



**JÚLIUS CÉSAR CERQUEIRA SILVA**

**REMOTE SENSING AND MANAGEMENT OF LEAF-  
CUTTING ANTS AND LEPIDOPTERAN DEFOLIATORS IN  
EUCALYPTUS PLANTATIONS**

**LAVRAS-MG  
2021**

**JÚLIUS CÉSAR CERQUEIRA SILVA**

**REMOTE SENSING AND MANAGEMENT OF LEAF-CUTTING  
ANTS AND LEPIDOPTERAN DEFOLIATORS IN EUCALYPTUS  
PLANTATIONS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Entomologia, área de concentração em Entomologia, para obtenção de título de Doutor.

Prof. Dr. Ronald Zanetti  
Orientador

**Lavras-MG  
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da  
Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a)  
autor(a).**

Silva, Július César Cerqueira.

Remote sensing and management of leaf-cutting ants and  
lepidopteran defoliators in eucalyptus plantations / Július  
César Cerqueira Silva. - 2021.

69 p.

Orientador(a): Ronald Zanetti.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2021.  
Bibliografia.

1. Sensoriamento remoto. 2. manejo de pragas. 3. eucalipto.  
I. Zanetti, Ronald. II. Título.

**JÚLIUS CÉSAR CERQUEIRA SILVA**

**REMOTE SENSING AND MANAGEMENT OF LEAF-CUTTING  
ANTS AND LEPIDOPTERAN DEFOLIATORS IN EUCALYPTUS  
PLANTATIONS**

**SENSORIAMENTO REMOTO E O MANEJO DE FORMIGAS  
CORTADEIRAS E LEPIDÓPTEROS DESFOLHADORES EM  
PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Entomologia, área de concentração em Entomologia, para obtenção de título de Doutor.

APROVADO em 28 de outubro de 2021

Prof. Dr. Alexandre dos Santos - IFMT

Dr. André Luiz Batista Tavares

Prof. Dr. Fausto Weimar Acerbi Junior - UFLA

Prof. Dr. José Cola Zanuncio - UFV

Prof. Dr. Ronald Zanetti  
Orientador

**Lavras-MG  
2021**

## **AGRADECIMENTOS**

À vida e o seu infinito mar de possibilidades;

À Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia, pela oportunidade de realizar este doutorado;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos;

Ao Dr. Ronald Zanetti por ser um exemplo de profissional, pela orientação, apoio, disponibilidade e confiança;

Aos meus pais, Florindo e Neuza, e meus irmãos, Vinícius e Thaís, que sempre me apoiaram nas minhas decisões, pelo exemplo e amor. Amo vocês!

À Marina, meu amore, por sempre estar do meu lado mesmo quando longe, me alegrar e me entender, e por ser a pessoa incrível a qual admiro;

À equipe da Eldorado Brasil Celulose, especialmente o Luciano Ramos e Idegrades Nunes por todo o auxílio e recurso fornecido durante as coletas de campo;

À todos meus amigos do Laboratório de Entomologia Florestal, com os quais aprendi muito!

A galera da ecologia, grandes amigos que tornaram Lavras um lugar muito mais feliz de se viver;

Ao Áriel Reis e a Gabriela Bandeira, companheiros de república que trouxeram alegria e companheirismo nesse momento de pandemia;

À todos os meus amigos e companheiros da república Remolacha;

Aos meus amigos de Pereira Barreto e Ilha Solteira que estão sempre presentes, não importando a distância ou tempo;

E à todos aqueles, que de uma forma ou de outra, passaram por minha vida durante esses mais de quatro anos e fizeram com que eu pudesse chegar até aqui!

**MUITO OBRIGADO!**

## RESUMO GERAL

Plantios de eucalipto fornecem a principal matéria prima do setor florestal brasileiro e, como em outras culturas, insetos-praga, principalmente formigas cortadeiras e os lepidópteros desfolhadores podem reduzir sua produtividade. A infestação e os danos por essas espécies precisam ser monitorados para reduzir prejuízos para os produtores, o que pode ser feito por sensoriamento remoto. Este trabalho aborda duas formas de sensoriamento remoto para o manejo de pragas florestais. No primeiro artigo, foi usado para verificar a influência da paisagem na infestação de novos ninhos de formigas cortadeiras em plantios de eucalipto. A presença de uma maior porcentagem de áreas com floresta nativa na vizinhança diminui o número de novos ninhos nas de eucalipto, ao contrário das áreas de pastagens. No segundo artigo, o sensoriamento remoto foi utilizado para detectar áreas danificadas por formigas cortadeiras e lepidópteros desfolhadores e a possibilidade de identificar danos por imagens. A acurácia para identificar áreas sadias e atacadas por esses insetos foi alta. A reflectância da luz diferiu entre áreas danificadas ou não. O padrão reflectância em áreas desfolhadas por formigas cortadeiras não foi muito distinto, mas foi diferenciado de áreas com árvores sadias na maioria das variáveis-resposta. O sensoriamento remoto pode ser utilizado no monitoramento de pragas em plantações de eucalipto.

**Palavras-chave:** Formicidae; lepidópteros; manejo, paisagem; pragas, sensoriamento remoto.

## GENERAL ABSTRACT

Eucalyptus plantations provide the main raw material for the Brazilian forest sector and, as in other cultures, insect pests, mainly leaf-cutting ants and defoliating Lepidoptera, can reduce its productivity. Infestation and damage by these species need to be monitored to reduce losses to producers, which can be done by remote sensing. This work approaches two forms of remote sensing for the management of forest pests. In the first article, it was used to verify the influence of landscape on the infestation of new leaf-cutting ant nests in eucalyptus plantations. The presence of a higher percentage of areas with native forest in the neighborhood reduces the number of new nests in the eucalyptus trees, in contrast to pasture areas. In the second article, remote sensing was used to detect areas damaged by leaf-cutting ants and Lepidoptera and the possibility of identifying damage by imaging. The accuracy to identify healthy areas attacked by these insects was high. Light reflectance differed between damaged and non-damaged areas. The reflectance pattern in areas defoliated by leaf-cutting ants was not very different, but it was differentiated from areas with healthy trees in most of the response variables. Remote sensing can be used to monitor pests in eucalyptus plantations

**Keywords:** Formicidae; lepidopterans; landscape; management, pests, remote sensing.

## LISTA DE FIGURAS

### Artigo 1

**Fig 1.** Data sampling locations in the eastern region of the Brazilian state of Mato Grosso do Sul (MS). Red dots represent the 1.5 km buffers from the limits of the 17 selected eucalyptus stands. At the bottom of the table, three buffers are seen more closely, classified in the different types of cover: Native forest (dark green), eucalyptus plantation (light green), pasture (yellow), and aquatic environments (light blue). .....25

**Fig 2.** Effect of percentage coverage of the landscape on the infestation of anthills in eucalyptus stands for the years 2017, 2018 and 2019. Asterisks (\*) indicate significant relationships. ....28

**Fig 3.** Influence of the percentage of types of landscape cover on the infestation of new leaf-cutting ant nests in the subsequent three years of sampling combined. ....29

**Fig 4.** The GLMM analysis and test of interactions between the years 2017, 2018 and 2019. The graph shows the variation in the infestation of leaf-cutting ant nests in the eucalyptus stands and the percentages of landscape coverage for each of the 3 types of coverage. The figure shows the response of the infestation to the landscape configuration over time.....31

### Artigo 2

**Figura 1** – Fotografias tiradas durante a marcação dos pontos amostrais. Na imagem **A** é mostrado a copa das árvores de uma área de eucalipto sadio. Em **B** é possível visualizar uma área com dano causado por lepidópteros, com focos de desfolha e amarelamento das folhas. Nas imagens **C** e **D** são mostradas folhas de eucalipto injuriada por lagartas, e o consequente amarelamento e necrose das folhas. A imagem **E** mostra árvore de eucalipto desfolhada por formigas cortadeiras, evidenciando a retiradas das folhas inteiras a partir do topo para baixo. Na imagem **F** é mostrado um ninho de formiga da espécie *Atta laevigatha*.....50



**Figura 2** – Comportamento médio da reflectância de cada uma das bandas e dos índices vegetativos para cada uma das classes, plantas controle (PC) e plantas danificadas por lepidópteros (PD). A imagem A mostra a comparação de árvores sadias e árvores danificadas por lepidópteros desfolhadores enquanto a imagem B mostra a comparação da reflectância entre árvores sadias e árvores danificadas por formigas cortadeiras.....54

**Figura 3** – Diferentes abordagens realizadas pelas técnicas de aprendizado de máquinas: Random Forest (RF) e Support Vector Machine (SVM). As validações das previsões são balizadas por três métricas: Acurácia da classificação (caixa vermelha), Sensibilidade (caixa verde) e Especificidade (caixa azul). .....55

**Figura 4** – Diferentes abordagens realizadas pelas técnicas de aprendizado de máquinas: Random Forest (RF) e Support Vector Machine (SVM). As validações das previsões são balizadas por três métricas: Acurácia da classificação (caixa vermelha), Sensibilidade (caixa verde) e Especificidade (caixa azul). .....56

**Figura 5** – Predições com o melhor modelo de classificação. A região em verde corresponde às áreas onde as árvores de eucalipto foram classificadas como sadias (PC), regiões em vermelho mostram áreas classificadas como danificadas por lepidópteros desfolhadores (PD).....58

**Figura 6** – Predições com o melhor modelo de classificação para formigas cortadeiras. A região em verde corresponde às áreas onde as árvores de eucalipto foram classificadas como sadias (PC), as regiões em vermelho mostram áreas classificadas como danificadas por formigas cortadeiras (PD). .....59

## LISTA DE TABELAS

### Artigo 1

**Table 1.** GLM analysis for the relationship between types of landscape cover and leaf-cutting ants infestation in eucalyptus stands in the eastern region of the state of Mato Grosso do Sul in the years 2017, 2018 and 2019. ....27

**Table 2.** GLMM analysis for the relationship between the percentage of landscape coverings and the infestation of leaf-cutting ant nests in eucalyptus stands, in the years 2017, 2018 and 2019. ....29

**Table 3.** GLMM analysis and side-by-side interactions test between the years 2017, 2018, and 2019. The table shows the dynamics between landscape coverage and ant nest infestation in eucalyptus stands between the years 2017, 2018, and 2019.....30

### Artigo 2

**Tabela 1** – Índices vegetativos como variáveis, seus acrônimos e equações. Nas fórmulas foram utilizadas as informações de reflectância das bandas azul (b), verde (g), vermelho (r) e infravermelho próximo (n) de cada um dos pontos amostrais. ....51

**Tabela 2** – Métricas e seus respectivos valores resultantes da matriz de confusão realizada para a predição. Banco de dados formado por pixels de imagens selecionadas considerando buffers de 9 metros. Resultados obtidos a partir de um modelo gerado por Random Forest com 250 árvores de decisão e um galho. ....57

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS .....	6
RESUMO GERAL .....	7
GENERAL ABSTRACT.....	8
PRIMEIRA PARTE .....	14
INTRODUÇÃO GERAL .....	14
REFERÊNCIAS .....	16
SEGUNDA PARTE .....	18
ARTIGO 1 .....	19
ABSTRACT .....	19
Introduction .....	20
Material and methods .....	22
Study area.....	22
Ant nest infestation data.....	23
Image acquisition and processing .....	24
Data Analysis.....	25
<i>Influence of landscape on ant infestation</i> .....	25
<i>General pattern of landscape influence</i> .....	26
<i>Dynamics between landscape and ant infestation</i> .....	26
Results .....	26
<i>General pattern of influence of landscape.</i> .....	28
<i>Dynamics between landscape and nest infestation</i> .....	29
Discussion.....	31
<i>Influência da paisagem na infestação de formigas cortadeiras</i> .....	31
<i>Landscape influence pattern on ant nest infestation.</i> .....	33
<i>Dynamics between landscape configuration and leaf-cutting ants infestation.</i> .....	35
References .....	37
Appendix 1 .....	43
Appendix 2 .....	44
ARTIGO 2 .....	45
1. Introdução.....	46
2. Materiais e métodos.....	47

2.1. Área de estudo.....	47
2.2. Amostragem e processamento dos dados .....	48
2.2.1 Obtenção dos dados .....	48
2.2.2. Organização dos dados.....	50
2.3. Análise dos dados .....	51
2.3.1. Análises exploratórias .....	51
2.3.2. Análise com técnicas de aprendizagem de máquina.....	51
2.3.3 Escolha de modelo e análise de predição .....	51
3. Resultados.....	52
3.1. Padrão de reflectância das classes estudadas .....	52
3.2. Análises com Aprendizagem de máquina e predição .....	54
4. Discussão .....	59
4.1. Classificação da reflectância das áreas selecionadas.....	59
4.2. Aprendizagem de máquina e predição.....	62
5. Conclusões.....	63
Referências .....	64

# **PRIMEIRA PARTE**

## INTRODUÇÃO GERAL

As monoculturas redesenham paisagens naturais ao longo do tempo (CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009; ROSA; GABRIEL; CARREIRAS, 2017), fragmentando ambientes naturais e mudanças na dinâmica dos seres vivos (BIANCHI; BOOIJ; TSCHARNTKE, 2006; MARTELLO et al., 2018; TRZCINSKI; FAHRIG; MERRIAM, 1999). Monoculturas são, constantemente, manejadas, mas não estão livres de desbalanços ecossistêmicos. A grande oferta de um tipo de recurso alimentar e a diminuição de inimigos naturais no ambiente favorece surtos populacionais de determinadas espécies, geralmente insetos (RUSCH et al., 2016). Essas espécies crescem rapidamente devido a melhores condições de desenvolvimento. Assim, a grande monocultura que ofereceu uma grande quantidade de recurso passa a sofrer com o rápido crescimento populacional desses insetos, que ao consumirem as plantas, podem gerar danos econômicos para o produtor.

A monocultura de eucalipto é a base do setor florestal brasileiro, com aproximadamente 6,97 milhões de hectares, corresponde a 77% da área de floresta cultivada (IBÁ, 2020). O grande crescimento desse setor se deve à crescente demanda por produtos derivados da madeira e da pressão da sociedade contra o desmatamento de áreas naturais. Essas questões levaram produtores a investirem em tecnologias com aumento da produtividade das áreas plantadas (DE MORAES GONÇALVES et al., 2004). Fatores importantes, como danos por insetos-praga como formigas cortadeiras e os lepidópteros desfolhadores, podem reduzir a produtividade dos plantios (PAINE; STEINBAUER; LAWSON, 2011; SANTOS et al., 2008; SCHNELL E SCHÜHLI et al., 2016).

As formigas cortadeiras são pragas-chave do eucalipto, podendo desfolhar árvores em pouco tempo, caso a população não seja controlada (ZANETTI et al., 2014). Formigas cortadeiras são insetos sociais vivendo em colônias em ninhos com divisão de trabalho por castas determinada geneticamente. Elas utilizam as folhas das plantas para alimentar um fungo simbiote que cultivam dentro dos ninhos como alimento para as formigas (DELLA LUCIA, 2011). Quando a colônia atinge a fase de reprodução, são gerados indivíduos alados e férteis são gerados que se dispersam pelo ambiente e criam novas colônias distantes do ninho de origem (FUJIHARA; CAMARGO; FORTI, 2012). No monitoramento de formigas cortadeiras, os danos dessas colônias recém-formadas podem ser difíceis de identificar, mas aumentam conforme a população de seus ninhos cresce. Por esse motivo, o monitoramento e controle realizado no campo se concentram na identificação e inativação dos ninhos dessas formigas.

Surtos de lepidópteros desfolhadores são cíclicos e de curto período. O estágio jovem destes insetos são lagartas que se alimentam das folhas das plantas com grande voracidade desfolhando grandes áreas (SANTOS et al., 2008). A forma adulta é alada, se dispersando por grandes distâncias até se reproduzirem e gerarem novos focos de infestação (SANTOS et al., 2008; ZANUNCIO, 1993; ZANUNCIO et al., 2014).

Fatores que influenciam a dinâmica populacional dentro das áreas cultivadas devem ser entendidos para controlar a população desses insetos-pragas, e conseqüentemente, reduzir os danos causados por eles. Então, o monitoramento contínuo desses fatores possibilita maior previsibilidade e segurança no manejo e o sensoriamento remoto pode ajudar nisso.

A utilização do sensoriamento remoto na agricultura se expande para diferentes culturas e finalidades. Na medida em que a tecnologia avança. Nos últimos anos, essa tecnologia tem sido aplicada no monitoramento de incêndios, doenças, controle nutricional de plantas e no monitoramento de pragas (ABD EL-GHANY; ABD EL-AZIZ; MAREI, 2020; JOHANSEN et al., 2018; RULLAN-SILVA et al., 2013; STONE; MOHAMMED, 2017). O sensoriamento remoto se baseia no processamento da radiação eletromagnética refletida pela superfície terrestre, formando imagens e extraindo informação a partir da identificação do comportamento espectral das estruturas (ABD EL-GHANY; ABD EL-AZIZ; MAREI, 2020).

As imagens geradas podem ser utilizadas para visualizar rapidamente a paisagem onde o cultivo está inserido ou como servir de base de dados para processos analíticos. A identificação e classificação do padrão espectral das injúrias causadas diretamente pelos insetos nas plantas ou pelas respostas fisiológicas das plantas geradas em função do ataque é outra aplicação do sensoriamento remoto (HALL et al., 2017). Os fatores que alteram os aspectos saudáveis da planta são captados nas imagens por sensores em aviões, drones ou satélites. Essas imagens precisam ser analisadas para detectar a presença das pragas no plantio durante o monitoramento. Como as imagens obtidas pelo sensoriamento podem cobrir grandes áreas, pode se tornar mais rápido e o controle mais efetivo (RULLAN-SILVA et al., 2013).

A utilização de imagens de satélite para identificar danos por insetos em florestas é uma prática estabelecida, principalmente em florestas temperadas de países do hemisfério norte (GARTNER et al., 2015; HALL et al., 2017; HURLEY et al., 2004; PRICE et al., 2013), diferente do que ocorre no Brasil.

O objetivo foi abordar duas formas de se utilizar o sensoriamento remoto no manejo de insetos-pragas, como formigas cortadeiras e lepidópteros desfolhadores, em plantios comerciais de eucalipto: 1) para verificar a influência da paisagem na infestação de novos ninhos de formigas cortadeiras em plantios de eucalipto; e 2) para detectar áreas atacadas por formigas cortadeiras e lepidópteros desfolhadores e a possibilidade de identificar focos de dano através das imagens.

