

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

**ESTRUTURA E BIOMASSA ARBÓREA DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DA
TIRIRICA**

LUIS FELIPE DA SILVA ZUÑE CASTAÑEDA

2022

i

**ESTRUTURA E BIOMASSA ARBÓREA DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DA
TIRIRICA, RIO DE JANEIRO, BRASIL**

LUIS FELIPE DA SILVA ZUÑE CASTAÑEDA

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Botânica).

Orientadora: Dra. Cássia Mônica Sakuragui

Coorientador: Dr. Alex Enrich Prast

Rio de Janeiro
Outubro de 2021

**ESTRUTURA E BIOMASSA ARBÓREA DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DA
TIRIRICA, RIO DE JANEIRO, BRASIL**

LUIS FELIPE DA SILVA ZUÑE CASTAÑEDA

Dra. Cássia Mônica Sakuragui

Dr. Alex Enrich Prast

Dissertação de mestrado submetida ao programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Botânica).

Aprovada por:

Presidente, Profa. Dra. Cássia Mônica Sakuragui (UFRJ)

Profa. Dra. Marinez Ferreira de Siqueira (IPJBRJ)

Prof. Dr. Ruy José Válka Alves (UFRJ)

Profa. Dra. Andrea Ferreira da Costa (UFRJ)

Prof. Dr. Pablo José Francisco Pena Rodrigues (IPJBRJ)

Rio de Janeiro

Outubro de 2021

da Silva Zuñe Castañeda, Luis Felipe.

Estrutura e biomassa arbórea do Parque Estadual da Serra da
Tiririca / Luis Felipe da Silva Zuñe Castañeda. - Rio de Janeiro, 2021.

132 f.

Orientadora: Cássia Mônica Sakuragui

Coorientador: Alex Enrich Prast

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro,
Museu Nacional, Programa de Pós-graduação em Botânica, 2021.

1. Botânica. 2. Ecologia. 3. Florestas. 4. Conservação I. Sakuragui,
Cássia, orient. II. Prast, Alex, coorient. III. Título.

DEDICATORIA

Aos meus pais, **Lêda e Felipe**. Saibam que tanto amor e tanto sacrifício valeu a pena. Não tenho palavras para descrever tudo o que eu sinto por vocês. Obrigado por sempre acreditarem nos meus sonhos. Tempos melhores virão e eu quero vê-los sorrindo (mesmo que não tenham mais dentes para mostrar). Amo vocês.

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, Dra. Cássia Mônica Sakuragui e Dr. Alex Enrich Prast, pela oportunidade. Dar-me a chance de trabalhar com vocês era tudo o que eu queria, e este é o resultado. Destaco aqui um agradecimento especial para Cássia, quem abriu-me as portas no momento em que eu mais precisava. Apesar de que eu era um total desconhecido, ela não duvidou em brindar-me todo o seu apoio. Esse suporte foi essencial para que eu pudesse trabalhar no que realmente amo. Cássia, muito obrigado pela confiança.

À Dra. Andrea Costa e a coordenação do PPGBot/UFRJ, por dar-me todas as facilidades de acesso às dependências do departamento de Botânica do Museu Nacional (MN), e por me outorgar uma bolsa de estudos. À Dra. Vera Huszar do MN/UFRJ, pelas correções e sugestões que otimizaram imensamente a estrutura científica desta dissertação. Aos professores do Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro (IPJBRJ), Dr. Pablo J. F. Pena Rodrigues e Dra. Marinez Ferreira de Siqueira, pelas oportunas críticas e observações. Igualmente, aos professores que ministraram as disciplinas que cursei durante o mestrado, sem suas variedades de temas não teria conseguido articular minhas ideias. Sem dúvidas, este trabalho é reflexo de todo o conhecimento que bem absorvi nessa estância.

Aos representantes de discentes do PPGBot e aos meus companheiros de mestrado, Eliza Melo, Victor Machado, Mateus Gonçalves e Tibério Vale. Eliza, ajudou-me com as disciplinas, ministramos vários minicursos e publicamos um artigo, em colaboração com sua orientadora, a Dra. Rosana Conrado Lopes. Victor, com autorização de sua orientadora, a Dra. Bárbara de Sá Haiad, deixou-me aceder à balança de precisão do seu laboratório. Mateus, guiou-me até a UFRRJ para apresentar um poster, e Tibério, concedeu-me uma entrevista no meu canal de Youtube e me ensinou a usar o Mendeley.

Ao Instituto Estadual do Ambiente (INEA), por autorizar minha pesquisa na Unidade de Conservação (autorizações N° 013/2019 e 043/2020), e as autoridades do Parque Estadual da Serra da Tiririca (PESET). Ao Felipe Lima Queiroz, quem coordenava minha acessibilidade ao PESET. Tal como, o coordenador de uso público do PESET, André Costa, quem além de facilitar-me o acesso ao PESET, ajudou-me com as coletas botânicas de grandes árvores. À Carolina Freitas, por convidar-me ao webinar do PESET para divulgar meu trabalho. A todos os guardaparques guerreiros do PESET, quem em algum momento nos encontramos e compartilhamos experiências. Muito obrigado, todos vocês fazem um excelente trabalho.

