - 15 15 - 20 20 - 25 25 - 30

Área 6 - 2015

Datum SIRGAS 2000

Área 6 - 2017

Datum SIRGAS 2000

Crescimento da vegetação entre 2015 e 2017 (m). Áreas mais escuras (em azul) representam os maiores crescimentos, em metros.

Área 5 - Evolução da altura entre 2015 e 2017 (m)

Área 6 - Evolução da altura entre 2015 e 2017 (m)

N
Datum SIRGAS 2000

Anexo C. Mapas de abertura do dossel

Aberturas no dossel, representadas na cor preta.

Abertura no dossel
 Cobertura arbustiva/arbórea jovem
 Cobertura florestal
 Gramínea

Área 2 - 2014/2015

Área 3 - 2016

Área 3 - 2017

Área 5 - 2016

Área 5 - 2017

Área 6 - 2014/2015

Área 6 - 2016

N
Datum SIRGAS 2000

Área 6 - 2017

Anexo D. Mapas de IAF

Mapas com a distribuição do Índice de Área Foliar. As áreas com menores índices estão representadas em cinza claro, e as áreas com os maiores valores estão representadas em verde mais escuro.

IAF Área 6 - 2015

N
Datum SIRGAS 2000

IAF Área 6 - 2016

IAF Área 6 - 2017

N
Datum SIRGAS 2000

Área em restauração 3

2014/15

ClassValue	Gramínea	Solo exposto	Área úmida	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	59	1	0	0	0	60	0,983333	0
Solo exposto	3	19	0	0	0	22	0,863636	0
Área úmida	0	0	2	0	0	2	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	0	0	38	0	38	1	0
Cobertura florestal	0	2	0	1	94	97	0,969072	0
Total	62	22	2	39	94	219	0	0
P_Accuracy	0,951613	0,863636	1	0,974359	1	0	0,968037	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	0	0,95376

2016

ClassValue	Gramínea	Solo exposto	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	59	2	0	0	61	0,967213	0
Solo exposto	0	0	0	0	0	0	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	2	0	62	1	65	0,953846	0
Cobertura florestal	0	0	1	132	133	0,992481	0
Total	61	2	63	133	259	0	0
P_Accuracy	0,967213	0	0,984127	0,992481	0	0,976834	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	0,962623

2017

ClassValue	Gramínea	Solo exposto	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	75	3	0	0	78	0,961538	0
Solo exposto	6	26	0	0	32	0,8125	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	3	0	37	0	40	0,925	0
Cobertura florestal	2	0	0	98	100	0,98	0
Total	86	29	37	98	250	0	0
P_Accuracy	0,872093	0,896552	1	1	0	0,944	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	0,919695

Área em restauração 4

2014/15

ClassValue	Gramínea	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	4	0	0	4	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	1	0	1	1	0
Cobertura florestal	0	0	14	14	1	0
Total	4	1	14	19	0	0
P_Accuracy	1	1	1	0	1	0
Kappa	0	0	0	0	0	1

2016

ClassValue	Gramínea	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	5	0	0	5	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	8	0	8	1	0
Cobertura florestal	0	1	11	12	0,916667	0
Total	5	9	11	25	0	0
P_Accuracy	1	0,888889	1	0	0,96	0
Kappa	0	0	0	0	0	0,936869

2017

ClassValue	Gramínea	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	7	0	0	7	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	5	0	5	1	0
Cobertura florestal	0	0	7	7	1	0
Total	7	5	7	19	0	0
P_Accuracy	1	1	1	0	1	0
Kappa	0	0	0	0	0	1

Área em restauração 5

2014/15

ClassValue	Gramínea	Solo exposto	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	89	1	0	0	90	0,988889	0
Solo exposto	1	9	1	0	11	0,818182	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	1	0	36	1	38	0,947368	0
Cobertura florestal	3	1	0	151	155	0,974194	0
Total	94	11	37	152	294	0	0
P_Accuracy	0,946809	0,818182	0,972973	0,993421	0	0,969388	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	0,949971

2016

ClassValue	Gramínea	Solo exposto	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	27	0	0	0	27	1	0
Solo exposto	0	12	0	0	12	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	0	6	0	6	1	0
Cobertura florestal	0	0	0	43	43	1	0
Total	27	12	6	43	88	0	0
P_Accuracy	1	1	1	1	0	1	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	1