## REFERÊNCIAS

- ABD EL-GHANY, N. M.; ABD EL-AZIZ, S. E.; MAREI, S. S. A review: application of remote sensing as a promising strategy for insect pests and diseases management. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 27, p. 33503–33515, 2020.
- BIANCHI, F. J. J. A.; BOOIJ, C. J. H.; TSCHARNTKE, T. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 273, n. 1595, p. 1715–1727, 2006.
- CARVALHO, F. M. V.; DE MARCO, P.; FERREIRA, L. G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1392–1403, 2009.
- DE MORAES GONÇALVES, J. L. et al. Silvicultural effects on the productivity and wood quality of eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 193, n. 1–2, p. 45–61, 2004.
- DELLA LUCIA, T. M. C. **As formigas cortadeiras: da bioecologia ao manejo**. Viçosa - Brazil: Editora UFV, 2011.
- FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. **Functional Ecology**, v. 21, n. 6, p. 1003–1015, 2007.
- FUJIHARA, R. T.; CAMARGO, R. DA S.; FORTI, L. C. Lipid and energy contents in the bodies of queens of *Atta sexdens rubropilosa* Forel (Hymenoptera, Formicidae): Pre-and post-nuptial flight. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 56, n. 1, p. 73–75, 2012.
- GARTNER, M. H. et al. Detection of mountain pine beetle-killed ponderosa pine in a heterogeneous landscape using high-resolution aerial imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 36, n. 21, p. 5353–5372, 2015.
- HALL, R. J. et al. Remote sensing of forest pest damage: a review and lessons learned from a Canadian perspective. v. i, n. 2016, 2017.
- HURLEY, A. et al. Identifying gypsy moth defoliation in Ohio using Landsat data. **Environmental and Engineering Geoscience**, v. 10, n. 4, p. 321–328, 2004.
- IBÁ. Brazilian tree industry annual report - base year 2019. **Associação Brasileira de Árvores**, p. 160, 2020.
- JOHANSEN, K. et al. Using GeoEye-1 imagery for multi-temporal object-based detection of canegrub damage in sugarcane fields in Queensland, Australia. **GIScience and Remote Sensing**, v. 55, n. 2, p. 285–305, 2018.
- MARTELLO, F. et al. Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. **Scientific Reports**, v. 8, 3286, 2018.
- PAINE, T. D.; STEINBAUER, M. J.; LAWSON, S. A. Native and exotic pests of eucalyptus: A worldwide perspective. **Annual Review of Entomology**, v. 56, n. 1, p. 181–201, 2011.



- PRICE, D. T. et al. Anticipating the consequences of climate change for Canada's boreal forest ecosystems<sup>1</sup>. **Environmental Reviews**, v. 21, n. 4, p. 322–365, 2013.
- ROSA, I. M. D.; GABRIEL, C.; CARREIRAS, J. M. B. Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 17, n. 6, p. 1687–1699, 2017.
- RULLAN-SILVA, C. D. et al. Remote monitoring of forest insect defoliation. A review. **Forest Systems**, v. 22, n. 3, p. 377–391, 2013.
- RUSCH, A. et al. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 221, p. 198–204, 2016.
- SANTOS, G. P. et al. Eucalipto: Pragas do eucalipto. **Informe Agropecuário**, v. 29, n. 242, p. 43–64, 2008.
- SCHNELL E SCHÜHLI, G. et al. A review of the introduced forest pests in Brazil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 5, p. 397–406, 2016.
- STONE, C.; MOHAMMED, C. Application of remote sensing technologies for assessing planted forests damaged by insect pests and fungal pathogens: a review. **Current Forestry Reports**, v. 3, n. 2, p. 75–92, 2017.
- TRZCINSKI, M. K.; FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. **Ecological Applications**, v. 9, n. 2, p. 586–593, 1999.
- ZANETTI, R. et al. An overview of integrated management of leaf-cutting ants (Hymenoptera: Formicidae) in Brazilian forest plantations. **Forests**, v. 5, n. 3, p. 439–454, 2014.
- ZANUNCIO, J. C. et al. Population dynamics of Lepidoptera pests in eucalyptus urophylla plantations in the Brazilian Amazonia. **Forests**, v. 5, n. 1, p. 72–87, 2014.
- ZANUNCIO, J. C. **Manual de pragas em Florestas - Lepidoptera desfolhadores de eucalipto: biologia, ecologia e controle**. [s.l.] Folha de Viçosa Ltda, 1993.

**SEGUNDA PARTE**

## ARTIGO 1

Preparado conforme as normas da revista Environmental Entomology (versão preliminar)

# INFESTATION OF LEAF-CUTTING ANTS IN EUCALYPTUS PLANTATIONS: A LANDSCAPE APPROACH

J. C. C. Silva and R. Zanetti

Departamento de Entomologia, Universidade Federal de Lavras, Caixa Postal 3037, 37200-900, Lavras, Minas Gerais, Brazil;

### ABSTRACT

Landscape changes affect the performance of ecosystem services by different species and pest suppression in agricultural environments. The cultivation of eucalyptus increased in recent years, changing the landscape composition of the areas. Insects damage Eucalyptus plantations with leaf-cutting ants as most important group in Brazil. The objective of this work is to investigate if the landscape composition can influence the infestation by leaf-cutting ants of the *Atta* genus in eucalyptus. The density of new *Atta* nests was collected in 17 eucalyptus stands in the years 2017, 2018 and 2019. A 1.5 kilometer buffer was created from the perimeter of each field. The different types of landscape coverage were identified and quantified with their percentages within the buffer. Three cover types were pastures, eucalyptus plantations and native forest. Relationships were found between the percentage of landscape types and leaf-cutting ant infestation. The infestation within eucalyptus areas tends to increase as the percentage of forest in the landscape decreases. The landscape with more pastures and eucalyptus plantations favoured the colonization of leaf-cutting ants with an increase in infestations in the adjacent stands. Eucalyptus plantations are less susceptible to leaf-cutting ants with reduced edges of stands and roads with bare soil.

**Key words:** colonization, Dispersion; Formicidae; land-cover.

## Introduction

The fragmentation of and transformation of natural habitats into anthropized environments are the main factors changing the landscape configuration (Rosa et al. 2017). The spatial distribution of different environment types in the landscape can change the connectivity degree between them (Baguette and Van Dyck 2007). This connectivity can influence the performance of dispersion and the execution of ecosystem services, such as pollination, material decomposition, and biological control (Fahrig 2007, Mitchell et al. 2013, Veres et al. 2013). Landscape composition affect natural enemies efficiency to suppress pests (Bianchi et al. 2006).

A landscape is a set of patches with identifiable land cover types (Fahrig et al. 2011). It is possible to divide the landscape into two categories, the first being *habitat*, an appropriate environment for the survival and development of a species, and the *matrix*, a more hostile or inappropriate environment for its survival (Boesing et al. 2018). Animals of different species tend to avoid the matrix or stay as short as possible in this environment, with the landscape playing a decisive role in the dispersion success (Fahrig 2007).

Human actions has been affecting landscape configuration , mainly by agricultural and livestock expansion (Carvalho et al. 2009, Rosa et al. 2017). Natural environments are fragmented and transformed, being replaced by more simplified ones, such as monocultures, constantly managed with human interventions (Bianchi et al. 2006). These interventions range from agricultural pest control practices to irrigation and harvesting cycles. Changes in land use cause changes in environmental characteristics, such as temperature (Prevedello et al. 2019), resource availability (Nosetto et al. 2012), water and soil characteristics (Scott et al. 2005, Maquere et al. 2008) and hence, on biodiversity (Barnes et al. 2014, Newbold et al. 2015, Iezzi et al. 2018) and ecological services, such as biological control (Rusch et al. 2016). These changes in the landscape can hinder or facilitate the species movement by changing the configuration between habitat and landscape matrix. As a result, these actions affects transformed areas and their neighbouring ones (Iezzi et al. 2018).

Agricultural undertakings are generally based on planting monocultures which cause simplification of the environment. This simplification is a determining factor in the emergence of pest species, most commonly insects, which are attracted or benefited from the large production of a given resource and the reduction of conditions suitable for the survival of its natural enemies (Tschardt et al. 2005). The process of transformation and simplification of the landscape has a clear negative effect on biodiversity (Newbold et al.

2015, Queiroz et al. 2020). However, there is still no consensus on the effects that these environmental changes have on ecosystem services (Tscharntke et al. 2005, Poveda et al. 2012, Mitchell et al. 2013, Rusch et al. 2016). This knowledge gap is even greater when dealing with the effects on ecosystem services performed in cultivated (Gagic et al. 2018). Most of the studies dealing with the effect of the landscape in agricultural areas are carried out in the United States and Europe (Bianchi et al. 2006, Veres et al. 2013, Rusch et al. 2016), both countries in the northern hemisphere, with a different climate and biodiversity from those found here in Brazil. The presence of natural areas close to the cultivation areas promotes an apparent positive effect on pest control in agricultural areas. Despite this, few studies quantify the population density of pests.

In Australia, a landscape with native vegetation tends to increase the number of natural enemies in areas of cultivation, while exotic cultures generate an increase in arthropod-pests (Gagic et al. 2018). In this context, landscapes with arboreal vegetation have a greater capacity to suppress pests or contribute to biological control carried out within cultivated areas than landscapes with herbaceous vegetation (Gagic et al. 2018). However, an important fact that needs to be considered is that most areas of native tree vegetation in Australia are composed of *Eucalyptus* species (COAG Standing Council on Environment and Water 2012), which is an exotic plant in Brazil and is implanted almost exclusively in monoculture systems (Hart and Santos 2015). Thus, the staggering of the results found in Australia or countries of the northern hemisphere for the reality of Brazilian landscapes may not be adequate.

In Brazil, the cultivation of forest species such as eucalyptus has increased greatly in the last decade (IBA, 2018), due to the increase in the international demand for wood products and the pressure of society against deforestation of natural forest environments (Drigo 2005). However, this increase still translates into a transformation of large areas of vegetation cover, changing the landscape configuration (Hart and Santos 2015, Queiroz et al. 2020). Like any monoculture, commercial planting of forest species brings inherent characteristics of an environment with less plant biodiversity, such as a simplified environment, an increase in the availability of a certain plant species, and a decrease in competition and biological control by natural enemies (RUSCH et al., 2010; CALVIÑO-CANCELA; RUBIDO-BARÁ; VAN ETTEN, 2012; MARTELLO et al., 2018). These factors can favor conditions for the rapid growth of the population of an herbivorous species, which can cause economic damage to producers (Zanuncio et al. 2014). Among the species of herbivores-pests of the eucalyptus plantations, the leaf-cutting ants of the genera

*Atta* and *Acromyrmex* stand out, being considered the most important pests of this plantations (Zanetti et al. 2014).

Leaf-cutting ants are social insects that use plant materials to grow a symbiotic fungus inside nests built underground or in the litter (Della Lucia 2011). This fungus is the food base of these ants. Defoliation by ants decreases the photosynthetic capacity of plants, reducing their growth and can cause damage to producers (Zanetti et al. 2003). The production of eucalyptus wood reduces from 0.04 to 0.13m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> for each square meter of loose soil of ant nest (Souza et al. 2011), justifying their control (Montoya-Lerma et al. 2012, Zanetti et al. 2014).

The leaf-cutting ants in commercial plantations are controlled every year with insecticides, however new colonies appear annually with the arrival of winged ants from neighbouring areas (Della Lucia and Amaral 2020). The nuptial flight is an annual phenomenon in the rainy season when mature ant colony produce fertile winged individuals, which leave their original colony to copulate and establish a new nest in another location (Fujihara et al. 2012).

The focus of this work is to understand how the landscape influences the infestation of leaf-cutting ants within eucalyptus plantations, and how the different soil cover types alter this dynamic. This knowledge can assist to choosing new areas to cultivate or the planning the spatial configuration of the eucalyptus, aiming to reduce the infestation, damage, control costs, and the application of chemical insecticides in the environment against leaf-cutting ants.

## **Material and methods**

### **Study area**

The work was carried out in 17 cultivation stands of *Eucalyptus* sp. in the Três Lagoas region, east of the state of Mato Grosso do Sul, Brazil (Figure 1 e Appendix 2). This region is within the Cerrado biome. The Cerrado is the second largest Brazilian biome and is considered a global biodiversity hotspot. It encompasses a set of different ecosystems, such as savannah, fields and forests (KLINK and MACHADO 2005). It is one of the most threatened biomes, suffering a great influence from human interference. In the study region, the landscape is predominantly divided between exotic pasture areas, eucalyptus forest plantations and areas of native vegetation. Fragments of native vegetation are generally restricted to permanent protected areas (APPs), riparian forests and legal reserves, presenting mostly arboreal vegetation called Cerradão. These forests are formed by

sclerophilous trees, with a tortuous stem and thick bark, with a height between 8 and 15 meters, allowing the formation of a differentiated shrub understory (Embrapa 2020). Among the most representative families are Fabaceae, Myrtaceae, Bignoniaceae, and Annonaceae, in which it is possible to highlight species such as *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville, *Handroanthus ochraceus* (Cham) Mattos, *Jacaranda cuspidifolia* Mart., *Andira vermífuga* Mart., and *Xylopia Aromatica* (Lam) Mart. (Neto 2018).

Eucalyptus plantations were composed of two species: *Eucalyptus grandis* e *E. urophylla*, with spacing between trees of 3.5 meters by 2.5 meters. The average age for cutting is 7 years, reaching a height of just over 20 meters.

The native savannah vegetation of the Cerrado was mostly replaced by exotic pastures such as *Brachiaria* for use in livestock (Brossard and Barcellos 2005), occupying much of the landscape coverage in the region. The climate of the region is classified according to Koppen-Geiger as a tropical savannah with dry winter (Aw), having a rainy season in the summer, from November to April, and a dry season in the winter, from May to October.

Each selected area was an eucalyptus stand between 20 and 65 ha, and aged between 3 and 4 years, in the first year of sampling. Data were collected in three consecutive years: 2017, 2018, and 2019.

### **Ant nest infestation data**

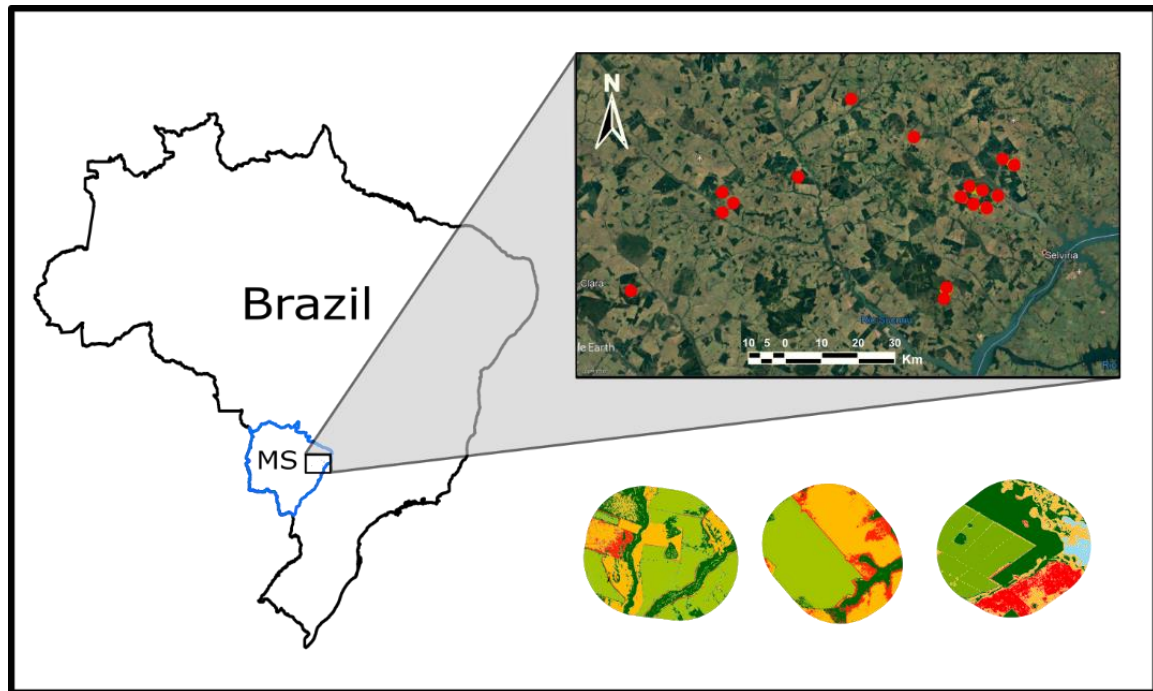
Transects nine meters wide and with the same length as the field planting line, spaced every 96 meters, were established in each plot. The number of newly formed leaf-cutting ant nests of the species *Atta sexdens* and *Atta laevigata* were counted in each transect, in the years 2017, 2018, and 2019. The newly formed active nests are characterized by a single mound of loose funnel-shaped soil, usually not more than 20 cm in diameter. These nests are the result of the colonization of ants that left for the nuptial flight in the previous year. The total number of nests in each transects was divided by the area of transects to obtain the density of new nests in each plot (in nests/ha) with this value being treated as the infestation from now on. This relativization of the data makes it possible to compare the areas regardless of the size of the stands.

### **Image acquisition and processing**

Landscape data were obtained using Planet satellite images with 3 meters of spatial resolution (Planet 2021). These images were used to categorize the landscape into six different types of cover: native forest, eucalyptus plantation, pasture, bare soil, water and others. The bare soil cover, water, and others land cover presented very small portions of the landscape, not being used in analysis. The classification was carried out by collecting 15 training samples from localities with a known type of land cover, generating a pixel pattern, which was used to automatically classify each image. The maximum likelihood analysis was used to generate the class of each land cover. The results obtained in the automatic classification were later supervised and changed when necessary, in order to portray the landscape with more fidelity. After classification, the image file (raster) was vectorized, being transformed into a shapefile. With this file, a 1.5 km long buffer was created from the perimeter of each of the selected stands, representing the area of direct influence of the landscape on the stand. Winged ants of the *Atta* genus supposedly can fly up to a distance of 11 km, in a 140-minute flight in an unobstructed environment (Jutsum and Quinlam, 1978). Taking into account natural conditions that can make flying difficult, such as trees, wind speed or the fast meeting of a mating partner, we chose to reduce the buffer area to a radius of 1.5 km from the boundaries of each selected stands. With the delimitation of the buffer from the field boundaries it was possible to standardize an area of influence proportional to the size of each field selected.

Once the buffers were delimited, it was possible to obtain the percentage of coverage within the buffer for each of the three types of coverage used. The analysis on the influence of the landscape on the number of new anthills in the stands was carried out with the percentages of coverage of native forest, eucalyptus plantation, and pasture. These environments are predominant in the region and, consequently, inside the buffers as well. This procedure was carried out in all stands selected for the three years of sampling so that a better portrait of the landscape was obtained each year. All images were processed using the ArcMap software, within the ArcGIS software package.





**Fig 1.** Data sampling locations in the eastern region of the Brazilian state of Mato Grosso do Sul (MS). Red dots represent the 1.5 km buffers from the limits of the 17 selected eucalyptus stands. At the bottom of the figure, three buffers are seen more closely, classified in the different types of cover: Native forest (dark green), eucalyptus plantation (light green), pasture (yellow), and aquatic environments (light blue).

### Data Analysis

All analyzes of this work were performed using the R software (R CORE, 2020). The normality of distribution of infestation data was verified with Shapiro-Wilk test. A Spearman correlation analysis was performed to verify the existence of a correlation between landscape variables, using the ‘psych’ package (Appendix 1).

#### *Influence of landscape on ant infestation*

A generalized linear model analysis (GLM) was performed to assess the influence of the landscape in the infestation of leaf-cutting ants in the eucalyptus stands in the three years of sampling separately. The models were created using the percentages of each landscape cover type as an explanatory variable, and the nest infestation (total number of initial nests divided by plot size in hectares) as the response variable. The analysis were performed separately per year with 17 sample points for 2017 and 2019 and 16 for 2018. The models were adjusted with a tweedie distribution family, suitable to generate models with continuous data and a large number of zeros. The possibility to configure the “power parameter”, which can specify the distribution most compatible with the data is an

advantage of the tweedie distribution. The power parameter was specified with a value of 2 corresponding to a Gamma-type distribution. The *vegan*, *MASS*, *tweedie*, and *statmod* were the packages used for these analysis (Smyth 1998, Venables and Ripley 2002, Dunn 2017, Oksanen et al. 2019).