Aos guardiões do núcleo Darwin/PESET, representados pela figura magna do guardaparque Erbeson ‘baiano’ da Conceição, quem ajudou-me no trabalho de campo e guiou-me desde o primeiro dia por várias trilhas. De igual modo, ao ilustre Rafael ‘orelha’ Fonseca, quem voluntariamente disponibilizou parte de seu tempo para ajudar-me nas instalações de parcelas e coleta de dados. Agradeço também ao Rafael por ter me colocado no grupo de *WhatsApp* da “tropa do recanto de Itaipuaçu”, grupo destinado a jogar CS:GO. Este grupo que é tiro, porrada e bomba, me fez procrastinar no pior momento, mas foi importante para despejar minha mente. Agradeço ao guardaparque Ângelo Coutinho, pela força em campo. Ao guardaparque Bacellar, pelas agradáveis conversas e conselhos. Ao ex-guardaparque Thiago, pelo entusiasmo em aprender as técnicas de campo. Ao falecido guardaparque, QEPD Marcelo, por levar-me a conhecer vários pontos do PESET. Ao seu Luiz da limpeza, quem além de deixar as instalações do Darwin higienizadas, sempre dava um suporte na parte elétrica e hidráulica do alojamento. Ao guardião supremo deste núcleo, QEPD o querido vira-lata Maximus Euclides, que a todo momento ‘tava na bruxa’ (arrumando confusão), mas sempre alegrava nossos dias.

Aos meus irmãos Rogerio, Cleber, Luana e Willian ‘lulinha’, pelo apoio moral. A minha tia Dominga e a minha madrinha Chelo, pela preocupação nos meus estudos, mesmo sem saber o que eu faço. Ao meu falecido cachorro Frodo, pela companhia nos piores tempos da pandemia. Aos meus familiares dispersos pelo Brasil e aos meus familiares dispersos pelo Perú. Ao Saint Claire, motorista da UFRJ. Aos Quilombolas Renatão e Acauã, do Quilombo do Grotão. Aos meus companheiros de disciplinas e taxonomistas do MN e JBRJ. Aos meus amigos peruanos, revisores e biólogos de bata, bota e gravata. Aos meus colegas, parceiros e mentores da *Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo* (UNPRG), Dr. Guillermo E. Delgado Paredes e Dra. Consuelo Rojas Idrogo. Ao Dr. Nilber da Silva do Herbário Museu Nacional (R), por receber as coletas de campo. À Dra. Rafaela Campostrini Forzza do IPJBRJ pelo empréstimo inicial da tesoura de poda alta. À Unidade Multiusuário de Análises Ambientais (UMAA), pelas análises de solos. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior Brasil (CAPES), pela concessão da bolsa de mestrado (bolsa N° 88887.500463/2020-00). Finalmente, a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para que eu pudesse culminar esta dissertação.

Estrutura e biomassa arbórea do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil

Luis Felipe da Silva Zuñe Castañeda
Cássia Mônica Sakuragui
Alex Enrich Prast

Resumo. As florestas tropicais são ecossistemas extraordinários. Nestes ecossistemas, concentram-se o maior número de espécies arbóreas da biosfera. Ademais, neles ocorrem inúmeros processos ecológicos que são fundamentais para a subsistência da biodiversidade. No entanto, compreender a distribuição e os padrões ecológicos das florestas tropicais ainda é um desafio; principalmente, nos remanescentes de um bioma considerado um *hotspot* de diversidade, como a Floresta Atlântica. Portanto, neste estudo, definimos como objetivos: i) descrever e analisar os padrões de distribuição arbórea de um remanescente de Floresta Atlântica; ii) avaliar a influência de processos determinísticos e estocásticos na configuração desses padrões; e iii) estimar os estoques de biomassa arbórea do remanescente. Nosso estudo foi desenvolvido no Parque Estadual da Serra da Tiririca, municípios de Niterói e Maricá, RJ. Em campo, instalamos dez parcelas de 50 x 20 m entre as bordas e o interior do remanescente. Em cada parcela registramos dados de altura e diâmetro de todas as árvores com DAP ≥ 10 cm, e coletamos amostras botânicas, lenhosas e edáficas. Em laboratório, identificamos as árvores, obtivemos a densidade da madeira e descrevemos a constituição dos solos. Também, adquirimos via remota, variáveis ambientais associadas à dinâmica florestal. Posteriormente, analisamos a composição arbórea e estrutura do remanescente, além de estimar a biomassa e determinar a influência dos fatores ambientais sobre a variação da diversidade e atributos funcionais das árvores. Registramos 403 árvores, pertencentes a 29 famílias, 59 gêneros e 68 espécies. A família Fabaceae registrou o maior número de espécies (11) e de indivíduos (79). *Piptadenia gonoacantha* foi a espécie mais representativa das bordas, e *Gallesia integrifolia* a mais representativa do interior do remanescente. Nossos dados mostraram que a densidade da madeira e altura das árvores diferiram significativamente entre habitats, e que as bordas são mais vulneráveis às queimadas. Também, encontramos solos com alta porcentagem de areia e cascalho. Por último, estimamos uma biomassa média de $405,31 \pm 160,79$ t.ha⁻¹. Este estudo ajuda a entender os padrões determinísticos da Floresta Atlântica, e ao mesmo tempo, contribui com informações inéditas para o manejo e conservação do remanescente.