2017

ClassValue	Gramínea	Solo exposto	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	25	1	0	0	26	0,961538	0
Solo exposto	0	17	0	0	17	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	0	21	1	22	0,954545	0
Cobertura florestal	0	0	0	44	44	1	0
Total	25	18	21	45	109	0	0
P_Accuracy	1	0,944444	1	0,977778	0	0,981651	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	0,974302

200

Área em restauração 6

2014/15

ClassValue	Gramínea	Solo exposto	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	40	1	0	0	41	0,97561	0
Solo exposto	0	13	0	0	13	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	2	20	0	22	0,909091	0
Cobertura florestal	0	0	0	52	52	1	0
Total	40	16	20	52	128	0	0
P_Accuracy	1	0,8125	1	1	0	0,976563	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	0,966292

2016

ClassValue	Gramínea	Solo exposto	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	27	0	0	0	27	1	0
Solo exposto	0	12	0	0	12	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	0	6	0	6	1	0
Cobertura florestal	0	0	0	43	43	1	0
Total	27	12	6	43	88	0	0
P_Accuracy	1	1	1	1	0	1	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	1

2017

ClassValue	Gramínea	Solo exposto	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	25	1	0	0	26	0,961538	0
Solo exposto	0	17	0	0	17	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	0	21	1	22	0,954545	0
Cobertura florestal	0	0	0	44	44	1	0
Total	25	18	21	45	109	0	0
P_Accuracy	1	0,944444	1	0,977778	0	0,981651	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	0,974302

202

Fragmento 8

2014/15

ClassValue	Gramínea	Área úmida	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	11	0	0	0	11	1	0
Área úmida	0	15	0	0	15	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	0	10	0	10	1	0
Cobertura florestal	0	0	0	22	22	1	0
Total	11	15	10	22	58	0	0
P_Accuracy	1	1	1	1	0	1	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	1

2016

ClassValue	Gramínea	Área úmida	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	13	0	0	0	13	1	0
Área úmida	0	17	1	0	18	0,944444	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	1	0	22	0	23	0,956522	0
Cobertura florestal	0	0	0	31	31	1	0
Total	14	17	23	31	85	0	0
P_Accuracy	0,928571	1	0,956522	1	0	0,976471	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	0,967601

2017

ClassValue	Gramínea	Área úmida	Cobertura arbustiva / arbórea	Cobertura florestal	Total	U_Accuracy	Kappa
Gramínea	8	1	0	0	9	0,888889	0
Área úmida	0	13	0	0	13	1	0
Cobertura arbustiva / arbórea jovem	0	0	15	0	15	1	0
Cobertura florestal	0	0	0	20	20	1	0
Total	8	14	15	20	57	0	0
P_Accuracy	1	0,928571	1	1	0	0,982456	0
Kappa	0	0	0	0	0	0	0,975949

Anexo F. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

NDVI em 2014/2015, 2016 e 2017. As áreas de menor NDVI são representadas em tons de vermelho, e as de maior em verde (maior atividade fotossintética).

Índice ■ < 0 ■ 0 - 0,25 ■ 0,25 - 0,5 ■ 0,5 - 0,75 ■ 0,75 - 1

NDVI Área 2 - 2017

Índice ■ < 0 ■ 0 - 0,25 ■ 0,25 - 0,5 ■ 0,5 - 0,75 ■ 0,75 - 1

NDVI Área 3 - 2016

Índice ■ < 0 ■ 0 - 0,25 ■ 0,25 - 0,5 ■ 0,5 - 0,75 ■ 0,75 - 1

NDVI Área 5 - 2016

Índice ■ < 0 ■ 0 - 0,25 ■ 0,25 - 0,5 ■ 0,5 - 0,75 ■ 0,75 - 1

NDVI Área 6 - 2014

N
Datum SIRGAS 2000

NDVI Área 6 - 2016

Índice ■ < 0 ■ 0 - 0,25 ■ 0,25 - 0,5 ■ 0,5 - 0,75 ■ 0,75 - 1

NDVI Área 6 - 2017

Anexo G. Índice de Vegetação de Solo Ajustado (SAVI)

SAVI em 2014/2015, 2016 e 2017. As áreas de menor SAVI são representadas em tons de vermelho, e as de maior em verde (maior atividade fotossintética).