#### *General pattern of landscape influence*

An analysis was performed using mixed generalized linear models (GLMM) to verify the existence of a pattern in the influence of the landscape on leaf-cutting ants infestation in eucalyptus plantations. Fifty-one samples were used in this analysis, referring to 17 sample points per year. Nest density was the response variable and the percentage of native forest cover, eucalyptus plantation and pasture as the predictor variables. The number of the point and the year were placed as random variables because the sample points are the same for the three years, and the analysis considered the effect of the temporal replications. Tweedie data distribution and the *lme4* package were used (Bates et al. 2015).

#### *Dynamics between landscape and ant infestation*

A GLMM analysis were performed with the infestation (nest density), the percentage of native forest, eucalyptus plantation and pasture as the response variable and the year of sampling, as a predictor variable, using the tweedie distribution to verify the dynamics of the infestation over the years and its relationship to the landscape. Subsequently, significant differences between the years were obtained using a chi-square test for pairs between the samples per year. The analysis were performed using the packages *lme4*, *phia*, *tweedie*, and *statmod* (Rosario-Martinez et al. 2015).

All graphs were generated using the *ggplot2* package (Wickham 2016).

## **Results**

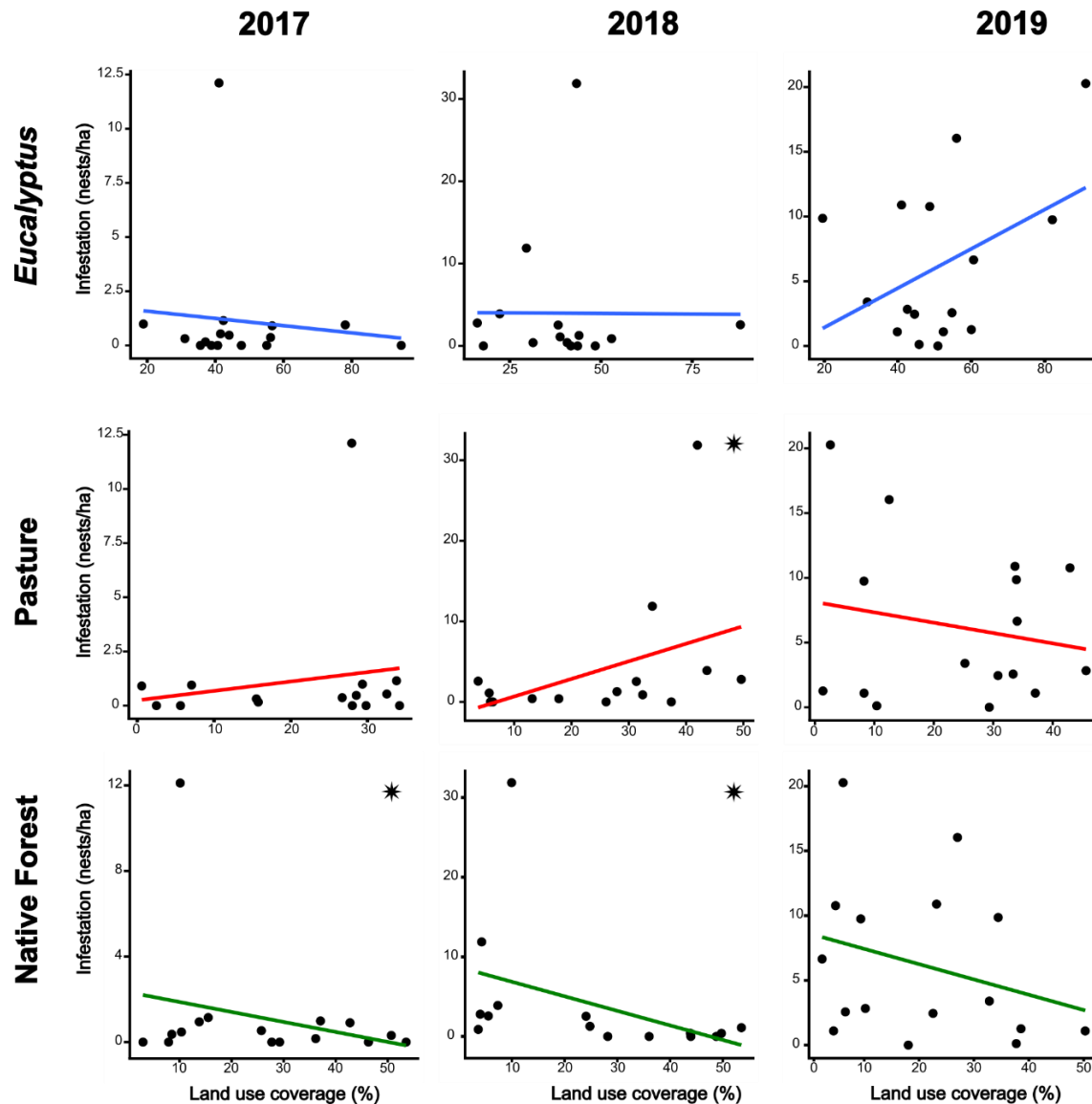
The percentage of each coverage type within the buffer was greater than 60% with highest values of 58% in 2017, 60% in 2018 and 52% in 2019 (Annex 1). This correlation is acceptable (Dormann et al. 2013) because it is a region with a predominance of monocultures. This allowed the use of the three coverage types in the analysis of landscape influence.

*Influence of landscape on infestation*

The types of landscape cover affected the density of new leaf-cutting ant nests in the years 2017 and 2018 (Table 1 and Figure 2). The variation in the percentage of eucalyptus within the area of effect of the buffer was similar between the three years, but with a tendency of increase infestation as its percentage of coverage increased in 2019. The percentage of pasture correlated with infestation in the years 2017 and 2018 with higher values in the last year. In 2019, unlike previous years, the percentage of pasture tended to decrease the number of new nests found, although without significance. A negative relationship was found for the variation in the percentage of coverage of native forest and infestation in eucalyptus areas in the three years of sampling. This negative relationship was significant in 2017 and 2018.

**Table 1.** Results of GLM analysis for the relationship between types of landscape cover and leaf-cutting ants infestation in eucalyptus stands in the eastern region of the state of Mato Grosso do Sul in the years 2017, 2018 and 2019

Year	Landscape cover	Estimates	std error	T	P
2017	Forest	-0,0580	0,0262	-2,214	0,0439
	Eucalyptus	-0,0304	0,0349	-0,870	0,3990
	Pasture	0,0553	0,0460	1,202	0,2490
2018	Forest	-0,0692	0,0220	-3,141	0,0078
	Eucalyptus	-0,0010	0,03357	-0,030	0,9760
	Pasture	0,0630	0,0261	2,412	0,0314
2019	Forest	-0,0264	0,0177	-1,489	0,1587
	Eucalyptus	0,0140	0,0142	0,985	0,3410
	Pasture	-0,0115	0,0165	-0,695	0,4984



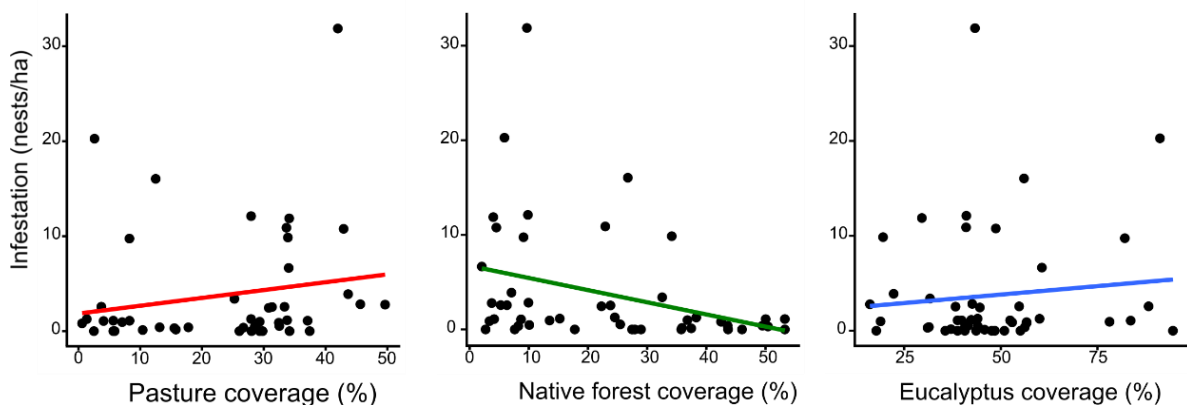
**Fig 2.** Effect of percentage coverage of the landscape on the infestation of anthills in eucalyptus stands for the years 2017, 2018 and 2019. Asterisks (\*) indicate significant relationships.

*General pattern of influence of landscape.*

A significant effect was found in the analysis with all data and years to identify a possible influence of the three types of land cover (Table 2 and Figure 3). The variation in the coverage of native forest surrounding the stands correlated significantly with a negative effect, that is, percentage of native forest increases in the landscape decreased in the number of new ant nests within this eucalyptus stand. The coverage of pasture and eucalyptus plantations generated a positive trend in nest infestation, demonstrating that the increase in their coverage can become an important source of new nests although without significance.

**Table 2.** Results of the GLMM analysis for the relationship between the percentage of landscape coverings and the infestation of leaf-cutting ant nests in eucalyptus stands, in the years 2017, 2018 and 2019

Landscape cover	Estimate	Std. Error	T	Pr(> z )
Native forest	-0.05033	0.01651	-3.049	0.0023*
Eucalyptus	-0.00563	0.014065	-0.4	0.689
Pasture	0.02342	0.01906	1.229	0.219



**Fig 3.** Influence of the percentage of types of landscape cover on the infestation of new leaf-cutting ant nests in the subsequent three years of sampling combined.

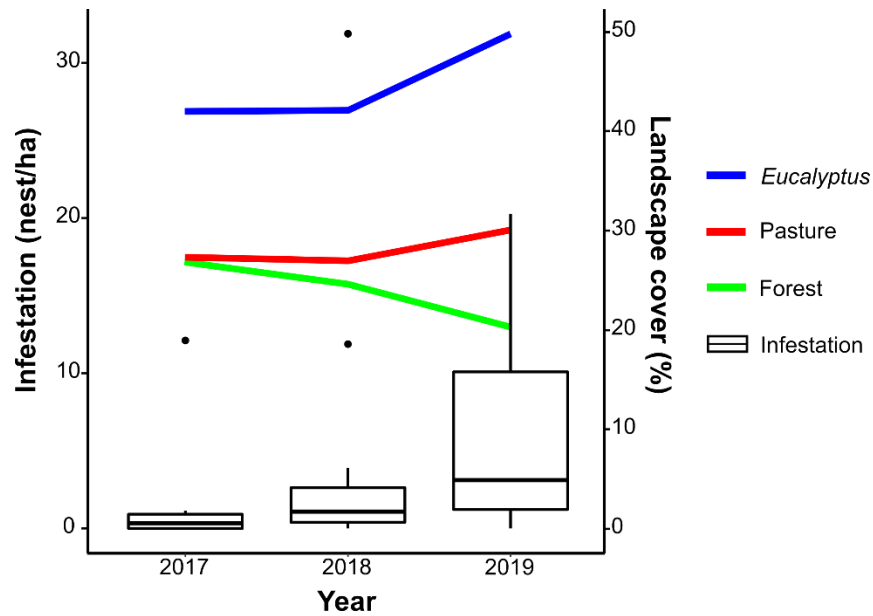
#### *Dynamics between landscape and nest infestation*

The infestation over time increased mainly in the third year of sampling (Table 3 and Figure 4). The area with eucalyptus plantations was always greater than the other three types of land cover with around 43% in 2017 of the landscape and increasing to 50% in 2019. Pasture and native forest coverage in 2017 were around 28% and 28%, with a minor

drop in 2018 for both and increasing to around 31% and 20% in 2019, respectively. The variation in the percentage of coverages did not differ between the sampled years.

**Table 3.** Results of the GLMM analysis and side-by-side interactions test between the years 2017, 2018, and 2019. The table shows the dynamics between landscape coverage and ant nest infestation in eucalyptus stands between the years 2017, 2018, and 2019

<b>Response variable</b>	<b>Comparison years</b>	<b>Value</b>	<b>Chisq</b>	<b>Pr(Chisq)</b>
Infestation	2017-2018	0.2705	12.977	0.0003153*
	2017-2019	0.0834	46.845	7.68 E-12*
	2018-2019	0.3083	10.51	0.0011871*
Eucalyptus	2017-2018	1.1043	1.4690	0.22550
	2017-2019	0.9181	1.0905	0.29636
	2018-2019	0.8314	5.0909	0.02405*
Pasture	2017-2018	0.9012	0.3302	0.5655
	2017-2019	0.8043	1.4491	0.2287
	2018-2019	0.8924	0.3958	0.5293
Native forest	2017-2018	1.1801	1.0519	0.30506
	2017-2019	1.3581	3.5946	0.05797
	2018-2019	1.1508	0.7574	0.38413



**Fig 4.** The GLMM analysis and test of interactions between the years 2017, 2018 and 2019. Variation in the number of leaf-cutting ant nests in the eucalyptus stands and the percentages of landscape coverage for each of the three types of coverage. Infestation of landscape configuration over time.

## Discussion

### *Influência da paisagem na infestação de formigas cortadeiras*

The variation in the percentage of each landscape cover type influences differently the density of new leaf-cutting ant nests found in eucalyptus stands. The coverage value of eucalyptus plantations in the landscape did not correlated with the infestation of leaf-cutting ants but with different trend each year. In 2017, a negative relationship was found between the infestation and the increase in the percentage of eucalyptus in the landscape. This trend became neutral in 2018, and positive in 2019. The duality found in monocultures is important to understand the importance of studying their interactions with biodiversity. Leaf-cutting ants are recurrent pests in eucalyptus plantations, due to the favourable environment that these places provide for the development of the ant colony (Montoya-Lerma et al. 2012). The simplified environment with a large food supply in monocultures, reduced population of natural enemies and competitors favoring some species to develop more quickly (Altieri and Letourneau 1984). Pest monitoring and control activities are carried out annually in eucalyptus stands (Zanetti et al. 2014) but ant colonies are controlled in the dry season when above the control level. Adult nests that would produce winged

colonizers in the spring die or have their activity reduced (Forti et al. 2007), producing a smaller number of new nests.

The positive effect of the increase in resources can be neutralized by the control practices applied. This would probably increase the importance of the composition of the rest of the landscape, as their influence could change this balance.

The percentage of pasture in the landscape inside the buffer showed a positive relationship with the infestation in the first two years analyzed. The infestation of new nests increased with the increase in pasture coverage in 2017 and 2018, but with a negative relationship only in the last one. Pastures favor the development of some species of the genus *Atta* (Montoya-Lerma et al. 2012, Costa and Vieira-Neto 2016) as *s Atta laevigata* commonly that become pests in these environments, but they can also establish themselves in planted forests of eucalyptus and other crops (Montoya-Lerma et al. 2012, Zanetti et al. 2014, Costa and Vieira-Neto 2016). This species is quite common in the study region (field observations). In addition, there is the fact that the control of leaf-cutting ants is not a common practice in pastures, therefore, it is rarely used (Della Lucia and Amaral 2020). In these areas, ant nests can develop for years, reaching the reproduction stage. Consequently, in the flight period, eucalyptus stand surrounded by a landscape with a lot of pasture may be more susceptible to receiving ants from adjacent areas. These factors may have resulted in the positive relationship between the increase in landscape cover by pastures and the infestation of leaf-cutting ants within the eucalyptus in 2017, and 2018.

The effect that pasture had on leaf-cutting ants also changed in 2019. Although this relationship is not significant, the trend observed in previous years changed to a negative effect. Some species of leaf-cutting ants prefer to establish their nests in open environments (Vasconcelos et al. 2006), which can make pasture environments more likely to receive a large number of founding queens during the flock season.

The native forest maintained a negative relationship with the infestation for the three years sampled. The Cerrado is one of the most biodiverse biome in Brazil (Myers et al. 2000) with great diversity of plant and animal species. Such environments generate an evenness of the population of the species, hindering a large population growth of few species. The density of leaf-cutting ants tends to be lower in adult forests (Vasconcelos and Cherrett 1995) and larger at the edge of the forests (Wirth et al. 2007).

Several factors may contribute to inhibit the development of the nests, such as greater diversity of resources, greater competition and increased biological control. Leaf-cutting ants are usually selective, looking for the most suitable plant material for the



development of the symbiotic fungus (Vasconcelos and Cherrett 1996, Mundim et al. 2009, Saverschek et al. 2010). Because of this, ants spend more time and energy to find the right resource to take to the colony in natural environments, since the material found is not always ideal for the their fungus growth (Camargo et al. 2003). The biological control performed by other species works as an important factor in the population control of leaf-cutting ants. Ants are often included in the diet of birds, mammals and other invertebrates (Rao 2000, Montoya-Lerma et al. 2012). Some species of *Atta* are hosts of parasitoid insects, such as the flies of the Phoridae family, which ovoposit inside the ants' heads (De Almeida et al. 2008, Elizalde and Folgarait 2012, Farder-Gomes et al. 2020). The scarab beetle *Canthon virens* attack winged females at the nuptial flight. This beetle decapitates the ant and inserts an egg into its gaster, where a larva will hatch and feed on the ant's tissues (Hertel and Colli 2012, Montoya-Lerma et al. 2012). These regulatory factors can make natural forests less favourable environments for the development of *Atta* colonies or more hostile to winged forms.

These facts suggest that native forest areas can be a matrix in the landscape difficulting ants to spread among their habitat areas. However, studies that analyze the effect of the spatial configuration landscape cover are necessary to define the importance of native forests to the passage of ants.

#### *Landscape influence pattern on ant nest infestation*

Analysis on the data sampled in the three years showed a better idea of the landscape influences on the formation of new anthills in the eucalyptus stands. Although the combined analysis of data on pasture cover and eucalyptus plantation showed a positive trend in relation to the infestation of anthills found in eucalyptus trees, their relationships were not statistically significant. This relationship varied per year, the union of the data did not show a conclusive trend in the relationships for these types of coverage. More simplified landscapes, dominated by cultivated areas, may have 46% lower level of pest control than complex landscapes (Rusch et al 2016). This may suggest that a landscape composed of areas of eucalyptus or pasture is, in a way, more friendly habitats for leaf-cutting ants in this region, where the boundaries between these two types of habitat do not imply a barrier (Fahrig 2007). The dispersion movement is a balance between risks and benefits and at the time of the nuptial flight, the female ants fly searching of a suitable environment for the formation of a new colony, far from their original nest (Della Lucia 2011), and with lower competition between the descendants of the same colony.