Palavras-chave: Floresta Atlântica, diversidade, dendrometrias, solos, variáveis ambientais.

Tree structure and aboveground biomass of the Serra da Tiririca State Park, Rio de Janeiro, Brazil

Luis Felipe da Silva Zuñe Castañeda
Cássia Mônica Sakuragui
Alex Enrich Prast

Abstract. Tropical forests are extraordinary ecosystems. These ecosystems concentrated the largest number of arboreal species in the biosphere. In addition, there occur numerous ecological processes that are essential for the survival of biodiversity. However, understanding the distribution and ecological patterns of tropical forests is still a challenge; mainly in the remnants of a biome considered a hotspot of diversity, such as the Atlantic Forest. Therefore, in this study we aimed to: i) describe and analyze the tree distribution patterns of an Atlantic Forest remnant; ii) evaluate the influence of deterministic and stochastic processes in the configuration of these patterns; and iii) estimate the aboveground biomass of the remnant. Our study was carried out in a remnant of Serra da Tiririca State Park, municipalities of Niterói and Maricá, RJ. There, we established ten 50 x 20 m plots between the edges and the interior of the remnant. In each plot, we collected height and diameter data for all trees with DBH ≥ 10 cm, and collected botanical, woody, and edaphic samples. In the laboratory, we identified the trees, obtained the wood density, and described the soil's constitution. Also, we acquired, remotely, environmental variables associated with forest dynamics. Subsequently, we analyzed the tree composition and structure of the remnant, in addition to estimating the aboveground biomass and determine the influence of environmental factors on the variation in diversity and tree functional traits. We recorded 403 trees comprising 29 families, 59 genera, and 68 species. The Fabaceae family recorded the highest number of species (11) and individuals (79). *Piptadenia gonoacantha* was the most representative species of the edges, and *Gallesia integrifolia* was the most representative species of the interior of the remnant. Our data showed that wood density and tree height differed significantly between habitats, and edges are more vulnerable to fire than the forest interior. Also, we found soils with a high percentage of sand and gravel. Finally, we estimate an average aboveground biomass of $405.31 \pm 160.79 \text{ t.ha}^{-1}$. This study helps to understand the deterministic patterns of the Atlantic Forest and, at the same time, contributes unprecedented information for the management and conservation of the remnant.

Keywords: Atlantic Forest, tree diversity, dendrometries, soils, environmental variables.

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
LISTA DE FIGURAS	xiii
LISTA DE TABELAS	xv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xvii

1. INTRODUÇÃO GERAL - CONTEXTUALIZAÇÃO	1
1.1. Conhecendo as florestas tropicais	1
1.2. Um pouco sobre a Floresta Atlântica	2
1.3. Novas abordagens em ecologia florestal	4
1.4. Parque Estadual da Serra da Tiririca	6
2. ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO	10
2.1. Sinopse	10
2.2. Capítulo I	10
2.3. Capítulo II	11
2.4. Capítulo III	11
2.5. Capítulo IV	12
2.6. Justificativa	12
3. REFERÊNCIAS	13

CAPÍTULO I

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO ARBÓREA DE UM REMANESCENTE LITORÂNEO DE FLORESTA ATLÂNTICA NO RIO DE JANEIRO	26
Resumo/Palavras-chave	27
Introdução	28
Material e métodos	29
<i>Área de estudo</i>	29
<i>Coleta de dados</i>	29
<i>Análise de dados</i>	30
Resultados	31
Discussão	37

Conclusões	39
Agradecimentos	40
Referências	40

CAPÍTULO II

INFLUÊNCIA DAS BORDAS SOBRE CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DAS ÁRVORES EM UM REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA	48
Resumo/Palavras-chave	49
Introdução	50
Material e métodos	51
<i>Área de estudo</i>	51
<i>Coleta de amostras e análises de dados</i>	51
<i>Análises estatísticas</i>	52
Resultados	53
Discussão	53
Conclusões	55
Contribuição dos autores	55
Agradecimentos	55
Referências	55

CAPÍTULO III

INFLUÊNCIA DAS QUEIMADAS SOBRE A VEGETAÇÃO DE BORDA DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA ATLÂNTICA NO BRASIL	60
Resumo/Palavras-chave	61
Introdução	62
Material e métodos	63
<i>Área de estudo</i>	63
<i>Coleta e processamento de dados</i>	64
<i>Análise de dados</i>	66
Resultados	67
Discussão	71
Conclusões	73
Agradecimentos	73

Referências	74
-------------------	----

CAPÍTULO IV

ESTIMATIVA DE BIOMASSA ARBÓREA NUM REMANESCENTE DE FLORESTA ATLÂNTICA USANDO DIFERENTES MÉTODOS DE MODELAGEM	82
Resumo/Palavras-chave	83
Introdução	84
Material e métodos	85
<i>Área de estudo</i>	85
<i>Dados de parcelas</i>	86
<i>Dados remotos</i>	87
<i>Análise de dados</i>	90
Resultados	92
<i>Biomassa arbórea (AGB) e dados de solos</i>	92
<i>Comparação entre as abordagens do GLM e RF</i>	93
<i>Construção do mapa de biomassa arbórea (AGB)</i>	96
Discussão	96
Conclusões	99
Agradecimentos	100
Referências	100
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	109
5. ANEXOS	113