Índice ■ < 0 ■ 0 - 0,25 ■ 0,25 - 0,5 ■ 0,5 - 0,75 ■ 0,75 - 1 ■ 1 - 1,5

SAVI Área 3 - 2017

Índice ■ < 0 ■ 0 - 0,25 ■ 0,25 - 0,5 ■ 0,5 - 0,75 ■ 0,75 - 1 ■ 1 - 1,5

SAVI Área 5 - 2017

Índice ■ < 0 ■ 0 - 0,25 ■ 0,25 - 0,5 ■ 0,5 - 0,75 ■ 0,75 - 1 ■ 1 - 1,5

SAVI Área 6 - 2014

Índice ■ < 0 ■ 0 - 0,25 ■ 0,25 - 0,5 ■ 0,5 - 0,75 ■ 0,75 - 1 ■ 1 - 1,5

SAVI Área 6 - 2016

SAVI Área 6 - 2017

N
Datum SIRGAS 2000

Anexo H. Árvores de Decisão – Classificação da cobertura do solo com floresta

Os seguintes atributos foram considerados em ambiente de aprendizado de máquina:

Atributo	Descrição
GLCM_Corre	Mede a dependência linear dos níveis de cinza em relação aos <i>pixels</i> vizinhos
GLCM_Homog	Homogeneidade - se o objeto segmentado é considerado localmente homogêneo, o valor dos <i>pixels</i> aumenta se o valor do GLCM se concentra ao longo da diagonal
GLCM_Contr	Contraste - oposto da homogeneidade (GLCM_Homog), o contraste mede a variação da quantidade de variações na imagem, e cresce exponencialmente na medida em que a diferença entre a linha e a coluna (i-j) aumenta
GLCM_StdDe	Mede a dispersão dos valores em relação à média do GLCM (GLCM_Mean)
Max_diff	Máxima diferença em relação aos objetos vizinhos
Mean_SAVI	Média do Índice de vegetação SAVI
Mean_NDVI	Média do Índice de vegetação NDVI
Mean_Inten	Média da Intensidade
Mean_Banda	Média Banda Vermelha
Mean_Ban_1	Média Banda Verde
Mean_Ban_2	Média Banda Azul
Mean_Ban_3	Média Banda Infravermelho Próximo
GLCM_Ang_2	Ângulo – diferença angular do GLCM
GLCM_Dissi	Dissimilaridade - medida similar ao contraste, e aumenta de forma linear se a região possui alto contraste
GLCM_Mean	Média do GLCM - determinada a partir do valor do pixel multiplicado pela frequência de sua ocorrência em relação ao valor do pixel vizinho
Mean_CHM_C	Média da altura (em metros) no objeto segmentado
GLCM_Entro	Entropia – apresenta valor alto se os elementos do GLCM são distribuídos igualmente. É considerada baixa se os valores dos objetos estão entre 0 e 1
Brightness	Brilho
Classe	Classe de cobertura do solo

Área em restauração 1

2014/15:

CART Decision Tree

```

Mean_CHM_C < 3.0271721567933128
| Mean_CHM_C < 0.8157683545180485
| | Brightness < 232.54230357525154: graminea(39.0/0.0)
| | Brightness >= 232.54230357525154: solo exposto(10.0/1.0)

```

238

```
|           Mean_CHM_C           >=      0.8157683545180485:      dominância      de
herbácea/arbustiva(30.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.0271721567933128: cobertura florestal(48.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

2016:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 2.8866776450127274
| Mean_CHM_C < 0.9353495547960979
| | GLCM_StdDe < 26.98301961717764: graminea(28.0/0.0)
| | GLCM_StdDe >= 26.98301961717764
| | | Max_diff < 2.78511021273591: solo exposto(12.0/0.0)
| | | Max_diff >= 2.78511021273591: agua(4.0/1.0)
| Mean_CHM_C >= 0.9353495547960979: cobertura arbustiva/arborea
jovem(45.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 2.8866776450127274: cobertura florestal(40.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 5

Size of the Tree: 9

2017

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 3.0419223544714624
| Mean_CHM_C < 0.922834510929903
| | Mean_Banda < 175.06997788640598: graminea(34.0/1.0)
| | Mean_Banda >= 175.06997788640598: solo exposto(11.0/1.0)
| Mean_CHM_C >= 0.922834510929903: dominância      de
herbácea/arbustiva(45.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.0419223544714624: cobertura florestal(66.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

Área em restauração 2

2014/15:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 2.884438142502659
```

```

| Mean_CHM_C < 0.9267839267839264: graminea(21.0/0.0)
|   Mean_CHM_C >= 0.9267839267839264: dominância de
herbácea/arbustiva(24.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 2.884438142502659: cobertura florestal(32.0/0.0)

```

Number of Leaf Nodes: 3

Size of the Tree: 5

2016:

CART Decision Tree

```

Mean_CHM_C < 2.9843122321238527
| Mean_CHM_C < 0.9373212613218365: graminea(23.0/0.0)
|   Mean_CHM_C >= 0.9373212613218365: dominância de
herbácea/arbustiva(23.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 2.9843122321238527: cobertura florestal(35.0/0.0)

```

Number of Leaf Nodes: 3

Size of the Tree: 5

2017:

CART Decision Tree

```

Mean_CHM_C < 3.1299461382358205
| Mean_CHM_C < 0.977298380627168: graminea(23.0/0.0)
|   Mean_CHM_C >= 0.977298380627168: dominância de
herbácea/arbustiva(21.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.1299461382358205: cobertura florestal(34.0/0.0)

```

Number of Leaf Nodes: 3

Size of the Tree: 5

Área em restauração 3

2014/15:

CART Decision Tree

```

Mean_CHM_C < 3.0142857142857142
| Mean_CHM_C < 0.9660199882422105
|   | Max_diff < 2.467746892853416

```

240

```
| | | GLCM_Corre < 0.5118462153161605: solo exposto(12.0/1.0)
| | | GLCM_Corre >= 0.5118462153161605
| | | | GLCM_Homog < 0.037565116436224996: solo exposto(2.0/0.0)
| | | | GLCM_Homog >= 0.037565116436224996: graminea(6.0/0.0)
| | Max_diff >= 2.467746892853416: graminea(32.0/0.0)
| | Mean_CHM_C >= 0.9660199882422105: dominância de
herbácea/arbustiva(28.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.0142857142857142: cobertura florestal(49.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 6

Size of the Tree: 11

2016:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 3.0705392982718163
| Mean_CHM_C < 0.7774431390964025: graminea(42.0/1.0)
| | Mean_CHM_C >= 0.7774431390964025: dominância de
herbácea/arbustiva(23.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.0705392982718163: cobertura florestal(48.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 3

Size of the Tree: 5

Time taken to build model: 0.03 seconds

2017:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 3.018520125208599
| Mean_CHM_C < 0.6746329766377179
| | GLCM_Ang_2 < 0.0030672849119430003: graminea(41.0/0.0)
| | GLCM_Ang_2 >= 0.0030672849119430003: solo exposto(3.0/0.0)
| | Mean_CHM_C >= 0.6746329766377179: dominância de
herbácea/arbustiva(21.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.018520125208599: cobertura florestal(45.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

Área em restauração 4

2014/15:

CART Decision Tree

```

Mean_CHM_C < 3.056546835639778
|   Mean_CHM_C < 0.938957442553503: graminea(18.0/0.0)
|       Mean_CHM_C >= 0.938957442553503: dominância de
herbácea/arbustiva(12.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.056546835639778: cobertura florestal(21.0/0.0)

```

Number of Leaf Nodes: 3

Size of the Tree: 5

2016:

CART Decision Tree

```

Mean_CHM_C < 2.901019932344556
|   Mean_CHM_C < 0.6799853895106566: graminea(18.0/0.0)
|       Mean_CHM_C >= 0.6799853895106566: dominância de
herbácea/arbustiva(15.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 2.901019932344556: cobertura florestal(20.0/0.0)

```

Number of Leaf Nodes: 3

Size of the Tree: 5

2017:

CART Decision Tree

```

Mean_CHM_C < 3.0138888888888893
|   Mean_CHM_C < 0.6436170212765955: graminea(18.0/0.0)
|       Mean_CHM_C >= 0.6436170212765955: dominância de
herbácea/arbustiva(14.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.0138888888888893: cobertura florestal(23.0/0.0)

```

Number of Leaf Nodes: 3

Size of the Tree: 5

Área em restauração 5

2014/15:

CART Decision Tree

```

Mean_CHM_C < 3.017966277587546
|   Mean_CHM_C < 1.0003786080799775
| |   Mean_SAVI < -0.7562463602742815: solo exposto(5.0/0.0)
| |   Mean_SAVI >= -0.7562463602742815: graminea(123.0/2.0)

```

242

```
|           Mean_CHM_C           >=           1.0003786080799775:           dominância           de
herbácea/arbustiva(88.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.017966277587546: cobertura florestal(187.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

2016:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 3.0231477994526874
| Mean_CHM_C < 1.009765625: graminea(90.0/4.0)
| Mean_CHM_C >= 1.009765625: dominância de herbácea/arbustiva(108.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.0231477994526874: cobertura florestal(193.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 3