The percentage of native forest in the landscape was correlated with the infestation of leaf-cutting ants. More complex environments favours population of natural enemies, which often suppress pests within agricultural crops (Bianchi et al. 2006). The native forest could act as a barrier, preventing the arrival of colonizing females in the surrounding eucalyptus areas. A type of vegetation can become a barrier when its characteristics are not optimal for the development of a species or when it has a large number of predators and natural enemies (Fahrig 2007). The density of ant nests was lower in stands with corridors of native vegetation (Zanetti et al. 2000). On the other hand, stands close to large forest fragments had a higher density of anthills. It is possible that the configuration of native forests in the landscape may vary the type and intensity of their influence on pest infestation within crops, since the landscape configuration can influence the biodiversity (Fahrig et al. 2011, Perović et al. 2015, Rusch et al. 2016). However, the fragmentation and reduction of natural areas can affect the performance of ecological regulatory functions such as biological control (Pardini et al. 2010, Turner et al. 2013, Magioli et al. 2015, Muylaert et al. 2016). These factors may explain the pattern found in the results of this work. In this context, it would be interesting to increase the coverage of native forest in the areas neighbouring the eucalyptus stands, aiming to reduce the infestation by leaf-cutting ants. Such planting would increase the complexity of the landscape, lost in areas of large monocultures, which helps in preventing pest outbreaks (Carnus et al. 2006). The decrease in infestation would consequently reduce pest control costs and lower use of chemical insecticides that are harmful to the environment. However, studies are still needed to determine how best to use native forests to serve as suppressive mechanisms for the infestation of leaf-cutting ants and other pests in management strategies. The native forest cover showed a consistent pattern of influence corroborating those found in studies carried out in Australia, where native tree vegetation promotes greater pest suppression, possibly due to increased biological control (Gagic et al. 2018).

The effects of the landscape are not restricted to the size of the area of influence (buffer) in this work, and that the eucalyptus stands may have suffered interference from more distant areas. It is worth remembering that winged ants can fly for a distance greater than 1.5 km between the original nest and the new colony's foundation site (Della Lucia 2011). Therefore, it is necessary to carry out studies with a multiscale approach to better understand the area of influence that the patterns found in this work have.

*Dynamics between landscape configuration and leaf-cutting ants infestation.*

The similar percentage of cover types remained very similar between 2017 and 2018, but with a marginally significant drop from 2017 to 2019 and with a significant increase in the percentage of eucalyptus coverage within the buffers. Infestation of new ant nests increased in the three years of sampling, with greater growth from 2018 to 2019.

The variation in coverage percentages may have been due to the change in soil types over the years when areas with recently cut or newly planted eucalyptus plantations in 2017 were classified as bare soil and in 2019 those areas, already more developed, would be classified as eucalyptus plantations. This may have increase the percentage of coverage by eucalyptus plantations. The level of rivers can rise or fall, flooding or revealing areas previously classified as pastures or native areas. Since the variation in the coverage of aquatic environments in the landscape has been less than 2% over the years, the effect of this type of coverage on other types must have been small.

Native forests that are not within protected areas constantly suffer from deforestation. The removal of trees by producers and landowners is gradually decreasing the area of native forest in the landscape. The reduction in the area of forest found over the years of collection may be a result of these actions. This could generate a cumulative and interactive effect with leaf-cutting ants since the loss of vegetation cover in forests can increase the density of leaf-cutting ant nests (Vasconcelos and Cherrett 1995). Removing the tree structure transforms the microclimate of an environment, generally increasing the temperature of the air and soil, benefiting some *Atta* species from these higher temperatures, increasing their foraging activity (Bustamante et al. 2020). These species also benefit from a lower rate of biological control, such as parasitism by species of phorids, which is greater in the interior of the forests than on their edges, probably caused by changes in the microclimate (De Almeida et al. 2008, Barrera et al. 2017). Leaf-cutting ants can find a balance between a friendly environment and a great source of food resources at the edges of forests. This can cause a high density of nests on the edge of forests. It is suggested that these colonies on the edges of the forests may hinder the growth of the forest (Wirth et al. 2007, Meyer et al. 2009). This interaction could raise the hypothesis that, in the same way that the forest area in the landscape influences the infestation of leaf-cutting ants, the density of nests could also contribute to the reduction of the forest area in the landscape. In this case, the fragmentation of forests would have a greater and more lasting effect than one could imagine.

This suggestion can be corroborated by the fact that something similar happens in eucalyptus plantations. Greater density of leaf-cutting ant nests is usually higher at the edges of the stands than in the interior (Zanuncio et al. 2002). The eucalyptus plantations are divided into management units, the stands, usually separated by roads or open corridors. Increasing the area of these plantations generates an increase in their perimeter and, consequently, the number of open corridors. At the time of the nuptial flight, many of the winged females will establish their nests on the edges of the stands, which increase the infestation. As the anthills are controlled in the eucalyptus plantations, the herbivory performed by the ants is reduced. Pest management does not take place in natural areas, so the action of ants can impact the expansion of the boundaries of native forests. In this context, planning the planting in order to reduce the number of roads between the stands would decrease the area of bare soil and the edge of the stands. This measure would reduce the areas most susceptible to the colonization of leaf-cutting ants during the reproduction period.

Pastures can guarantee more habitable areas for new colonies. The nests that reach the stage of reproduction, approximately 38 months after their foundation (Della Lucia 2011), will produce winged queens that will colonize new areas, including nearby eucalyptus plantations. This temporal factor can cause major outbreaks in the following years, even if control practices are carried out on plantations. A good measure would be to identify the stands that have pastures in their neighbourhood, so that there is a priority in the monitoring of these areas, making the control to be carried out quickly.

Further studies using data collected over a period of more than five years would be interesting to better understand the dynamics between leaf-cutting ant infestation and landscape configuration.

The results obtained in this work suggest that the landscape can significantly affect the infestation of new nests of leaf-cutting ants of the *Atta* genus in eucalyptus plantations. Although the nature of this relationship may vary over time, in a general context the density of leaf-cutting ant nests tends to have a positive relationship with the increase in the percentage of pasture and eucalyptus plantations in the landscape. We found a pattern of increase in the infestation of leaf-cutting ant nests within the eucalyptus stands when there is a decrease native forest's area in the landscape. It is possible that more simplified environments have a decrease in the performance of ecosystem services such as biological control. This makes pasture and eucalyptus plantation areas, regardless of management practices, more friendly environments for the foundation of new nests by ants than forests.

The adoption of management practices that aim to reduce the bare soil area of the roads between the stands or prioritize the monitoring and control of eucalyptus stands near open areas or pastures can reduce the infestation of leaf-cutting ants. Planting eucalyptus with a focus on increasing the complexity of the landscape, maintaining areas of native forests close to the eucalyptus can be interesting to reduce the level of infestation by leaf-cutting ants.

## References

- De Almeida, W. R., R. Wirth, and I. R. Leal. 2008.** Edge-mediated reduction of phorid parasitism on leaf-cutting ants in a Brazilian Atlantic forest. *Entomol. Exp. Appl.* 129: 251–257.
- Altieri, M. a., and D. K. Letourneau. 1984.** Vegetation diversity and insect pest outbreaks. *CRC. Crit. Rev. Plant Sci.* 2: 131–169.
- de Baan, L., R. Alkemade, and T. Koellner. 2013.** Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18: 1216–1230.
- Baguette, M., and H. Van Dyck. 2007.** Landscape connectivity and animal behavior: Functional grain as a key determinant for dispersal. *Landsc. Ecol.* 22: 1117–1129.
- Barnes, A. D., M. Jochum, S. Mumme, N. F. Haneda, A. Farajallah, T. H. Widarto, and U. Brose. 2014.** Consequences of tropical land use for multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. *Nat. Commun.* 5: 1–7.
- Barrera, C. A., E. L. Becker, L. Elizalde, and J. M. Queiroz. 2017.** Parasitoid phorid flies of leaf-cutting ants are negatively affected by loss of forest cover. *Entomol. Exp. Appl.* 164: 66–77.
- Bates, D., M. Mächler, B. Bolker, and S. Walker. 2015.** Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Softw.* 67: 1–48.
- Bianchi, F. J. J. A., C. J. H. Booij, and T. Tschardtke. 2006.** Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 273: 1715–1727.
- Boesing, A. L., E. Nichols, and J. P. Metzger. 2018.** Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. *Ecography (Cop.).* 41: 1520–1533.
- Brossard, M., and A. D. O. Barcellos. 2005.** Conversão do Cerrado em pastagens cultivadas e funcionamento de latossolos. *Cad. Ciência Tecnol.* 22: 153–168.
- Bustamante, S., A. Amarillo-Suárez, and R. Wirth. 2020.** Effects of pasture and forest microclimatic conditions on the foraging activity of leaf-cutting ants. *Biotropica.* 52: 697–708.
- Calviño-Cancela, M., M. Rubido-Bará, and E. J. B. van Etten. 2012.** Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *For. Ecol. Manage.* 270: 153–162.
- Camargo, R. S., L. C. Forti, M. De Melo Rocha, C. A. O. De Matos, J. F. Lopes, A. P.**

- P. De Andrade, and S. S. Verza. 2003.** The effect of plant diversity on fungus garden development and foraging behavior of leaf-cutting ants (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*. 42: 359–368.
- Carnus, J. M., J. Parrotta, E. Brockerhoff, M. Arbez, H. Jactel, A. Kremer, D. Lamb, K. O'Hara, and B. Walters. 2006.** Planted forests and biodiversity. *J. For.* 104: 65–77.
- Carvalho, F. M. V., P. De Marco, and L. G. Ferreira. 2009.** The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol. Conserv.* 142: 1392–1403.
- COAG Standing Council on Environment and Water. 2012.** Australia's Native Vegetation Framework.
- Costa, A. N., and E. H. M. Vieira-Neto. 2016.** Species turnover regulates leaf-cutter ant densities in environmental gradients across the Brazilian Cerrado. *J. Appl. Entomol.* 140: 474–478.
- Dormann, C. F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carré, J. R. G. Marquéz, B. Gruber, B. Lafourcade, P. J. Leitão, T. Münkemüller, C. McClean, P. E. Osborne, B. Reineking, B. Schröder, A. K. Skidmore, D. Zurell, and S. Lautenbach. 2013.** Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography (Cop.)*. 36: 27–46.
- Drigo, L. 2005.** Trends and patterns of tropical land use change, pp. 9–39. *In* Bruijnzeel, L.A., Bonell, M. (eds.), *For. Water People Humid Trop.* Cambridge.
- Dunn, P. K. 2017.** Tweedie: Evaluation of Tweedie exponential family models. R package version 2.3.
- Elizalde, L., and P. J. Folgarait. 2012.** Behavioral Strategies of Phorid Parasitoids and Responses of Their Hosts, the Leaf-Cutting Ants. *J. Insect Sci.* 12: 1–26.
- Embrapa. 2020.** Cerradão. (<https://www.embrapa.br/cerrados/colecao-entomologica/bioma-cerrado/cerradao>).
- Fahrig, L. 2007.** Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Funct. Ecol.* 21: 1003–1015.
- Fahrig, L., J. Baudry, L. Brotons, F. G. Burel, T. O. Crist, R. J. Fuller, C. Sirami, G. M. Siriwardena, and J. L. Martin. 2011.** Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol. Lett.* 14: 101–112.
- Farder-Gomes, C. F., M. A. de Oliveira, A. C. R. de Oliveira, P. L. Gonçalves, E. M. Pires, A. J. Vinha Zanuncio, J. E. Serrão, and J. C. Zanuncio. 2020.** Seasonal Parasitism of the Leaf-Cutting Ant *Atta sexdens* Linnaeus (Hymenoptera: Formicidae) by Phorid Flies (Diptera: Phoridae) in a Brazilian Cerrado-Atlantic Forest Ecotone. *Florida Entomol.* 103: 112.
- Forti, L. C., D. R. Pretto, N. S. Nagamoto, C. R. Padovani, R. S. Camargo, and A. P. P. Andrade. 2007.** Dispersal of the delayed action insecticide sulfluramid in colonies of the leaf-cutting ant *Atta sexdens rubropilosa* (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*. 50: 1149–1163.
- Fujihara, R. T., R. da S. Camargo, and L. C. Forti. 2012.** Lipid and energy contents in

the bodies of queens of *Atta sexdens rubropilosa* forel (Hymenoptera, formicidae): Pre- and post-nuptial flight. *Rev. Bras. Entomol.* 56: 73–75.

- Gagic, V., C. Paull, and N. A. Schellhorn. 2018.** Ecosystem service of biological pest control in Australia: the role of non-crop habitats within landscapes. *Austral Entomol.* 57: 194–206.
- Hart, P. W., and R. B. Santos. 2015.** Changing the face of short fiber - A review of the eucalyptus revolution. *Tappi J.* 14: 353–359.
- Hertel, F., and G. R. Colli. 2012.** The Use of Leaf-Cutter Ants, *Atta laevigata* (Smith)(Hymenoptera: Formicidae), as a Substrate for Oviposition by the Dung Beetle *Canthon virens* Mannerheim (Coleoptera: Scarabaeidae) in Central Brazil. *Coleopt. Bull.* 52: 105–108.
- Iezzi, M. E., P. Cruz, D. Varela, C. De Angelo, and M. S. Di Bitetti. 2018.** Tree monocultures in a biodiversity hotspot: Impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in the Atlantic Forest. *For. Ecol. Manage.* 424: 216–227.
- Jutsum, A. R., and R. J. Quinlan. 1978.** Flight and substrate utilisation in laboratory-reared males of *Atta sexdens*. *J. Insect Physiol.* 24: 821–825.
- Klink, C. A., and R. B. Machado. 2005.** Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv. Biol.* 19: 707–713.
- Della Lucia, T. M. C. 2011.** As formigas cortadeiras: da bioecologia ao manejo. Editora UFV, Viçosa - Brazil.
- Della Lucia, T. M. C., and K. D. Amaral. 2020.** Past and Current Strategies for the Control of Leaf-Cutting Ants in Brazil, pp. 31–43. *In* Estay, S. (ed.), *For. Pest Dis. Manag. Lat. Am.* Springer, Charm, Switzerland.
- Magioli, M., M. C. Ribeiro, K. M. P. M. B. Ferraz, and M. G. Rodrigues. 2015.** Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Anim. Conserv.* 18: 499–511.
- Maquere, V., J. P. Laclau, M. Bernoux, L. Saint-Andre, J. L. M. Gonçalves, C. C. Cerri, M. C. Piccolo, and J. Ranger. 2008.** Influence of land use (savanna, pasture, Eucalyptus plantations) on soil carbon and nitrogen stocks in Brazil. *Eur. J. Soil Sci.* 59: 863–877.
- Martello, F., F. De Bello, M. S. De Castro Morini, R. R. Silva, D. R. De Souza-Campana, M. C. Ribeiro, and C. P. Carmona. 2018.** Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. *Sci. Rep.* 8: 1–11.
- Meyer, S. T., I. R. Leal, and R. Wirth. 2009.** Persisting Hyper-abundance of Leaf-cutting Ants (*Atta* spp.) at the Edge of an Old Atlantic Forest Fragment. *Biotropica.* 41: 711–716.
- Mitchell, M. G. E., E. M. Bennett, and A. Gonzalez. 2013.** Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. *Ecosystems.* 16: 894–908.
- Montoya-Lerma, J., C. Giraldo-Echeverri, I. Armbrecht, A. Farji-Brener, and Z. Calle. 2012.** Leaf-cutting ants revisited: Towards rational management and control.

- Int. J. Pest Manag. 58: 225–247.
- Mundim, F. M., A. N. Costa, and H. L. Vasconcelos. 2009.** Leaf nutrient content and host plant selection by leaf-cutter ants, *Atta laevigata*, in a Neotropical savanna. *Entomol. Exp. Appl.* 130: 47–54.
- Muylaert, R. L., R. D. Stevens, and M. C. Ribeiro. 2016.** Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecol. Appl.* 26: 1854–1867.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, and J. Kent. 2000.** Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature.* 403: 853–858.
- Neto, M. J. 2018.** Levantamento Florístico Do Parque Natural Municipal Do Pombo, Município De Três Lagoas-MS. *Rev. Saúde e Meio Ambient.* 41–58.
- Newbold, T., L. N. Hudson, S. L. L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R. A. Senior, L. Börger, D. J. Bennett, A. Choimes, B. Collen, J. Day, A. De Palma, S. Díaz, S. Echeverria-Londoño, M. J. Edgar, A. Feldman, M. Garon, M. L. K. Harrison, T. Alhousseini, D. J. Ingram, Y. Itescu, J. Kattge, V. Kemp, L. Kirkpatrick, M. Kleyer, D. L. P. Correia, C. D. Martin, S. Meiri, M. Novosolov, Y. Pan, H. R. P. Phillips, D. W. Purves, A. Robinson, J. Simpson, S. L. Tuck, E. Weiher, H. J. White, R. M. Ewers, G. M. MacE, J. P. W. Scharlemann, and A. Purvis. 2015.** Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature.* 520: 45–50.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, A. B. Brizuela, and R. B. Jackson. 2012.** The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154: 2–11.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P. R. Minchin, R. B. O’Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs, and H. Wagner. 2019.** Community Ecology Package.
- Pardini, R., A. A. de Bueno, T. A. Gardner, P. I. Prado, and J. P. Metzger. 2010.** Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One.* 5.
- Perović, D., S. Gámez-Virués, C. Börschig, A. M. Klein, J. Krauss, J. Steckel, C. Rothenwöhrer, S. Erasmi, T. Tschardtke, and C. Westphal. 2015.** Configurational landscape heterogeneity shapes functional community composition of grassland butterflies. *J. Appl. Ecol.* 52: 505–513.
- Planet. 2021.** Planet Satellite Imagery. ([www.planet.com](http://www.planet.com)).
- Poveda, K., E. Martínez, M. F. Kersch-Becker, M. A. Bonilla, and T. Tschardtke. 2012.** Landscape simplification and altitude affect biodiversity, herbivory and Andean potato yield. *J. Appl. Ecol.* 49: 513–522.
- Prevedello, J. A., G. R. Winck, M. M. Weber, E. Nichols, and B. Sinervo. 2019.** Impacts of forestation and deforestation on local temperature across the globe. *PLoS One.* 14: 1–18.
- Queiroz, A. C. M. de, A. M. Rabello, D. L. Braga, G. S. Santiago, L. F. Zurlo, S. M. Philpott, and C. R. Ribas. 2020.** Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 29: 2017–2034.
- Rao, M. 2000.** Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: The