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de localização do Parque Estadual da Serra da Tiririca no estado do Rio de Janeiro, Brasil	7
Figura 2. Localização e setorização do Parque Estadual da Serra da Tiririca (PESET)	8
Figura 3. (Figura 1 – Capítulo I) Mapa de localização da área de estudo e localização das parcelas instaladas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro	30
Figura 4. (Figura 2 – Capítulo I) Figura 2. Curva de rarefação do número de espécies amostradas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro	35
Figura 5. (Figura 3 – Capítulo I) Dendrograma de agrupamento por similitude de Jaccard das parcelas instaladas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro. P = parcelas	36
Figura 6. (Figura 1 – Capítulo II) Mapa e localização da Serra da Tiririca	51
Figura 7. (Figura 2 – Capítulo II) <i>Boxplots</i> mostrando a variabilidade da densidade da madeira (densidade) na borda e no interior da floresta (A), altura (B) e diâmetro à altura do peito (DAP) (C) dos indivíduos na Serra da Tiririca entre 2019 e 2020. A linha entre as caixas representa a mediana, os limites das caixas cobrem o 1º e 3º quartis, e os traços, todos os dados. Letras minúsculas diferentes acima das caixas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$)	52
Figura 8. (Figura 3 – Capítulo II) Número de árvores por classes diamétricas (A) e altimétricas (B), comparando as bordas e interior da Serra da Tiririca, entre 2019 e 2020. $p < 0,0001$ '***'; ns = não significativo	53
Figura 9. (Figura 1 – Capítulo III) Mapa e localização dos incêndios na Serra da Tiririca e arredores de 2010 a 2020. Serra da Tiririca apresentada por imagem de satélite Landsat 8 - RGB 4,3,2, adquirida em 20/07/2020	64
Figura 10. (Figura 2 – Capítulo III) Dinâmica das queimadas da Serra da Tiririca entre 2010 a 2020. Número total de queimadas por habitat (a); variação anual de queimadas (b); proporção de queimadas por mês por tipo de habitat (c); porcentagem de queimadas por intervalo de horas (d)	67
Figura 11. (Figura 3 – Capítulo III) Mapas semestrais da variação do índice da vegetação por diferença normalizada (NDVI) entre 2010 e 2020 na Serra da Tiririca, e visualização dos pontos aleatórios selecionados neste estudo. Valores de NDVI: sem vegetação (-1 a 0), vegetação com	

alguma deficiência (0 a 0,33), vegetação moderadamente sã (0,33 a 0,66) e vegetação sã (0,66 a 1) 68

Figura 12. (Figura 4 – Capítulo III) Diferentes gráficos que representam a relação e interação entre risco de fogo, índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), ano e habitat. Os *boxplots* mostram a variabilidade de NDVI por ano e tipo de habitat. Os limites das caixas cobrem o primeiro e o terceiro quartis, e os traços superiores e inferiores cobrem todos os dados (a). Teste de Tukey para comparar diferenças de médias de NDVI entre anos (b). Relações entre os valores de risco de fogo e NDVI de acordo com o tipo de habitat (c) e ano (d) 69

Figura 13. (Figura 5 – Capítulo III) Mapa de risco de fogo da Serra da Tiririca. Risco de fogo: mínimo (0,00-0,15), baixo (0,15-4,00), médio (0,40-0,70), alto (0,70-0,95) e crítico (> 0,95-1,00) 70

Figura 14. (Figura 1 – Capítulo IV) Mapa da área de estudo e localização das parcelas instaladas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca 86

Figura 15. (Figura 2 – Capítulo IV) AGB observada *versus* AGB prevista pelos métodos *generalized linear model* (GLM) e *random forest* (RF) usando como entrada: a-b, dados do solo; c-d, índices espectrais; e-f, atributos topográficos; g-h, dados ambientais e; i-j, a combinação de todos os outros dados 95

Figura 16. (Figura 3 – Capítulo IV) Mapa de estimativa de biomassa arbórea (AGB) da Serra da Tiririca entre 2019 e 2020 aplicando o método de modelagem GLM usando dados combinados de solos, índices espectrais, atributos topográficos e dados ambientais 96

Figura 17. (Anexo 2 - ANEXOS) Serra da Tiririca vista por diferentes panoramas. Costão de Itacoatiara e Pedra do Elefante vista do Morro das Andorinhas (a); Morro da Solidão vista do Costão de Itacoatiara (b); Córrego dos Colibris visto do Morro da Peça (c); PESET visto do Cristo Redentor (d) 113

Figura 18. (Anexo 3 - ANEXOS) Tipos de vegetação da Serra da Tiririca. Vegetação de interior (a-d); e vegetação de borda (e-h) 114