Size of the Tree: 5

2017:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_T < 2.895770954882082
| Mean_CHM_T < 0.97881619266953
| | Mean_Banda < 163.98345634563458: graminea(107.0/0.0)
| | Mean_Banda >= 163.98345634563458: solo exposto(4.0/0.0)
| Mean_CHM_T >= 0.97881619266953: dominância de herbácea/arbustiva(61.0/0.0)
Mean_CHM_T >= 2.895770954882082: cobertura florestal(198.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

Área em restauração 6

2014/15:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 3.0016563382172894
| Mean_CHM_C < 0.990324535647558
| | Mean_Banda < 199.37933333333334: graminea(28.0/0.0)
| | Mean_Banda >= 199.37933333333334: solo exposto(26.0/0.0)
|           Mean_CHM_C           >=           0.990324535647558:           dominância           de
herbácea/arbustiva(41.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.0016563382172894: cobertura florestal(83.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

2016:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 2.883679886707256
| Mean_CHM_C < 1.0075587043839505
| | Max_diff < 2.3110082403585057: solo exposto(10.0/0.0)
| | Max_diff >= 2.3110082403585057: graminea(47.0/0.0)
| Mean_CHM_C >= 1.0075587043839505: dominância de
herbácea/arbustiva(46.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 2.883679886707256: cobertura florestal(89.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

2017:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 2.9951730156174072
| Mean_CHM_C < 1.0260576715336396
| | Max_diff < 4.523272847069174: solo exposto(15.0/0.0)
| | Max_diff >= 4.523272847069174: graminea(68.0/0.0)
| Mean_CHM_C >= 1.0260576715336396: dominância de
herbácea/arbustiva(33.0/1.0)
Mean_CHM_C >= 2.9951730156174072: cobertura florestal(102.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

Área 7

2014/15:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 3.007243209934495
| Mean_CHM_C < 1.040897571496119
| | Max_diff < 2.4154363973479622: solo exposto(3.0/0.0)
| | Max_diff >= 2.4154363973479622: graminea(13.0/0.0)
| Mean_CHM_C >= 1.040897571496119: dominância de
herbácea/arbustiva(20.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.007243209934495: cobertura florestal(100.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

244

Size of the Tree: 7

2016:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 3.1147981127819344
| Mean_CHM_C < 1.076352332852677
| | GLCM_Corre < 0.37076012606229347: solo exposto(3.0/0.0)
| | GLCM_Corre >= 0.37076012606229347: graminea(15.0/0.0)
| Mean_CHM_C >= 1.076352332852677: dominância de
herbácea/arbustiva(20.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.1147981127819344: cobertura florestal(106.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

2017:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 3.0424462274761805
| Mean_CHM_C < 1.010417275191819
| | Max_diff < 4.606115339792572: solo exposto(3.0/1.0)
| | Max_diff >= 4.606115339792572: graminea(14.0/0.0)
| Mean_CHM_C >= 1.010417275191819: dominância de
herbácea/arbustiva(24.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.0424462274761805: cobertura florestal(148.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

Time taken to build model: 0.04 seconds

Área 8

2014/15:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 3.053859071557257
| Mean_CHM_C < 0.9825662641635384
| | Max_diff < 3.4250471663437168: graminea(8.0/0.0)
| | Max_diff >= 3.4250471663437168: area umida(7.0/0.0)
| Mean_CHM_C >= 0.9825662641635384: dominância de
herbácea/arbustiva(10.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.053859071557257: cobertura florestal(115.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

2016:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 3.376829830981792
| Mean_CHM_C < 0.9230407401756885
| | Max_diff < 3.3955268708867146: graminea(9.0/0.0)
| | Max_diff >= 3.3955268708867146: area umida(7.0/0.0)
| Mean_CHM_C >= 0.9230407401756885: dominância de
herbácea/arbustiva(8.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 3.376829830981792: cobertura florestal(97.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7

Time taken to build model: 0.07 seconds

2017:

CART Decision Tree

```
Mean_CHM_C < 2.854125889149689
| Mean_CHM_C < 0.7470726054315735
| | Mean_Inten < 3394.66620495: area umida(14.0/1.0)
| | Mean_Inten >= 3394.66620495: graminea(23.0/2.0)
| Mean_CHM_C >= 0.7470726054315735: dominância de
herbácea/arbustiva(28.0/0.0)
Mean_CHM_C >= 2.854125889149689: cobertura florestal(164.0/0.0)
```

Number of Leaf Nodes: 4

Size of the Tree: 7