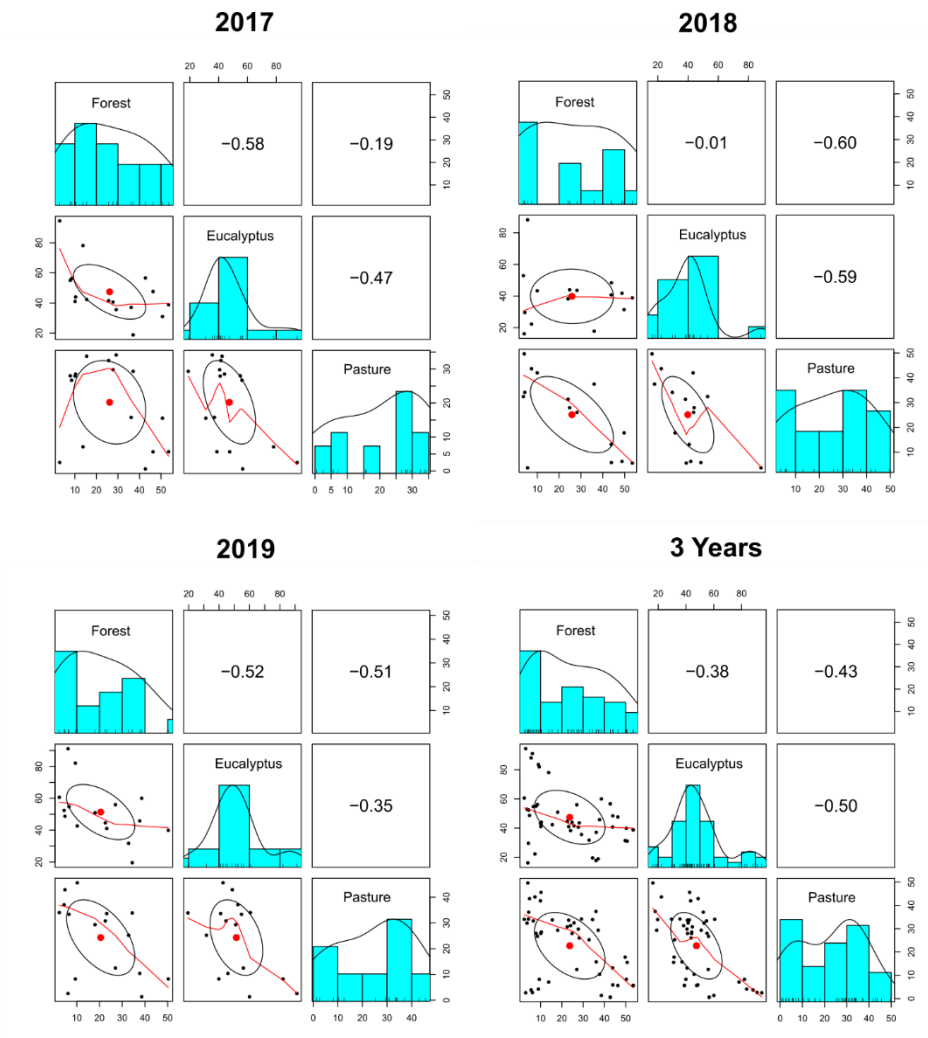


- potential role of predation. *J. Trop. Ecol.* 16: 209–225.
- Rosa, I. M. D., C. Gabriel, and J. M. B. Carreiras. 2017.** Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. *Reg. Environ. Chang.* 17: 1687–1699.
- Rosario-Martinez, H. De, J. Fox, and R-Core-Team. 2015.** *phia: Post-Hoc Interaction Analysis.*
- Rusch, A., R. Chaplin-Kramer, M. M. Gardiner, V. Hawro, J. Holland, D. Landis, C. Thies, T. Tschardtke, W. W. Weisser, C. Winqvist, M. Woltz, and R. Bommarco. 2016.** Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 221: 198–204.
- Rusch, A., M. Valantin-Morison, J. P. Sarthou, and J. Roger-Estrade. 2010.** Biological control of insect pests in agroecosystems. Effects of crop management, farming systems, and seminatural habitats at the landscape scale: A review, *Adv. Agron.* Elsevier Ltd.
- Saverschek, N., H. Herz, M. Wagner, and F. Roces. 2010.** Avoiding plants unsuitable for the symbiotic fungus: learning and long-term memory in leaf-cutting ants. *Anim. Behav.* 79: 689–698.
- Scott, D. F., L. A. Bruijnzeel, and J. Mackensen. 2005.** The hydrological and soil impacts of forestation in the tropics, p. 622. *In* Bonell, M., Bruijnzeel, L.A. (eds.), *For. Water People Humid Trop.* Cambridge University Press.
- Smyth, G. K. 1998.** Optimization and nonlinear equations. *In*: *Encyclopedia of Biostatistics.*
- Souza, A., R. Zanetti, and N. Calegario. 2011.** Nivel de dano econômico para formigas-cortadeiras em função índice de produtividade florestal de eucaliptais em uma região de mata atlântica. *Neotrop. Entomol.* 40: 483–488.
- Tschardtke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005.** Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8: 857–874.
- Turner, M. G., D. C. Donato, and W. H. Romme. 2013.** Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: Priorities for future research. *Landsc. Ecol.* 28: 1081–1097.
- Vasconcelos, H. L., and J. M. Cherrett. 1995.** Changes in Leaf-cutting Ant Populations (Formicidae: Attini) After the Clearing of Mature Forest in Brazilian Amazonia. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 30: 107–113.
- Vasconcelos, H. L., and J. M. Cherrett. 1996.** The effect of wilting on the selection of leaves by the leaf-cutting ant *Atta laevigata*. *Entomol. Exp. Appl.* 78: 215–220.
- Vasconcelos, H. L., E. H. M. Vieira-Neto, F. M. Mundim, and E. M. Bruna. 2006.** Roads alter the colonization dynamics of a keystone herbivore in neotropical savannas. *Biotropica.* 38: 661–665.
- Venables, W. N., and B. D. Ripley. 2002.** *Modern Applied Statistics with S*, Fourth edition.
- Veres, A., S. Petit, C. Conord, and C. Lavigne. 2013.** Does landscape composition affect

pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 166: 110–117.

- Wickham, H. 2016.** *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Wirth, R., S. T. Meyer, W. R. Almeida, M. V. Araújo, V. S. Barbosa, and I. R. Leal. 2007.** Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. *J. Trop. Ecol.* 23: 501–505.
- Zanetti, R., E. F. Vilela, J. C. Zanuncio, H. G. Leite, and G. D. Freitas. 2000.** Influence of the cultivated species and of the native vegetation on leaf-cutting ant nests density in eucalyptus plantations. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 35: 1911–1918.
- Zanetti, R., J. C. Zanuncio, J. C. Santos, W. L. P. Da Silva, G. T. Ribeiro, and P. G. Lemes. 2014.** An overview of integrated management of leaf-cutting ants (Hymenoptera: Formicidae) in Brazilian forest plantations. *Forests.* 5: 439–454.
- Zanetti, R., J. C. Zanuncio, E. F. Vilela, H. G. Leite, K. Jaffé, and A. C. Oliveira. 2003.** Level of economic damage for leaf-cutting ants (Hymenoptera: Formicidae) in Eucalyptus plantations in Brazil. *Sociobiology.* 42: 433–442.
- Zanuncio, J. C., P. G. Lemes, G. P. Santos, M. A. Soares, C. F. Wilcken, and J. E. Serrão. 2014.** Population dynamics of lepidoptera pests in eucalyptus urophylla plantations in the Brazilian Amazonia. *Forests.* 5: 72–87.
- Zanuncio, J. C., E. T. Lopes, R. Zanetti, D. Pratissoli, and L. Couto. 2002.** Spatial distribution of pests of the leaf-cutting ant *Atta sexdens rubropilosa* (Hymenoptera: Formicidae) in plantations of *Eucalyptus urophylla* in Brazil. *Sociobiology.* 39: 231–242.

## Appendix 1



Graphical results of the correlation analyzes for landscape coverage variables in the years 2017, 2018, 2019 and joining the data from these three years.

## Appendix 2



Image of the Três Lagoas-MS region where the work was carried out. The red circles are the buffers in their actual size. Each buffer was created using a distance of 1.5 km from the edge of the selected field.

## ARTIGO 2

Prepara de acordo com as normas da revista Remote Sensing (versão preliminar)



*Technical Note*

# Sensoriamento remoto na identificação de áreas desfolhadas por lepidópteros e formigas cortadeiras em eucaliptais

Július César Cerqueira Silva <sup>1\*</sup>, Alexandre dos Santos <sup>2</sup> and Ronald Zanetti <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Entomologia, Universidade Federal de Lavras, Caixa Postal 3037, 37200-000 Lavras, Minas Gerais, Brasil;

<sup>2</sup> Laboratório de Fitossanidade (FitLab), Instituto Federal de Mato Grosso - IFMT, Caixa Postal 244,78200-000 Cáceres, Mato Grosso, Brasil;

\* Correspondence: juliuscerqueira@gmail.com;

**Resumo:** Formigas cortadeiras e lepidópteros desfolhadores danificam plantas de eucalipto, reduzindo a produtividade delas. Plantios de eucalipto são feitos em áreas extensas, o que dificulta o monitoramento da desfolha por essas pragas, mas o uso do sensoriamento remoto por satélite pode reduzir esse problema. O objetivo foi caracterizar e identificar desfolhas por formigas cortadeiras e lepidópteros em plantios comerciais de eucalipto utilizando imagens de satélite e técnicas de aprendizagem de máquina. O trabalho foi realizado em áreas de cultivo de eucalipto, onde as coordenadas de pontos com árvores saudáveis e danificadas por insetos foram coletadas. Os valores das bandas espectrais nesses pontos foram extraídos da plataforma Planet. Modelos preditivos foram gerados utilizando técnicas de aprendizagem de máquina. A acurácia da classificação dos modelos preditivos atingiu 90% nas áreas danificadas por lepidópteros e, aproximadamente, 80% naquelas danificadas por formigas cortadeiras. A utilização do sensoriamento remoto pode ser viável no monitoramento de lepidópteros desfolhadores e formigas cortadeiras em plantações de eucalipto.

**Palavras-chaves:** aprendizagem de máquina; classificação; manejo de pragas; monitoramento.

## 1. Introdução

Danos causados por insetos-praga são um dos principais fatores de diminuição da produtividade e prejuízos na produção agroflorestal [1]. O monitoramento das populações desses insetos é fundamental para evitar perdas [2]. O monitoramento efetivo deve ser realizado de maneira rápida e contínua, facilitando sua aplicação em áreas extensas como, por exemplo, em cultivos de florestas de eucalipto no Brasil. O eucalipto, como outras culturas, é danificado por insetos, com destaque para as formigas cortadeiras e lepidópteros desfolhadores [3], [4].

Formigas cortadeiras dos gêneros *Atta*, *Acromyrmex* e *Amoimyrmex* são as pragas mais importantes das plantações de eucalipto [5]. Essas formigas são insetos sociais que utilizam folhas das plantas para alimentar um fungo simbiote que cultivam em seus ninhos como alimento para as formigas da colônia [6]. Essas colônias e seus danos crescem, rapidamente, em escala exponencial [7]. O custo do controle e a quantidade de inseticidas utilizada aumentam com a demora na identificação das áreas atacadas.

Lepidópteros desfolhadores são preocupação crescente, principalmente em empresas certificadas, as quais são limitadas em relação ao uso de inseticidas. Os surtos desses insetos são cíclicos e de curto período, mas desfolham áreas contínuas [8], podendo se tornarem pragas [9][10]. Lagartas podem desfolhar uma árvore em poucas semanas, limitando a capacidade fotossintética da mesma. Adultos emergidos se dispersam a grandes distâncias em buscas de parceiros sexuais e darão origem a novos focos de infestação [8], [10], [11]. Esse comportamento pode gerar surtos maiores [12], se tornando um grande problema em plantios comerciais. Lagartas em plantações de eucalipto são controladas, principalmente, com inseticidas fisiológicos e biológicos [13], eficazes quando aplicados nos primeiros instares das lagartas [14], justificando importância da detecção rápida das áreas infestadas.

O monitoramento contínuo da população de lagartas desfolhadoras é importante para o controle das mesmas quando seus danos estão em fase inicial. A grande extensão das áreas cultivadas dificulta essa detecção por observações diretas pelos trabalhadores de campo, aumentando a busca de ferramentas que possam acelerar a realização do monitoramento com menores custos, diminuindo os custos com controle e os prejuízos econômicos [15].

O sensoriamento remoto com imageamento por satélites é uma grande ferramenta para os produtores de florestas, por e gerar dados de grandes extensões de área em um tempo reduzido [16], [17].

O uso do imageamento por satélites na detecção de pragas florestais tem aumentado por serem uma dos principais fatores de perda na produtividade das florestas comerciais [3], [13], [15], [17]. Entretanto, outros fatores devem ser considerados para uma aplicação eficiente e confiável do sensoriamento remoto com esse propósito. A espécie de planta cultivada, características do dano pela praga e o tipo de satélite utilizado no imageamento devem ser considerados [1]. A identificação de insetos-pragas em plantações através do sensoriamento remoto se baseia na capacidade dos satélites captarem alterações na vegetação derivada diretamente do ataque desses insetos, das respostas fisiológicas da planta ao ataque [12], [18] ou nas condições ambientais que propiciam os surtos [19]

A detecção de lepidópteros desfolhadores vem sendo estudada em ambientes naturais, principalmente em florestas temperadas [18], [20], [21] e em plantios comerciais do hemisfério norte [22], [23], porém pouco estudada e aplicada na América do Sul e Central. Isto ocorre, também, em relação às formigas cortadeiras que estão distribuídas, apenas na região Neotropical.

Muitos dos trabalhos com imageamento por satélites foram possíveis devido ao uso de técnicas de aprendizagem de máquinas (*machine learning*), uma metodologia que permite que o sistema identifique padrões após ser treinado por um banco de dados conhecido [24], [25]. Algumas técnicas têm sido bastante utilizadas na interpretação e classificação de imagens de áreas florestais, tais como o Random Forest e o Suport Vector Machine [25]–[28]. Avaliar o uso dessas técnicas pode melhorar a aplicabilidade do sensoriamento remoto no monitoramento de diversas culturas.

Embora exista uma procura por ferramentas que possam ser utilizadas na identificação das áreas atacadas [22], [29], poucos estudos são voltados a classificação da desfolha causada por formigas cortadeiras e lagartas desfolhadoras em plantações comerciais, como o eucalipto. Deste modo, este trabalho tem como objetivo caracterizar e identificar desfolhas causadas por esses insetos desfolhadores em florestas comerciais de eucalipto, através do uso de imagens de satélite e técnicas de aprendizagem de máquina.

## **2. Materiais e métodos**

### *2.1. Área de estudo*

O trabalho foi realizado em áreas de cultivo de clones de *Eucalyptus urograndis* (*E. urophylla* x *E. grandis*) no leste do estado do Mato Grosso do Sul, Brasil, próximas as cidades de Inocência (19°59'36.53"S, 51°58'11.49"W) e Ribas do Rio Pardo (20°15'15.11"S, 53°18'2.24"W). Esta região se enquadra como savana tropical com inverno

seco (Aw) segundo a classificação de Koppen-Geiger. A estação seca se estende de maio a outubro e propicia o surgimento de surtos de lepidópteros desfolhadores, que se beneficiam desse clima [8], [10]. As áreas utilizadas consistiam em talhões com um espaçamento entre árvores de 3,5 metros por 2,5 metros e a idade de cerca de 4 anos. Esses talhões eram cercados majoritariamente por outros talhões de eucalipto, mas também faziam borda com pastagens e fragmentos de floresta natural (Cerradão) em menor proporção.

## 2.2. Amostragem e processamento dos dados

### 2.2.1 Obtenção dos dados

Oito áreas com plantações de eucalipto, cinco delas utilizadas para as análises de desfolha causada por lagartas e três por formigas cortadeiras, foram escolhidas. As áreas selecionadas não tinham a presença outras espécies desfolhadoras provocando injúrias.

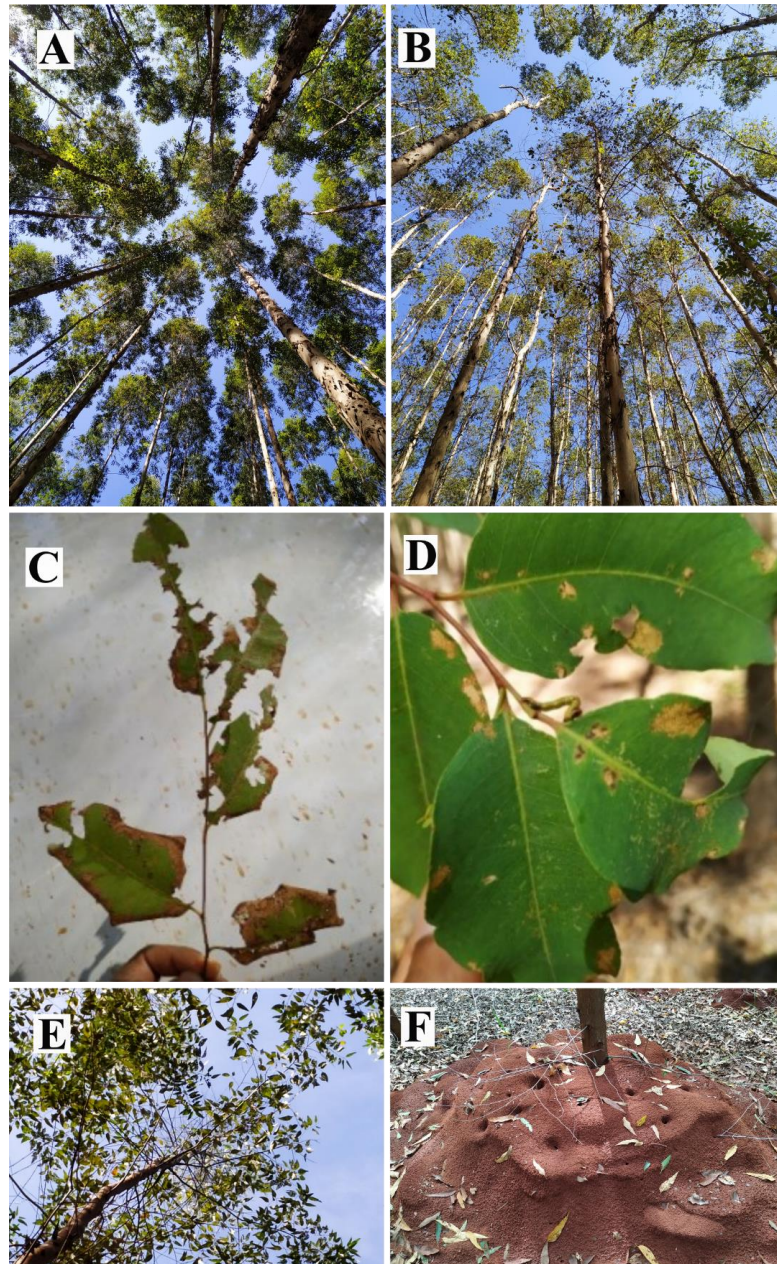
As cinco áreas para estudar lagartas exibiam um gradiente de desfolha, variando entre áreas sem registro de desfolha por qualquer inseto até uma área altamente danificada por lepidópteros desfolhadores. *Thyriniteina arnobia* foi a espécie predominante nessas áreas, mas foi registrada a presença de outras, como *Glena* sp. e *Iridopsis* sp., o que comum em surtos de lagartas em plantios de eucalipto. As áreas se distribuíram como dois blocos distantes 140 km entre si. No primeiro, as áreas estavam distantes 2,5 km entre si e no segundo bloco por cerca de 700 metros. Arquivos shapefile com o formato de cada uma das áreas selecionadas foram criados para delimitar o modelo de predição, considerando somente os pixels dentro do limite do talhão.

A distância entre as três áreas do estudo de formigas cortadeiras foi de 17 km entre as mais próximas e 71 km entre as mais distantes, todas com pontos de árvores danificados por formigas cortadeiras num gradiente na intensidade. As desfolhas foram causadas por colônias de *Atta sexdens* e *Atta laevigata* (Hymenoptera: Formicidae), sendo esta última mais abundante, como aproximadamente 60% das colônias.