Figura 19. (Anexo 4 - ANEXOS) Distintas etapas do trabalho de campo (a-d); e laboratório (e-h) 115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. (Tabela 1 – Capítulo I) Composição arbórea e parâmetros fitossociológicos das espécies registradas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, ordenadas alfabeticamente por família. DA = densidade absoluta (árvores/ha), DR = densidade relativa (%), FR = frequência relativa (%), DoA = dominância absoluta (m ² /ha), DoR = dominância relativa (%), e VI = valor de importância (VI)	32
Tabela 2. (Tabela 2 – Capítulo I) Medianas do diâmetro a altura do peito (DAP) e altura e, classificação do tipo de habitat e índices de diversidade das parcelas instaladas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro	37
Tabela 3. (Tabela 1 – Capítulo II) Modelos lineares generalizados gerados pelas relações entre densidade da madeira, altura e diâmetro versus variáveis explicativas e suas interações	54
Tabela 4. (Tabela 1 – Capítulo III) Detalhes dos produtos de satélite adquiridos do <i>United States Geological Survey</i> (USGS)	65
Tabela 5. (Tabela 2 – Capítulo III) Modelo de regressão linear simples gerado a partir da relação entre o risco de fogo e as interações entre as variáveis preditoras. Parâmetros negativos indicam efeitos negativos e parâmetros positivos indicam efeitos positivos. $p \leq 0,0001$ ‘***’, 0,001 ‘**’	70
Tabela 6. (Tabela 1 – Capítulo IV) Variáveis explicativas de índices espectrais usados na modelagem de biomassa arbórea (AGB) na Serra da Tiririca	88
Tabela 7. (Tabela 2 – Capítulo IV) Variáveis explicativas de atributos topográficos usados na modelagem de biomassa arbórea (AGB) da Serra da Tiririca	89
Tabela 8. (Tabela 3 – Capítulo IV) Variáveis explicativas dos dados ambientais utilizados na modelagem da biomassa arbórea (AGB) da Serra da Tiririca	89
Tabela 9. (Tabela 4 – Capítulo IV) Biomassa observada (AGB) e dados de solo usados na modelagem de biomassa arbórea da Serra da Tiririca. $\pm$ = desvio padrão; N = nitrogênio. C = carbono; P = fósforo; MO = matéria orgânica	92
Tabela 10. (Tabela 5 – Capítulo IV) Modelos com dados de treinamento usando <i>generalized linear model</i> (GLM) e <i>random forest</i> (RF) para efeitos de biomassa observada (AGB) sobre os subconjuntos. Os modelos GLM mostram os coeficientes das variáveis selecionadas por	

subgrupo para construir os modelos. Em contraste, os modelos de RF mostram as variáveis mais importantes dos modelos em cada subconjunto. Parâmetros positivos em GLM indicam efeitos positivos e parâmetros negativos indicam efeitos negativos. $p > (F) = 0,001$ ‘***’, 0,01 ‘**’, 0,5 ‘*’, 0,1 ‘.’; ns = não significativo 93

Tabela 11. (Anexo 1 - ANEXOS) Codificação e coordenadas das parcelas instaladas entre 2019 e 2020 no Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil 113

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGB – *Aboveground biomass*

C - Carbono

CO₂ - Dióxido de Carbono

COP - Conferências das Partes

DAP - Diâmetro a Altura do Peito

EVI – *Enhanced vegetation index*

GEE - Gases de Efeito Estufa

GIS – *Geographic Information System*

ha - Hectare

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

INEA - Instituto Estadual do Ambiente

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IPCC - *Intergovernmental Panel on Climate Change*

km - Quilômetro

LiDAR - *Light Detection and Ranging*

NASA – *National Aeronautic and Space Administration*

NDVI – *Normalized difference vegetation index*

NIR – *Near-infrared*

OLI - *Operational land imager*

OMM - Organização Meteorológica Mundial

ONU - Organização das Nações Unidas

PDI - Processamento digital de imagens

PESET - Parque Estadual da Serra da Tiririca

Pg - Petagrama

PNMA - Política Nacional do Meio Ambiente

Ppm - Partes por milhão

REDD - *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation*

SAVI - *Soil-adjusted vegetation index*

SISNAM - Sistema Nacional do Meio Ambiente

SNCU - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza

SR - Sensoriamento remoto

TIRS - *Thermal infrared sensor*

t - Toneladas

UC - Unidade de conservação

UNFCCC - *United Nations Framework Convention on Climate Change*

USGS – *United States Geological Service*

VI – *Vegetation Index*

± - Desvio padrão

°C - Graus Celsius

RF – *Random forest*

1. INTRODUÇÃO GERAL - CONTEXTUALIZAÇÃO

1.1. *Conhecendo as florestas tropicais*

As florestas tropicais são ecossistemas importantes para a subsistência e desenvolvimento da biodiversidade (Myers, 1991). Estas florestas são mosaicos de vegetações moldados pelas espécies, produzidos por distúrbios e influenciados por distintas condições bióticas e abióticas (Hastorn, 1980). Ao mesmo tempo, elas exibem diferentes padrões de distribuição ecológica, que são associados a inúmeros processos históricos, que transformaram este ecossistema em um dos mais diversos da biosfera (Gentry, 1992; Morrone & Crisci, 1995; Terborgh, 2012).

Conhecer a biodiversidade florestal é de vital importância para preservar seus processos ecológicos (Lugo & Lowe, 2012). Estima-se que originalmente as florestas tropicais cobriam 1,4 bilhão de hectares (Dirzo, 2001), e que mais da metade das espécies da biosfera se encontrariam inseridas nelas (Wilson, 1998). No que concerne às angiospermas, calcula-se que cerca de 250.000 espécies estariam distribuídas nas zonas tropicais (Dirzo & Raven, 2003), isto é, por conseguinte, a maior taxa de representatividade por região biogeográfica. Como exemplo de riqueza local, Gentry (1992) identificou cerca de 300 espécies de árvores num hectare de floresta sucessional na Amazônia peruana. No entanto, embora o número de espécies nas florestas possa parecer infinito, vale destacar que é amplamente esperado que a destruição de habitats cause uma aniquilação em massa de espécies nas próximas décadas (Alroy, 2017).

As florestas tropicais produzem inúmeros processos ecológicos (Zuquim et al., 2019). Entre eles, os processos biogeoquímicos são fundamentais para o desenvolvimento das espécies (Dixon et al., 1994). Um destes processos é o do ciclo biológico do carbono (C), elemento químico e principal formador de matéria biológica viva (Albritton et al., 2001). A ciclagem deste elemento compõe-se de várias etapas, que vão desde sua absorção pelas plantas, até sua transformação em biomassa vegetal, a mesma que é conhecida como fitomassa e definida como a quantidade de matéria viva acima do solo (Brown, 1997). Contudo, é possível observar que um dos maiores estoques de biomassa terrestre se encontra acumulado nas florestas tropicais (Phillips, 2018). Não obstante, nos tempos atuais, estas florestas apresentam uma tendência estática neutra, ou seja, absorvem a mesma quantidade de carbono que liberam (Stich et al., 2015).

As árvores tropicais são responsáveis por cerca de 60% da fotossíntese global, absorvendo aproximadamente 72 Pg C da atmosfera por ano (Beer et al., 2010). Estima-se, que o estoque de carbono das florestas tropicais supere 370 Pg C (Pan et al., 2011), um valor acima do estoque individual de uma árvore viva dos trópicos (300 Pg C) (Avitabile et al., 2016). Estes sumidouros de carbono representam um intenso fluxo de contínua mitigação de um dos mais importantes gases de efeito estufa (GEE), o gás carbônico (CO₂) (Steffen et al., 2015). Somente em 2016, houve um incremento abrupto deste gás, o que ocasionou que ultrapassasse a barreira dos 400 ppm (Dlugokencky & Tans, 2016). Estimar os impactos deste recurso ao longo do tempo ainda é considerado uma tarefa árdua (Souza et al., 2019), pelo que as convenções ambientais têm implementado uma série de políticas dirigidas à proteção e conservação das florestas tropicais (Mitchard, 2018).

A diminuição das emissões dos GEE e a redução da temperatura global são pautas que constantemente se discutem nas Conferências das Partes (COP) da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC). Tais preocupações devem-se ao aumento descontrolado nos níveis de concentração do CO₂. O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) da Organização Meteorológica Mundial (OMM) prevê que até 2100 a temperatura global aumente acima de 1,8 °C, em grande parte devido ao aumento nas emissões de GEE (Grinsted et al., 2010). Como soluções a estes problemas, foram formadas estratégias, como o mecanismo de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD), e adicionadas iniciativas de aumento de estoques de carbono como o REDD+ (West et al., 2018). Porém, embora pareça teoricamente viável a execução destas políticas, na prática, o pouco progresso alcançado não é suficiente para suportar o estilo de vida atual do ser humano.

1.2. *Um pouco sobre a Floresta Atlântica*

O incremento das atividades antrópicas como a fragmentação de habitat, mudanças no uso da terra, introdução de espécies exóticas, poluição e caça indiscriminada (Laurance, 2004; Ciais et al., 2013; Rodrigues & Lira, 2019), são apenas algumas das responsáveis pela extinção de 13% das espécies de aves, 25% das espécies de mamíferos e cerca de 21.000 espécies de plantas (Scabin et al., 2012). Desde o início da era industrial, as emissões antropogênicas totalizaram cerca de 408 Pg C, dos quais 20% deve-se a mudanças no uso da terra de florestas tropicais (Le Quéré et al., 2016). Mesmo existindo controles legais para amenizar os impactos

negativos, é evidente que ainda estamos longe de reestruturar o caminho devastado pelo homem. Fato é que, para manter a harmonia entre homem-floresta, é necessário ter uma compreensão mínima desses ecossistemas, observando qual limite de uso e nível de distúrbio suportável para não colapsar a capacidade rítmica de recuperação pós-intervenções (Laurance et al., 2014).

Entre os excepcionais biomas brasileiros, encontra-se a Floresta Atlântica, um dos *hotspots* de clima úmido mais biodiversos da Terra (Myers et al., 2000). Estima-se que ocorrem na Floresta Atlântica, mais de 20.000 espécies vegetais e que aproximadamente destas, 30% são endêmicas (Mittermeier et al., 2011). Tal diversidade está distribuída pelas diversas fitofisionomias que compõem estas florestas, em princípio como formações florestais, florestas estacionais (semidecíduais e decíduais) e florestas ombrófilas (densa, aberta e mista), além de manguezais, vegetação de restinga, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais nordestinos (Veloso et al., 1991).

Ao longo do tempo, a Floresta Atlântica atravessou inúmeros processos históricos de ocupação e uso comercial, que vão desde seus ecossistemas litorâneos até suas intangíveis florestas interioranas (Cunha, 2005). Originalmente, este bioma ocupava cerca de 1.315.460 km² do território brasileiro (SOS Mata Atlântica, 2021). Na atualidade, conhece-se que 65% da superfície deste bioma é coberta por áreas antrópicas – correspondente à agricultura, pastagem, mineração, áreas degradadas e todas as outras superfícies artificiais não construídas –, 3% por florestas, 2% por água e 2% por áreas construídas (Rezende et al., 2018), restando apenas 12,4% de sua cobertura nativa (SOS Mata Atlântica & INPE, 2019).