Cinquenta e nove pontos amostrais para lepidópteros desfolhadores e 131 para formigas cortadeiras, distantes 30 m entre si foram selecionados nas áreas selecionadas. Vinte e nove e 71 pontos foram marcados com eucalipto danificado (PD) e 30 e 69 pontos controle (PC) nos locais com eucalipto sadios, para lepidópteros desfolhadores e formigas cortadeiras, respectivamente. As coordenadas de cada um dos pontos foram coletadas com o auxílio de um aparelho GPS Garmin GPSMap 64s em maio de 2019 e imagens de satélite, correspondentes as áreas selecionadas nos respectivos dias de coleta dos pontos obtidas posteriormente.



Imagens de satélites da constelação PlanetScope [30] com resolução de três metros das bandas espectrais azul (B), verde (G), vermelho (R) e infravermelho próximo (NIR) foram obtidas por dia de coleta nas áreas selecionadas. Essas tinham menos de 3% de nuvens, fator importante quando se pretende analisar e caracterizar imagens com melhor precisão.



**Figura 1** – Fotografias tiradas durante a marcação dos pontos amostrais. Copa das árvores de uma área de eucalipto sadio (A). Área com dano por lepidópteros, com focos de desfolha e amarelamento das folhas (B). Folhas de eucalipto injuriada por lagartas com amarelamento e necrose das folhas (C e D). Árvore de eucalipto desfolhada por formigas cortadeiras com retiradas de folhas inteiras a partir do topo para baixo (E). Ninho de formiga da espécie *Atta laevigata* (F).

### 2.2.2. Organização dos dados

Um buffer ao redor de cada um dos pontos foi criado para reduzir os erros de precisão geográfica de 3 m gerados pelo aparelho GPS e, assim, todos os pixels dentro do buffer eram classificados segundo o ponto amostral em PD ou PC. Um número maior de pontos pode auxiliar na visualização de um padrão de comportamento espectral, mas pode criar uma grande variação da resposta, dificultando a classificação de padrões distintos, caso os valores dos pixels por classe sejam muito diferentes. Buffers com raio de 3 a 12m em intervalos de 1m ao redor de cada ponto amostral foram criados para verificar o tamanho com a melhor resposta para caracterizar as condições dos eucaliptos em relação ao ataque desses insetos.

Informações de comprimento de onda dos pixels em cada buffer, retiradas de imagens de satélite no formato *raster*, foram utilizadas para a aquisição das variáveis-resposta. Os valores de reflectância de comprimento de onda das bandas azul, verde, vermelho e infravermelho próximo (NIR) foram obtidos e, à partir dos mesmos, foram calculados os índices vegetativos NDVI, MSR, SIPI, PRI, RGI, SR e TVI. Esses índices possibilitam extrair informações do desenvolvimento da planta com base em sua reflectância utilizando equações (Tabela 1). Um valor referente ao ataque de insetos desfolhadores com plantas sadias (controle) (PC) e danificadas (PD) foi atribuído por ponto amostral. Cada pixel dentro do buffer de um ponto fornecia informações para 12 variáveis-resposta.

**Tabela 1** – Índices vegetativos utilizados como variáveis, seus acrónimos e equações. Informações de reflectância das bandas azul (b), verde (g), vermelho (r) e infravermelho próximo (n) de cada ponto amostral foram utilizadas nas fórmulas

Índice Vegetativo	Acrónimo	Fórmula
Modified Soil Ratio	MSR	$(n,r)\{((n/r)/(n/r)^{0.5})\}$
Normalized Difference Vegetation Index	NDVI	$(n,r)\{(n-r)/(n+r)\}$
Photchemical Reflectance Index	PRI	$(b,g)\{(b-g)/(b+g)\}$
Red Green Ratio Index	RGI	$(r,g)\{r/g\}$
Structure Insensitive Pigment Index	SIPI	$(n,r,b)\{(n-b)/(n-r)\}$
Simple Ratio	SR	$(n,r)\{n/r\}$
Transformed Vegetation Index	TVI	$(n,r,g)\{0.5*((120*(n-r))-(200*(r-g)))\}$

### 2.3. Análise dos dados

#### 2.3.1. Análises exploratórias

Os valores das bandas espectrais foram convertidos para uma escala de 0 até 1 (normalização) para atenuar diferenças entre os valores espectrais obtidos em imagens diferentes, devido a fatores climáticos e data de obtenção da imagem. Essa normalização distribui mais suavemente os valores de reflectância nas variáveis respostas.

Uma análise exploratória, comparando as médias dos valores de reflectância de cada variável resposta nas áreas controle e áreas danificadas, foi realizada para verificar o melhor tamanho de buffer a ser usado nas análises de classificação. Essa análise consistiu em um processo de *bootstrapping* com 999 repetições com o uso de 80% da base de dados para ajustar os modelos e 20% para validar a classificação. Valores de reflectância das variáveis-resposta encontradas nos pontos com árvores saudáveis e naqueles com árvores atacadas, para cada um dos dez tamanhos diferentes de buffer foram utilizados neste processo. Isso permitiu visualizar o comportamento da reflectância das duas classes, fornecendo um resultado preliminar e visual do padrão de comportamento da reflectância. O conjunto de dados pertencentes ao tamanho de buffer com melhor caracterização das classes PD e PC foi selecionado para formar o banco de dados utilizado nas análises de classificação.

#### 2.3.2. Análise com técnicas de aprendizagem de máquina

O padrão de reflectância de áreas saudáveis e daquelas desfolhadas por lagartas e formigas foi caracterizado com as técnicas de aprendizagem de máquina Random Forest (RF) e Support Vector Machine (SVM). O RF, um classificador com alta confiabilidade, utiliza árvores de decisões para separar grupos de dados e realizar previsões [28]. O SVM foi desenvolvido com base em redes neurais, mas utiliza funções lineares diferenciando classes de dados. Análises com 50, 100, 250, 500, 750 e 1000 árvores de decisão (*ntree*) e com um, três, nove e dez galhos por árvore (*mtry*) foram geradas para verificar a abordagem com o melhor resultado. As abordagens de classificação linear, radial e polinomial foram utilizadas para o SVM [24]. A classificação das áreas com danos por formigas cortadeiras e lepidópteros desfolhadores foi realizada separadamente.

#### 2.3.3 Escolha de modelo e análise de predição

Os modelos gerados, a partir das análises de aprendizagem de máquina, foram ranqueados de acordo com as métricas: acurácia, especificidade e sensibilidade. A acurácia

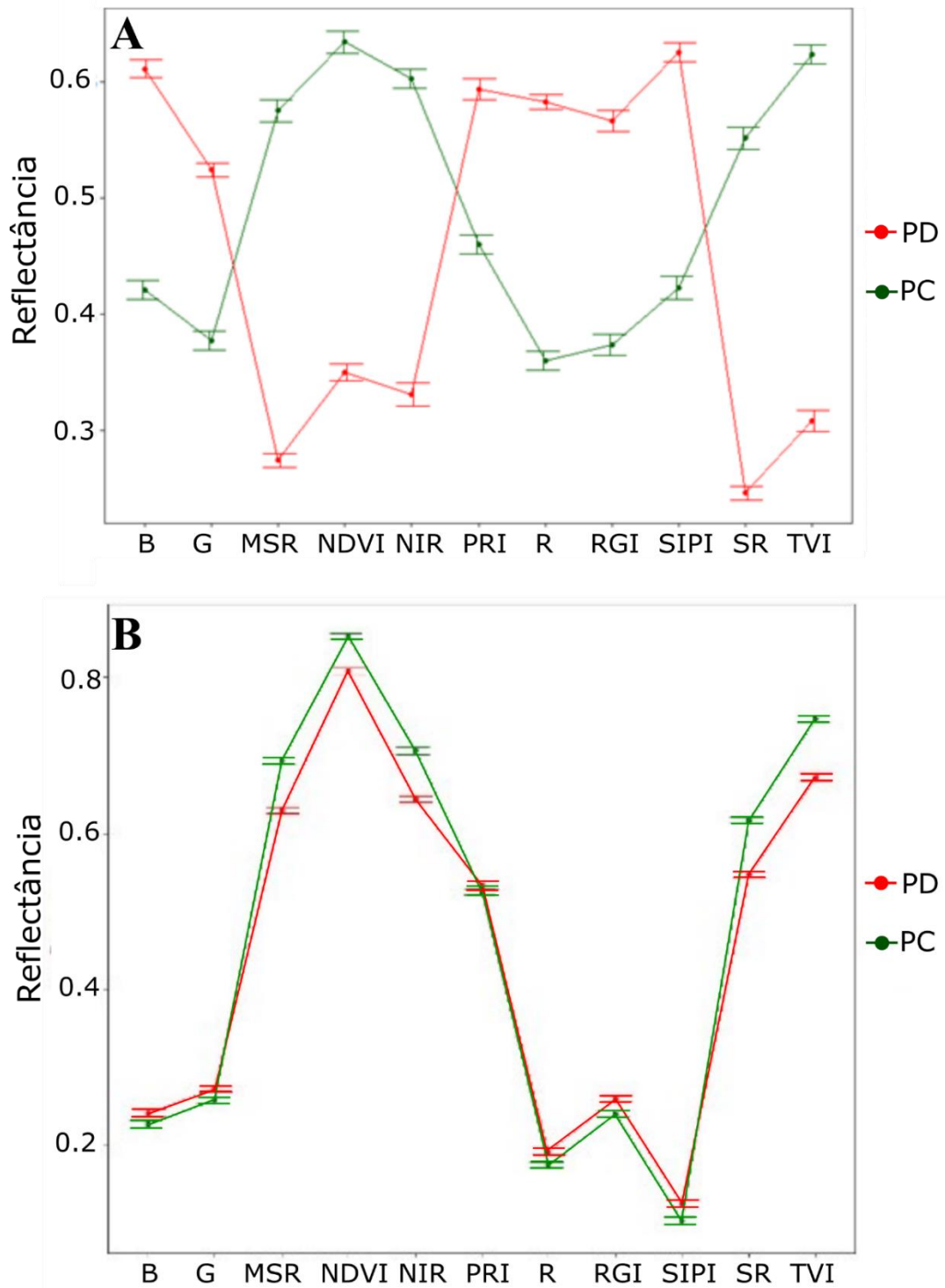
é definida pelo percentual de vezes que o algoritmo classificou corretamente a classe de um pixel, a especificidade, ou positivo verdadeiro (TP), a porcentagem de vezes que um pixel foi classificado corretamente por classe e a sensibilidade ou negativo verdadeiro (TN), a porcentagem de vezes que um pixel foi classificado corretamente fora de uma classe. Uma matriz de confusão com teste de McNemar para valor de  $p$  foi gerada para selecionar o melhor modelo entre aqueles com RF e SVM. O modelo mais assertivo foi utilizado para realizar a predição das classes dentro das imagens de talhões selecionados [26].

As análises foram realizadas no software livre R com auxílio dos pacotes `rgdal`, `mapproj`, `raster`, `plyr`, `dplyr`, `randomForest`, `e1071`, `mlr`, `sf`, `caret` e `ggplot2` [2], [31]–[39].

### **3. Resultados**

#### *3.1. Padrão de reflectância das classes estudadas*

Os resultados com buffer com raio de nove metros para lagartas e de cinco para formigas foram os melhores, com menor erro nos valores médios de reflectância (Figura 1 e 2). As médias de reflectâncias dos locais controle e os danificados em foram diferenciados em, praticamente, todas as bandas e índices vegetativos. Nos pontos desfolhados por lagartas, foi possível observar um comportamento de oposição da reflectância entre os locais controle e com desfolha, sem sobreposição entre as faixas de valores das duas classes. As médias de quase todas as variáveis, exceto o índice PRI, se diferenciaram para as áreas com formigas cortadeiras, mas com uma diferença de valores pequena entre as duas classes.

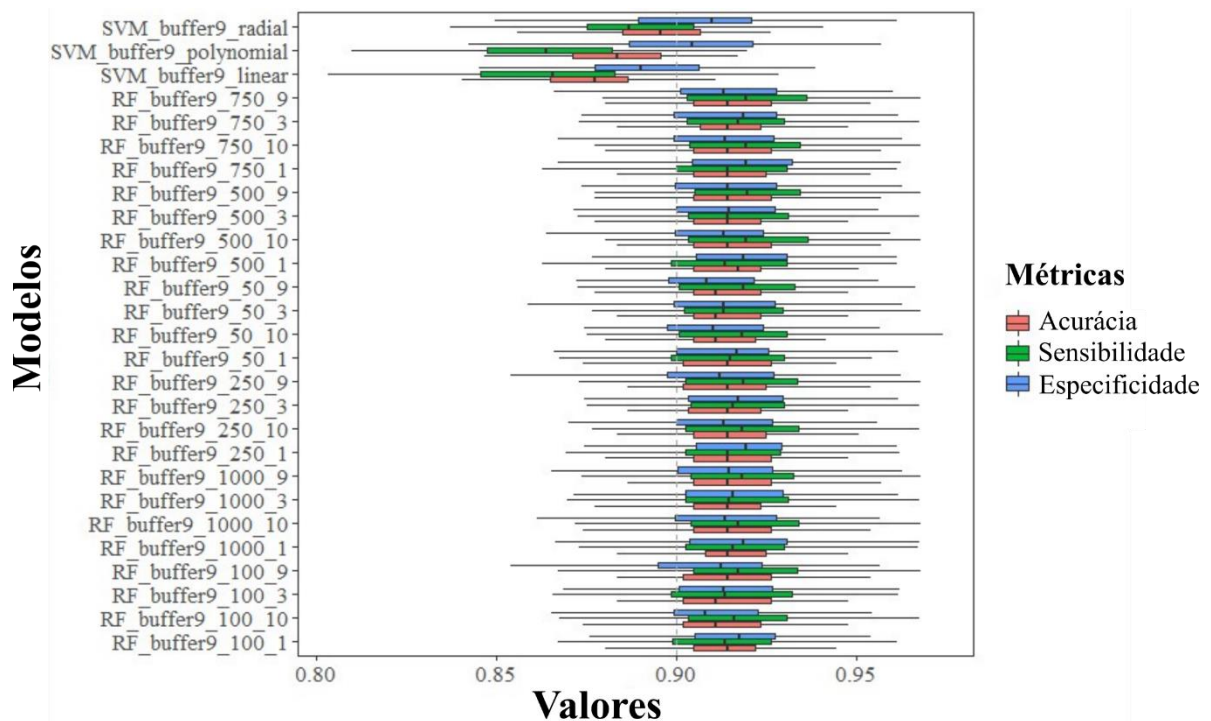


**Figura 2** – Comportamento médio da refletância por banda e índices vegetativos por classe, plantas controle (PC) e aquelas danificadas por lepidópteros (PD). A imagem (A) compara árvores saudáveis e danificadas por lepidópteros desfolhadores e (B) a refletância entre árvores saudáveis e danificadas por formigas cortadeiras.

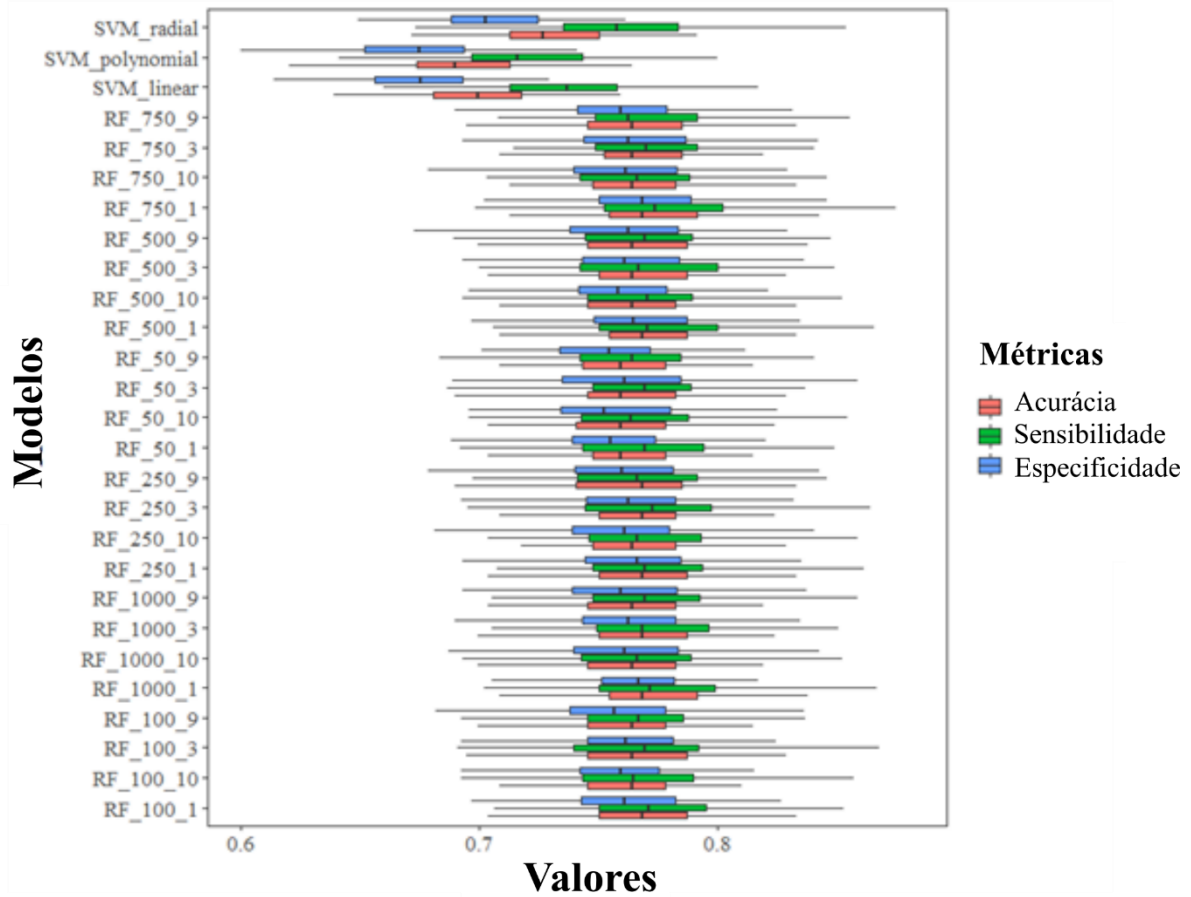
### 3.2. Análises com Aprendizagem de máquina e predição

A acurácia das análises com RF na classificação dos modelos gerados a partir dos dados com lagartas desfolhadoras foi maior que 90% para todos eles (Figura 3). A acurácia dos modelos gerados nas abordagens com SVM foi, também, alta, sendo a abordagem radial a mais assertiva, seguida pela polinomial e linear. As médias dos valores de positivo verdadeiro (TP) e negativo verdadeiro foram acima de 90% para os modelos em RF e, entre 85% e 92%, para os gerados em SVM.

Os resultados dos modelos gerados com os dados de áreas com formigas cortadeiras foram menos assertivos (Figura 4) com acurácia entre 70% e 80% para todos eles e com valores mais precisos naqueles gerados por RF. A classificação das imagens foi mais assertiva utilizando Random Forest para áreas com lagartas desfolhadoras e formigas cortadeiras.