O intenso processo de desmatamento que a Floresta Atlântica vem sofrendo ao longo das décadas, acabou favorecendo o declínio das concentrações de biomassa vegetal (Vieira et al., 2008). Calcula-se que a maior parte dos estoques de carbono da Floresta Atlântica foram removidos nos últimos 150 anos, à custa de conversões de grandes áreas de vegetação originária em zonas agropecuárias, centros urbanos e complexos industriais (Dean, 1997). A modificação das paisagens, a raiz dos efeitos colaterais do desmatamento, transformou estas áreas em uma espécie de laboratório científico, direcionado a entendermos como estas paisagens antrópicas impactam a biodiversidade existente (Laurance, 2009; Tabarelli et al., 2012; Magnago et al., 2014). Nessa linha de pensamento, proteger a Floresta Atlântica é um desafio que requer cumprir a rigor as políticas ambientais direcionadas à conservação e uso de seus espaços naturais.

A conservação das espécies florestais no Brasil, está sujeita às normas municipais, estaduais e federais, determinadas por legislações específicas que atendem aos principais interesses socioeconômicos, políticos e sustentável do país. Um dos primeiros atos que visavam a limitação da destruição dos recursos naturais foi a criação do primeiro Código Florestal, instituído pelo decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934 (Brasil, 1934). Contudo, tal ato não surtiu o efeito esperado e flexibilizou os poucos preceitos sancionados (Bacha, 2004). Seguindo o mesmo caminho, foi promulgado pela Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, o segundo Código Florestal (Brasil, 1965), com a particularidade de se alinhar ao cenário político da época e reavaliar os comandos contidos no primeiro. Após a percepção de anos de sofrimento da fragmentada política ambiental brasileira e sob pressão da Organização das Nações Unidas (ONU), foi criada a Lei nº 6.938 de 1981, que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) e o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), responsável pela administração do meio ambiente (Brasil, 1981). Posteriormente, foi promulgada a Constituição de 1988, dando início a um rígido controle do PNMA (Brasil, 1988), e a Lei de proteção a vegetação nativa nº 12.651, de 25 de maio de 2012, conhecido como o novo Código Florestal (Brasil, 2012). Nos dias de hoje, é o Ministério do Meio Ambiente (MMA), o órgão competente para estabelecer as normas que visam a proteção das áreas naturais.

1.3. *Novas abordagens em ecologia florestal*

Em tempos de crises sanitárias - como a pandemia da COVID-19 -, adaptar-se a novas mudanças é crucial para a continuidade das pesquisas científicas e soluções de problemas no país. Para entender os padrões estruturais de uma comunidade florestal, é necessário avaliar a floresta a partir de distintas abordagens, como as propriedades físico-químicas do solo (Malhi et al., 2004), biomassa e tipologia da vegetação (Vianna et al., 2010). Por conseguinte, a determinação desses padrões, demandam um esforço ininterrupto de tempo e dinheiro. Neste contexto, novas abordagens como o uso de tecnologias modernas e econômicas, estão sendo utilizadas como alternativa para o desenvolvimento de estudos ecológicos.

Um dos estudos de maior impacto no âmbito florestal são os inventários, elaborados a partir dos principais parâmetros estruturais das árvores, tais como: altura, diâmetro, densidade da madeira e biomassa (Nogueira et al., 2008). Este último, também conhecido como biomassa arbórea ou biomassa acima do solo (AGB), é um critério essencial para uma gama de estudos florestais, incluindo estudos sobre impacto dos GEE, manejo de paisagens florestais, gestão da

indústria madeireira, restauração e mudanças no uso da terra (Chave et al., 2019). Não obstante, a mensuração de campo desta AGB pode exigir um alto gasto energético, podendo ser mensurada mediante dois métodos: diretos (destrutivos), no qual a árvore é cortada e seus componentes aditivos separados (Sanquetta & Balbinot, 2002), e indiretos (não destrutivos), onde se estima a AGB através de modelos alométricos, usando variáveis de densidade da madeira, altura e diâmetro (Bruegel et al., 2011).

Na aplicação do método indireto, a alometria quase sempre segue um conjunto de equações que atende características específicas de desempenho (Genet et al., 2011), podendo haver variações negativas de resultados, quando se escolhe erroneamente uma equação que atende a outro tipo de população amostral (Chave et al., 2014). Os inventários florestais (IF) podem oferecer uma amostra representativa da AGB, mas carecem da dimensão temporal e poder de extrapolação, que é essencial para o entendimento dinâmico do sistema (Smith, 2002). Nesse contexto, alternativas como o sensoriamento remoto (SR), calibrado com dados de IF locais, podem oferecer resultados mais robustos (Asner et al., 2010) em escala local.