**Figura 3** – Abordagens realizadas por técnicas de aprendizado de máquinas Random Forest (RF) e Support Vector Machine (SVM) com previsões de áreas atacadas por lagartas, são balizadas pela acurácia da classificação (caixa vermelha), sensibilidade (caixa verde) e especificidade (caixa azul).



**Figura 4** – Diferentes abordagens realizadas por técnicas de aprendizado de máquinas, Random Forest (RF) e Support Vector Machine (SVM) com previsões para áreas atacadas por formigas são balizadas pelas métricas: acurácia da classificação (caixa vermelha), sensibilidade (caixa verde) e especificidade (caixa azul).

O modelo de melhor balanço entre acurácia, sensibilidade e especificidade, dentre todos os gerados foi selecionado para as análises de predição. Os modelos gerados por RF, para identificação do dano por formigas cortadeiras, foram semelhantes e, por isso, o RF foi escolhido por ser mais simples em relação ao número de árvores de decisão e galhos. Por isso, as análises de predição foram realizadas utilizando o modelo RF com 50 árvores de decisão e um galho.

O Random Forest, com 250 árvores de decisão e um galho, com boa acurácia e menor erro padrão, foi escolhido entre os modelos gerados com os dados das áreas com lepidópteros desfolhadores. Esse modelo foi bastante assertivo (0,92) segundo os resultados da matriz de confusão (Tabela 2).

A semelhança das imagens geradas pelo modelo preditivo com a situação das áreas desfolhadas por lagartas foi alta. As predições evidenciaram um gradiente de dano com os

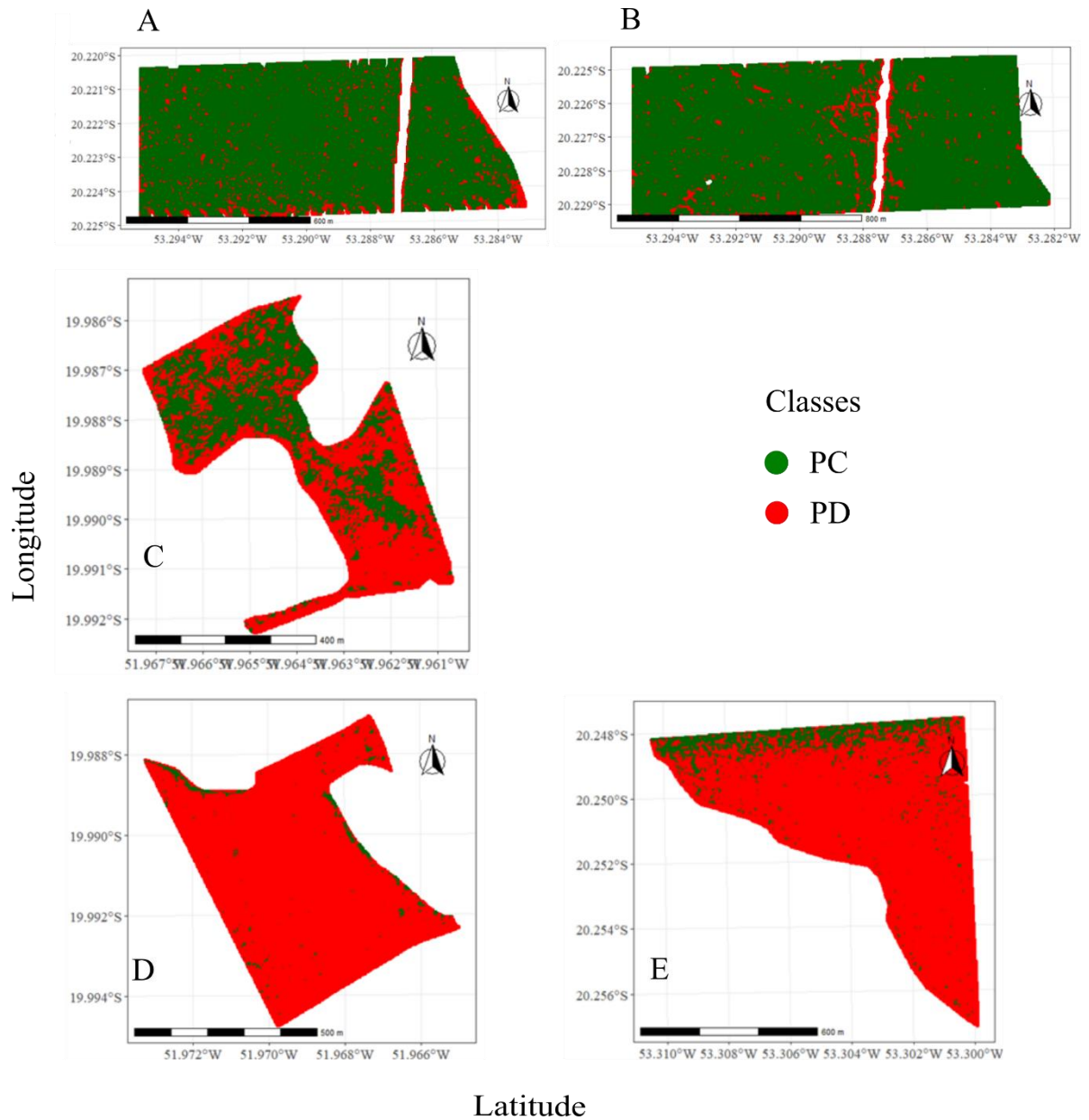
talhões A e B, predominantemente, sadios, o C com um nível intermediário de dano e D e E, altamente, danificados por lagartas desfolhadoras (Figura 5).

Uma extensa área classificada como danificada foi identificada nas três áreas selecionadas geradas pelos modelos preditivos. Isto destaca danos por formigas, ainda, não visível a olho nu ou mesmo nas imagens de satélite (Figura 6).

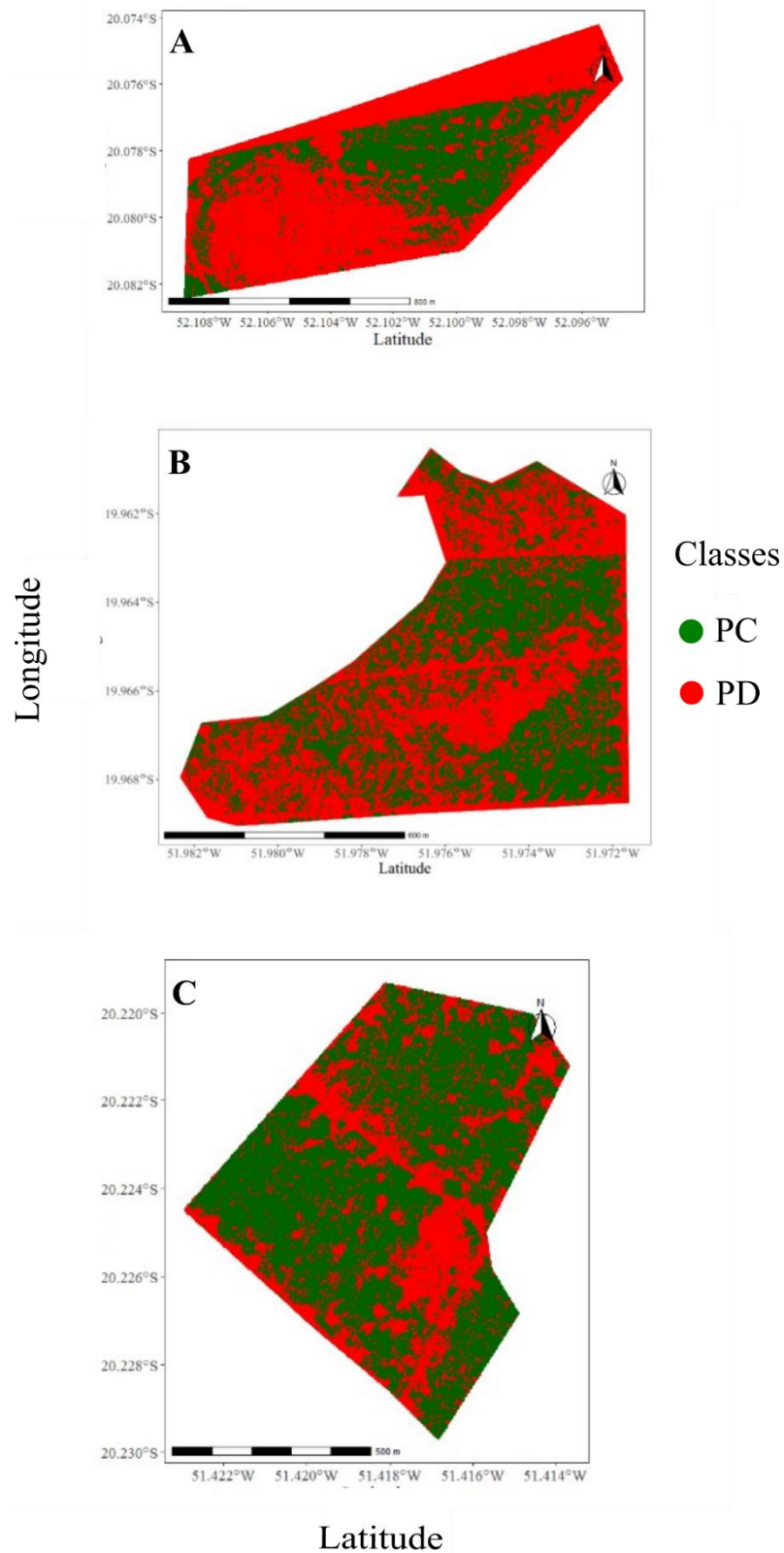
**Tabela 2** – Métricas e seus respectivos valores resultantes da matriz de confusão realizada para a predição utilizando o banco de dados formado por pixels de imagens selecionadas considerando buffers de cinco metros a partir de um modelo gerado por Random Forest com 250 árvores de decisão e um galho.

Métricas	Valores	
	Lagartas	Formigas
Acurácia	0,9202	0,8009
95% CI	(0,8853, 0,9472)	(0,7414, 0,852)
No Information Rate	0,5368	0,5046
Valor-P [Acc > NIR]	< 2e-16	<2e-16
Kappa	0,8405	0,6019
Teste de McNemar's para valor de p	0,0309	1
Sensibilidade	0,8914	0,8037
Especificidade	0,9536	0,7982
Valor de Pred Positivo	0,9571	0,7963
Valor de Pred. Negativo	0,8834	0,8056
Prevalence	0,5368	0,4954
Taxa de detecção	0,4785	0,3981
Prevalência na detecção	0,5000	0,5000
Acurácia balanceada	0,9225	0,8010





**Figura 5** – Imagens resultantes das previsões com o melhor modelo de classificação, sendo a região em verde às áreas com árvores de eucalipto classificadas como sadias (PC), em vermelho as aquelas danificadas por lepidópteros desfolhadores (PD).



**Figura 6** – Imagens resultantes das previsões com o melhor modelo de classificação para formigas cortadeiras com a região em verde correspondendo às áreas com árvores de eucalipto classificadas como sadias (PC) e as em vermelho aquelas como danificadas por formigas cortadeiras (PD).

## 4. Discussão

### 4.1. Classificação da reflectância das áreas selecionadas

As assinaturas espectrais das árvores saudias e aquelas danificadas por lagartas desfolhadoras foram definidas claramente nas análises. Por outro lado, as assinaturas espectrais da desfolha por formigas cortadeiras, mesmo classificadas separadamente das árvores saudias, não foram muito distintas, reduzindo a assertividade do modelo preditivo. A reflectância variou entre as bandas e índices vegetativos analisados, não houve uma sobreposição das médias entre as duas classes, com exceção do índice PRI para áreas atacadas por formigas cortadeiras. A média dos valores das variáveis são bem distintos, em sua maioria, permitindo imaginar o uso desses classificadores, mesmo com bancos de dados mais simples, com um número reduzido de bandas espectrais. A informação de cada banda espectral ou índice vegetativo difere possibilitando uma interpretação geral das informações unidas. As variações encontradas em cada uma das bandas e índices se devem a diminuição do número de folhas e o amarelecimento das folhas danificadas por lagartas [18].

A banda azul (B) e banda vermelha (R) são relacionadas aos pigmentos envolvidos no processo de fotossíntese das plantas, clorofila e xantofila. A radiação dessas faixas que incidem na superfície foliar é mais absorvida quando há uma maior taxa fotossintética, caracterizando plantas mais saudáveis, e conseqüentemente, diminuindo a radiação que é refletida e capturada pelos satélites [40], [41]. Estudos mostraram que a reflectância da banda vermelha é inversamente proporcional à concentração de clorofila, e que esse fator pode ser usado para identificar o ataque causado por insetos-praga [42].

A menor reflectância dos pixels da classe PC em comparação a PD para as bandas azul e vermelha sugere a presença de mais folhas nas áreas saudias, pois é o local de fotossíntese. Isso corrobora o tipo de desfolha de formigas cortadeiras, que tendem a remover a folha por completo, enquanto as lagartas reduzem a área foliar durante sua alimentação com dano parcial nas folhas. Isso pode, reduzir a taxa fotossintética, gerando um amarelamento próximo às injúrias ou mesmo a necrose do tecido vegetal [21], [23]. Isto é semelhante ao relatado para árvores de eucalipto atacadas pelo percevejo bronzeado *Thaumastocoris peregrinus* com o amarelamento das folhas permitindo diferenciar as classes (SANTOS et al. (2016). Esses fatores aumentaram a reflectância das bandas azul e vermelha nas áreas danificadas por lagartas do que nas de formigas cortadeiras.

A maior reflectância das folhas do espectro de banda verde (G) nos locais atacados que nas áreas saudáveis é mais um indício do efeito negativo da desfolha por esses insetos nas árvores de eucalipto. Danos por lagartas diminuem a área de tecidos vegetais com

clorofila, do mesmo modo que as formigas e, ainda, prejudica o desenvolvimento das plantas com o amarelamento das folhas restantes reduzindo a absorção de radiação no espectro verde (G). A absorção dessa faixa de radiação pela folha é relacionada aos teores de clorofila alfa e beta nos tecidos vegetais [41]. Uma maior quantidade de clorofila indica uma atividade fotossintética mais alta, garantindo o crescimento da planta.

A maior reflectância de pontos PC do que PD do infravermelho próximo (NIR) está relacionada ao NIR com a quantidade de água nas plantas [44]. Folhas mais novas e saudáveis armazenam maior quantidade de água e as danificadas ou doentes são mais ressecadas e tendem a entrar em um estresse hídrico. A menor reflectância do NIR pode ser relacionada com vegetação morta ou não sadia, diferente de plantas saudáveis [45]. A banda do infravermelho próximo é um bom parâmetro para verificar a saúde das folhas nas árvores, mesmo sem desfolha. A banda NIR foi, também, eficiente na classificação dos danos por lepidópteros em plantas de amendoim [23] e por *Spodoptera frugiperda* em milho [22], confirmando que o efeito da herbivoria é detectável por sensoriamento remoto por satélites.

O alto valor de NDVI nas áreas controle demonstra condição mais saudável das árvores dessa área comparado a áreas atacadas, com menor valor nesse índice. Novamente, a diferença entre a reflectância das atacadas por lagartas foi maior que com formigas cortadeiras em relação ao controle. Isso mostra que as folhas não retiradas pelas formigas continuam com valor vegetativo alto, enquanto aquelas que sobram em árvores atacadas por lagartas tendem a perder o vigor. O índice NDVI é bastante utilizado para gerar o valor vegetativo de uma cultura, ou em outras palavras, visualizar a quantidade de material vegetal vivo [46], [47]. Esse valor é mais alto em árvores com mais folhas, folhas mais novas e saudáveis, ou seja, a reflectância capturada nas bandas pelos satélites geram um valor maior de reflectância nesse índice [48]. Do mesmo modo, a queda no valor de NDVI sugere diminuição da área foliar associada à desfolha por insetos desfolhadores [47].

O MSR, comparado ao NDVI, pode produzir imagens com maior contraste entre os pixels das áreas analisadas [46], o que é interessante para diferenciar classes. O NDVI e o MSR utilizam as bandas vermelha (visível) e a infravermelho próximo nas suas equações e plantas refletem menos luz visível e mais infravermelho que outras superfícies [49]. O MSR difere do NDVI por atenuar ruídos atmosféricos que podem afetar a reflectância das imagens selecionadas e, por isso, é mais preciso na classificação. A fórmula do *Simple Ratio Indice* (SR), a base para criar os índices NDVI e MSI, trabalha de forma semelhante, utilizando as bandas do vermelho e do infravermelho próximo. Isso explica os valores

semelhantes nesses três índices e porque estão entre os melhores para diferenciar árvores sadias de atacadas por formigas cortadeiras.

Os valores do *Transformed Vegetation index* (TVI) das classes PC e PD das áreas com lagartas e formigas bem diferenciadas mostra que esse índice identifica a capacidade de absorção pela redução do número de folhas. O TVI é baseado no NDVI e, por isso, índice pode ser usado na análise da vitalidade da vegetação ou capacidade de absorção da radiação pelos pigmentos [50]. Esse índice foi eficiente em identificar árvores de pera infectadas pelo fogo bacteriano (*Erwinia amylovora*) [51]. Essa doença resseca e necrosa tecidos vegetais, conferindo aspecto queimado nas plantas. A capacidade de absorção pela redução do número de folhas é identificável com esse índice.

O índice PRI foi o único índice a não diferenciar as classes PC e PD das áreas com formigas. O PRI é relacionado a fisiologia das plantas, mais especificamente ao ciclo da xantofila nas folhas, que media a absorção de energia solar e a capacidade fotossintética [52]–[54]. Deste modo, esse índice permite identificar plantas com funcionamento fisiológico afetado. Folhas saudáveis nos locais atacados por formigas podem ter causado um ruído, dificultando a distinção das classes. O PRI, possivelmente, seja mais indicado para classificar plantas atacadas por agentes que modifiquem a sua fisiologia, assim como foi eficaz na identificação de plantas de mandioca infectadas pelo vírus do mosaico da mandioca [55].

O RGI, índice definido pela razão da reflectância entre as bandas vermelha e verde, foi utilizado na identificação de árvores mortas em ambientes heterogêneos [56]. Árvores de *Pinus ponderosa* mortas pelo besouro do pinheiro *Dendroctonus ponderosae* foram identificadas com esse índice em áreas heterogêneas. o resultado pode ser superestimado pois esse índice não utiliza a banda NIR que auxilia na identificar de estruturas vegetais (GARTNER et al., (2015). Os resultados podem ser considerados como um sinal de problema no talhão, pois o dossel de monoculturas de eucalipto com plantas sadias, principalmente, a partir dos três anos de idade, é bem fechado, e clareiras com solo exposto superestimam plantas atacadas, diminuindo sua especificidade de classificação.

A diferenciação na pigmentação das folhas das áreas atacadas e das áreas sadias foi maior naquelas com danos por lepidópteros desfolhadores que em áreas atacadas por formigas cortadeiras. Isso mostra ser o amarelamento e, posterior, necrose dos tecidos foliares decorrente da herbívora das lagartas diminuindo a quantidade de pigmentos de clorofila e mudando a razão encontrada em relação aos carotenoides. O SIPI avalia a situação fisiológica da planta por fornece a informação sobre a razão dos pigmentos

carotenoides e de clorofila  $\alpha$  [58]. Esse índice utiliza a banda do infravermelho próximo em sua fórmula, minimiza os ruídos nas análises de pigmentos causados pela estrutura da superfície e do mesófilo foliar.

#### 4.2. Aprendizagem de máquina e predição

A assertividade de todos os modelos gerados foi, relativamente, alta na diferenciação das duas classes estudadas devido a capacidade de, praticamente, todas as bandas e índices terem diferenciado áreas sadias daquelas atacadas. A forma como cada grupo de espécies injuria as plantas, pode tornar a reflectância da luz em áreas atacadas mais ou menos distintas daquela de áreas saudáveis. As duas classes foram bem caracterizadas no banco de dados, permitindo ao algoritmo gerar modelos com precisão adequada. Os algoritmos classificadores dependem de seus bancos de dados para garantir uma boa performance e, por isso é preciso garantir que os dados com boa qualidade. Técnicas de aprendizagem de máquinas como o RF e SVM garantem modelos com boa precisão mesmo sob efeito de ruídos, como a presença de nuvens, efeitos de angulação do satélite, ou mesmo com o uso de bancos pequenos de dados [59]–[61].

A precisão de até 90% utilizando informações de imageamento (reflectância das bandas) é muito positivo do ponto de vista prático, por depender de menos fontes de dados para gerar um resultado rápido e preciso, auxiliando na resposta ao ataque de pragas em eucaliptais. Os modelos gerados por Random Forest foram superiores aos modelos gerados BP Neural Network para identificar áreas atacadas pela lagarta *Dendrolimus punctatus* em florestas de *Pinus*, obtendo uma precisão na detecção de áreas atacadas de cerca de 79% (Xu, Huang, 2020). Essa precisão foi obtida utilizando dados de imageamento, umidade e índices de área foliar.

O RF diferenciou o dano causado por *Spodoptera cosmioides* e *Stegastabosqueella* mas não distinguiu danos por esses insetos em plantações de amendoim e os feitos, artificialmente, pelos pesquisadores [23]. Neste trabalho, os danos foram feitos por mais de uma espécie de lagarta e é possível supor que o dano por lepidópteros tenha características que permitam a diferenciação de danos causados por outras pragas no eucalipto. Danos em áreas de eucalipto atacadas por formigas e por lagartas podem, possivelmente, serem separados.

A capacidade de adicionar variáveis de fontes diferentes é uma das vantagens da criação de modelos via técnicas de aprendizagem de máquina, possibilitando refinar o

classificador com um banco de dados complexo [28], [62]. O reconhecimento e diferenciação das espécies de pragas e o nível do dano causado por um algoritmo é melhor com um banco de dados com mais informações de campo, como fotos hemisféricas do dossel, porcentagem de desfolha e espécies capturadas em armadilhas[63]. Isso indica que os resultados obtidos possam ser refinados com a adição de novas variáveis.

O monitoramento de áreas cultivadas é parte de práticas aplicadas no manejo integrado de pragas [2] e qualquer tecnologia ou método que otimiza o desempenho do monitoramento pode, facilmente, ser incluído nas práticas operacionais. A utilização do sensoriamento remoto por satélites associado a técnicas de aprendizagem de máquina pode ser eficiente no monitoramento dos danos por lepidópteros desfolhadores e formigas cortadeiras em plantios de eucalipto.

As predições obtidas utilizando o modelo de Random Forest selecionado refletiu o dano nas áreas estudadas. O modelo preditor foi bastante preciso de acordo com as métricas utilizadas na matriz de confusão e por ser validado pelas observações de campo. Mesmo com menor acurácia, diferenciou árvores saudáveis daquelas atacadas por formigas cortadeiras, mas isso deve ser melhor estudado para verificar se a desfolha por formigas difere daquela causada por outros fatores, ou mesmo, do solo exposto. O Random Forest diferencia ataques por diferentes espécies [23], mas é preciso cautela na utilização das imagens sem validação em campo, pois o classificador pode confundir danos por causas ou espécies diferentes.

## **5. Conclusões**

A classificação de áreas de eucalipto atacadas por lepidópteros ou formigas cortadeiras podem ser realizada com precisão adequada utilizando imagens de satélites associadas à algoritmos de aprendizagem de máquina. A reflectância das áreas atacadas por lagartas difere daquelas com eucalipto saudável nas diferentes bandas e índices, sendo uma vantagem para a aplicação dessa técnica. Diferenças menores entre as classes em áreas são atacadas por formigas aumenta a necessidade de mais estudos, principalmente, testando a capacidade desses algoritmos de classificar o dano por diferentes pragas e determinar a intensidade desse dano. A utilização do sensoriamento remoto, associado a técnicas de aprendizagem de máquina, pode se tornar uma prática viável no monitoramento do dano por lepidópteros desfolhadores e formigas cortadeiras em plantações de eucalipto como uma prática incorporada no manejo integrado pragas.

## Referências

- [1] R. J. Hall, G. Castilla, J. C. White, B. J. Cooke, and R. S. Skakun, "Remote sensing of forest pest damage : a review and lessons learned from a Canadian perspective\*," vol. i, no. 2016, 2017.
- [2] M. Barzman *et al.*, "Eight principles of integrated pest management," *Agron. Sustain. Dev.*, vol. 35, no. 4, pp. 1199–1215, 2015.
- [3] G. Schnell e Schühli, S. C. Penteado, L. R. Barbosa, W. R. Filho, and E. T. Iede, "A review of the introduced forest pests in Brazil," *Pesqui. Agropecu. Bras.*, vol. 51, no. 5, pp. 397–406, 2016.
- [4] D. Lanfranco and H. S. Dungey, "Insect damage in eucalyptus: A review of plantations in Chile," *Austral Ecol.*, vol. 26, no. 5, pp. 477–481, 2001.
- [5] R. Zanetti, J. C. Zanuncio, J. C. Santos, W. L. P. Da Silva, G. T. Ribeiro, and P. G. Lemes, "An overview of integrated management of leaf-cutting ants (Hymenoptera: Formicidae) in Brazilian forest plantations," *Forests*, vol. 5, no. 3, pp. 439–454, 2014.
- [6] T. M. C. Della Lucia, *As formigas cortadeiras: da bioecologia ao manejo*. Viçosa - Brazil: Editora UFV, 2011.
- [7] L. A. O. Grandeza, J. C. Moraes, and R. Zanetti, "Estimativa do crescimento externo de ninhos de *Atta sexdens rubropilosa* Forel e *Atta laevigata* (F. Smith) (Hymenoptera: Formicidae) em áreas de reflorestamento com eucalipto," *An.a Soc. Entomológica do Bras.*, vol. 28, no. 1, pp. 59–64, 1999.
- [8] G. P. Santos, J. C. Zanuncio, T. V. Zanuncio, and E. M. Pires, "Eucalipto: Pragas do eucalipto," *Inf. Agropecuário*, vol. 29, no. 242, pp. 43–64, 2008.
- [9] R. M. Pitta, F. T. Campelo, and J. De Nadai Corassa, "Infestation levels of the defoliator *Glena unipennaria* (Guenée, 1857) (Lepidoptera: Geometridae) in eucalyptus production systems," *Agrofor. Syst.*, vol. 94, no. 2, pp. 375–378, 2020.
- [10] J. C. Zanuncio, P. G. Lemes, G. P. Santos, M. A. Soares, C. F. Wilcken, and J. E. Serrão, "Population dynamics of Lepidoptera pests in *Eucalyptus urophylla* plantations in the Brazilian Amazonia," *Forests*, vol. 5, no. 1, pp. 72–87, 2014.
- [11] J. C. Zanuncio, *Manual de pragas em Florestas - Lepidoptera desfolhadores de eucalipto: biologia, ecologia e controle*. Folha de Viçosa Ltda, 1993.
- [12] V. J. Pasquarella, J. S. Elkinton, and B. A. Bradley, "Extensive gypsy moth defoliation in Southern New England characterized using Landsat satellite observations," *Biol.*



- Invasions*, vol. 20, no. 11, pp. 3047–3053, 2018.
- [13] T. D. Paine, M. J. Steinbauer, and S. A. Lawson, “Native and exotic pests of eucalyptus : A worldwide perspective ,” *Annu. Rev. Entomol.*, vol. 56, no. 1, pp. 181–201, 2011.
- [14] S. A. Estay, *Forest Pest and Disease Management in Latin America*. Cham: Springer International Publishing, 2020.
- [15] M. Acharya and R. Thapa, “Remote sensing and its application in agricultural pest management,” *J. Agric. Environ.*, vol. 16, no. , pp. 43–61, 2015.
- [16] J. C. White, N. C. Coops, M. A. Wulder, M. Vastaranta, T. Hilker, and P. Tompalski, “Remote sensing technologies for enhancing forest inventories: A review,” *Can. J. Remote Sens.*, vol. 42, no. 5, pp. 619–641, 2016.
- [17] C. Brandelero, M. Ubaldina, F. Antunes, and E. Giotto, “Silvicultura de precisão: nova tecnologia para o desenvolvimento florestal,” *Ambiência*, vol. 3, no. 2, pp. 269–281, 2007.
- [18] J. U. Jepsen *et al.*, “Monitoring the spatio-temporal dynamics of geometrid moth outbreaks in birch forest using MODIS-NDVI data,” *Remote Sens. Environ.*, vol. 113, no. 9, pp. 1939–1947, 2009.
- [19] M. R. Tucker, “Satellite-derived rainstorm distribution as an aid to forecasting African armyworm outbreaks,” *Weather*, vol. 52, no. 7, pp. 204–212, 1997.
- [20] A. Hurley, D. Watts, B. Burke, and C. Richards, “Identifying gypsy moth defoliation in Ohio using Landsat data,” *Environ. Eng. Geosci.*, vol. 10, no. 4, pp. 321–328, 2004.
- [21] A. Cardil, “Quantifying pine processionary moth defoliation in a pine-oak mixed forest using unmanned aerial systems and multispectral imagery (dataset, paper published in PLOS ONE),” *PLoS ONE*, pp. ver número do trabalho1–19, 2019.
- [22] J. Zhang, Y. Huang, L. Yuan, G. Yang, L. Chen, and C. Zhao, “Using satellite multispectral imagery for damage mapping of armyworm (*Spodoptera frugiperda*) in maize at a regional scale,” *Pest Manag. Sci.*, vol. 72, no. 2, pp. 335–348, 2016.
- [23] J. Pinto, S. Powell, R. Peterson, D. Rosalen, and O. Fernandes, “Detection of defoliation injury in peanut with hyperspectral proximal remote sensing,” *Remote Sens.*, vol. 12, no. 22, pp. 1–16, 2020.
- [24] I. Ali, F. Greifeneder, J. Stamenkovic, M. Neumann, and C. Notarnicola, “Review of machine learning approaches for biomass and soil moisture retrievals from remote

- sensing data,” *Remote Sens.*, vol. 7, no. 12, pp. 16398–16421, 2015.
- [25] A. E. Maxwell, T. A. Warner, and F. Fang, “Implementation of machine-learning classification in remote sensing: An applied review,” *Int. J. Remote Sens.*, vol. 39, no. 9, pp. 2784–2817, 2018.
- [26] S. Adelabu, O. Mutanga, and E. Adam, “Evaluating the impact of red-edge band from Rapideye image for classifying insect defoliation levels,” *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, vol. 95, n...pp. 34–41, 2014.
- [27] P. M. López-Serrano, C. A. López-Sánchez, J. G. Álvarez-González, and J. García-Gutiérrez, “A Comparison of machine learning techniques applied to Landsat-5 TM Spectral data for Biomass Estimation,” *Can. J. Remote Sens.*, vol. 42, no. 6, pp. 690–705, 2016.
- [28] M. Belgiu and L. Drăgu, “Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions,” *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, vol. 114, pp. 24–31, 2016.
- [29] G. Nádor, I. László, Z. Suba, and G. Csornai, “Monitoring of forest damage caused by gypsy moth in Hungary using envisat meris data (2005-2006),” *Eur. Sp. Agency, (Special Publ. ESA SP)*, vol. 2006, no. SP-636, 2007.
- [30] Planet, “Planet Satellite Imagery,” 2021. [Online]. Available: [www.planet.com](http://www.planet.com).
- [31] A. Liaw and M. Wiener, “Classification and Regression by randomForest,” *R News*, vol. 2, no. 3, pp. 18–22, 2002.
- [32] R-Core-Team, “R: A Language and Environment for Statistical Computing,” *R Found. Stat. Comput.*, 2013.
- [33] J. N. Lewin-Koh and R. Bivand, “Package ‘Mapproj’: Tools for Reading and Handling Spatial Objects,” *R Packag. version*, 2011.
- [34] R. J. Hijmans and J. van Etten, “raster: Geographic analysis and modeling with raster data.,” *completar referencia* vol. 2012.
- [35] H. Wickham, R. François, L. Henry, and K. Müller, “dplyr: A Grammar of Data Manipulation,” *R Packag. version 1.0.7*, 2021.
- [36] D. Meyer *et al.*, “Misc Functions of the Department of Statistics, Probability Theory Group (Formerly: E1071),” 2021.
- [37] B. Bischl *et al.*, “{mlr}: Machine Learning in R,” *J. Mach. Learn. Res.*, vol. 17, no. 170, pp. 1–5, 2016.

- [38] E. Pebesma, "Simple features for R: Standardized support for spatial vector data," *R J.*, vol. 10, no. 1, pp. 439–446, 2018.
- [39] M. Kuhn, "Caret package," *J. Stat. Softw.*, vol. 28, no. 5, 2008.
- [40] J. Peñuelas and L. Filella, "Technical focus: Visible and near-infrared reflectance techniques for diagnosing plant physiological status," *Trends Plant Sci.*, vol. 3, no. 4, pp. 151–156, 1998.
- [41] A. A. Gitelson, Y. J. Kaufman, and M. N. Merzlyak, "Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS- MODIS," *Remote Sens. Environ.*, vol. 58, no. 3, pp. 289–298, 1996.
- [42] J. R. Riley, "Remote Sensing in Entomology," *Annu. Rev. Entomol.*, vol. 34, no. 1, pp. 247–271, Jan. 1989.
- [43] A. Santos, Z. Oumar, A. Arnhold, C. O. Silva, and R. Zanetti, "Multispectral characterization , prediction and mapping of *Thaumastocoris peregrinus* ( Hemiptera : Thaumastoridae) attack in Eucalyptus plantations using remote sensing," vol. 8596, no. , 2016.
- [44] J. G. P. W. Clevers, L. Kooistra, and M. E. Schaepman, "Using spectral information from the NIR water absorption features for the retrieval of canopy water content," *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, vol. 10, no. 3, pp. 388–397, 2008.
- [45] S. R. Garrity, C. D. Allen, S. P. Brumby, C. Gangodagamage, N. G. McDowell, and D. M. Cai, "Quantifying tree mortality in a mixed species woodland using multitemporal high spatial resolution satellite imagery," *Remote Sens. Environ.*, vol. 129, pp. 54–65, 2013.
- [46] A. G. Skianis, D. Vaiopoulos, and K. Nikolakopoulos, "A study of the performance of the MSR vegetation index, using probabilistic and geostatistical methods," *Bull. Geol. Soc. Greece*, vol. 40, no. 4, p. 2048, 2007.
- [47] L. Gooshbor, M. Pir Bavaghar, J. Amanollahi, and H. Ghobari, "Monitoring infestations of oak forests by *Tortrix viridana* (Lepidoptera: Tortricidae) using remote sensing," *Plant Prot. Sci.*, vol. 52, no. 4, pp. 270–276, 2016.
- [48] C. D. Rullan-Silva, A. E. Olthoff, J. A. Delgado de la Mata, and J. A. Pajares-Alonso, "Remote monitoring of forest insect defoliation. A review," *For. Syst.*, vol. 22, no. 3, pp. 377–391, 2013.
- [49] J. M. Chen, "Evaluation of vegetation indices and a modified simple ratio for boreal

- applications," *Can. J. Remote Sens.*, vol. 22, no. 3, pp. 229–242, 1996.
- [50] N. H. Broge and E. Leblanc, "Comparing prediction power and stability of broadband and hyperspectral vegetation indices for estimation of green leaf area index and canopy chlorophyll density," *Remote Sens. Environ.*, vol. 76, no. 2, pp. 156–172, 2001.
- [51] N. Bagheri, "Application of aerial remote sensing technology for detection of fire blight infected pear trees," *Comput. Electron. Agric.*, vol. 168, no. June 2019, p. 105147, 2020.
- [52] J. Peñuelas, J. A. Gamon, A. L. Fredeen, J. Merino, and C. B. Field, "Reflectance indices associated with physiological changes in nitrogen- and water-limited sunflower leaves," *Remote Sens. Environ.*, vol. 48, no. 2, pp. 135–146, 1994.
- [53] J. Xue and B. Su, "Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications," *J. Sensors*, vol. 2017, completar 2017.
- [54] J. Grace, C. Nichol, M. Disney, P. Lewis, T. Quaife, and P. Bowyer, "Can we measure terrestrial photosynthesis from space directly, using spectral reflectance and fluorescence?," *Glob. Chang. Biol.*, vol. 13, no. 7, pp. 1484–1497, 2007.
- [55] S. N. Raji *et al.*, "Detection and classification of mosaic virus disease in cassava plants by proximal sensing of photochemical reflectance index," *J. Indian Soc. Remote Sens.*, vol. 44, no. 6, pp. 875–883, 2016.
- [56] J. A. Hicke and J. Logan, "Mapping whitebark pine mortality caused by a mountain pine beetle outbreak with high spatial resolution satellite imagery," *Int. J. Remote Sens.*, vol. 30, no. 17, pp. 4427–4441, 2009.
- [57] M. H. Gartner, T. T. Veblen, S. Leyk, and C. A. Wessman, "Detection of mountain pine beetle-killed ponderosa pine in a heterogeneous landscape using high-resolution aerial imagery," *Int. J. Remote Sens.*, vol. 36, no. 21, pp. 5353–5372, 2015.
- [58] J. Penuelas, F. Baret, and I. Filella, "Penuelas et al. 1995\_SIPi.pdf," *Photosynthetica*, vol. 31, no. 2. pp. 221–230, 1995.
- [59] N. H. Agjee, O. Mutanga, K. Peerbhay, and R. Ismail, "The impact of simulated spectral noise on random forest and oblique random forest classification performance," *J. Spectrosc.*, vol. 2018, 2018.
- [60] A. Mellor, S. Boukir, A. Haywood, and S. Jones, "Exploring issues of training data

imbalance and mislabelling on random forest performance for large area land cover classification using the ensemble margin," *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, vol. 105, pp. 155–168, 2015.

- [61] C. Sothe *et al.*, "Tree species classification in a highly diverse subtropical forest integrating UAV-based photogrammetric point cloud and hyperspectral data," *Remote Sens.*, vol. 11, no. 11, 2019.
- [62] C. Stone and C. Mohammed, "Application of remote sensing technologies for assessing planted forests damaged by insect pests and fungal pathogens: a review," *Curr. For. Reports*, vol. 3, no. 2, pp. 75–92, 2017.
- [63] M. C. F. Lima, M. E. D. de A. Leandro, C. Valero, L. C. P. Coronel, and C. O. G. Bazzo, "Automatic detection and monitoring of insect pests—A review," *Agric.*, vol. 10, no. 5, pp. 1–24, 2020.