O uso de SR e Sistemas de Informação Geográfica (GIS) na dinâmica florestal, é uma alternativa de monitoramento para muitos estudos florestais. Devido à sua capacidade de produzir informações baseadas em imagens de plataformas aéreas ou espaciais (Campbell & Wynne, 2011), o SR pode analisar diferentes parâmetros de diferentes estratos a partir da incorporação de tecnologias óticas (Görgens et al., 2016). Esta tecnologia permite processar grandes volumes de dados e correlacionar com espectros de bandas e índices de vegetação (VI) de extensas áreas, possibilitando assim, compreender com maior clareza a natureza dos caracteres vegetativos (Lu, 2006).

O funcionamento dos VI depende do processo de fotossíntese, onde a absorção e a refletância dos espectros eletromagnéticos na clorofila, expõem a condição de saúde daquela área (Viña et al., 2011). Entre os principais VI encontra-se o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI). Este indicador matemático, usa diferentes bandas do espectro eletromagnético e calcula seus componentes a partir da relação do infravermelho próximo (NIR) e vermelho (RED), onde os valores resultantes podem ser interpretados como diferentes tipos de superfície (Gonzalez-Jaramillo et al., 2016). Além do NDVI, diversos VI são requisitados na hora de trabalhar com vegetação, tais como o índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI), índice de área foliar (LAI) e índice de vegetação melhorado (EVI), que quando

trabalhados em conjunto, incorporam ajustes que corrigem efeitos de variáveis e melhora a sensibilidade para estimar a AGB (Silleos et al., 2006).

A maioria destes índices não poderiam ser calculados sem a intermediação de imagens aéreas ou espaciais. Dentre as missões espaciais, as imagens mais utilizadas são as dos satélites Landsat. Estes satélites são gerenciados pela Administração Nacional do Espaço e da Aeronáutica (NASA) e pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) (Wulder et al., 2012). O programa Landsat se desenvolve desde 1972 e atualmente está na sua nona missão, denominada Landsat 9. No entanto, o Landsat 8, que registra continuamente imagens multiespectrais de alta definição e permite compreender melhor as mudanças temporais locais e globais, ainda é o mais explorado (USGS, 2016). Landsat 8 integra dois sensores responsáveis de capturar informação, *Operational Land Imager* (OLI) e *Thermal Infrared Sensor* (TIRS), que por sua vez, incorporam otimizações e sensores hídricos e térmicos, respectivamente (Roy et al., 2016).

Analisar o componente vegetal utilizando tecnologias de acesso rápido é uma vantagem que deve ser aproveitada, ainda mais quando se pode correlacionar com dados de campo. Operar IF com processamento digital de imagens (PDI), pode ser uma ferramenta útil para classificar diferentes mosaicos de vegetação, melhor ainda quando se emprega abordagens estatísticas rigorosas (Chazdon et al., 2011). Porém, por ter tais “facilidades à mão”, deve-se ter cautela no momento de realizar inferências em ecologia, e principalmente no momento de testar hipóteses (Stephens et al., 2007).

1.4. *Parque Estadual da Serra da Tiririca*

Considerado como um país megadiverso, o Brasil possui uma significativa quantidade de espécies do mundo (Mittermeier et al., 2011). Porém, sua escala continental e sua limitada fiscalização, tornou este território alvo de inúmeros crimes ambientais. Por tais razões, a instituição do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) - promulgado pela Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 e regulado pelo Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002 (Brasil, 2000; 2002) - foi um dos atos que consagraram fortalecer a política ambiental brasileira. Esta lei, além de definir o propósito das unidades de conservação (UC), possibilitou o desenvolvimento de estratégias públicas de conservação. Sua gerência envolveu um controle hierárquico e autônomo, sendo as UC federais administradas pelo Instituto Chico

Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), as regionais pelos órgãos competentes de cada estado e as municipais pelas prefeituras. No Rio de Janeiro, o órgão que dirige as UC é o Instituto Estadual do Ambiente (INEA), criado e regulamentado pela Lei nº 5.101, de 4 de outubro de 2007 e o Decreto nº 41.628, de 12 de janeiro de 2009, respectivamente (Rio de Janeiro, 2007; 2009).

O Parque Estadual da Serra da Tiririca (PESET), é uma das doze UC do Rio de Janeiro sob a jurisdição do INEA. Criado em 1991, pela Lei Estadual nº 1.901, de 29 de novembro de 1991 (Rio de Janeiro, 1991), esta UC encontra-se inserida na região metropolitana do estado, entre as coordenadas 22°48'-23°00'S e 42°57'-43°02'W, abrangendo os municípios de Niterói e Maricá (Figura 1 e 2). Em sua criação, não foram definidos limites genuínos, pelo que o perímetro definitivo foi estabelecido pela Lei Estadual nº 5.079, de 3 de setembro de 2007 e ampliado em 2012, com a inclusão de 1241 ha, sancionadas pelo Decreto Estadual nº 43.913, de 29 de outubro de 2012 (Rio de Janeiro, 2007; 2012). Na atualidade, o PESET abrange 3491,92 ha distribuídas entre sua fracção marítima-continental. A organização de seu território acata a setorização do PESET (Figura 2), sendo eles definidos como: Serra da Tiririca (1975,06 ha); Darcy Ribeiro (1155,35 ha); Lagoa de Itaipú (185,02 ha); Morro das Andorinhas (90,36 ha); Morro da Peça (37,82 ha) e insulas (48,31 ha), conhecidas como Ilha Pai, Ilha Mãe e Ilha Menina.

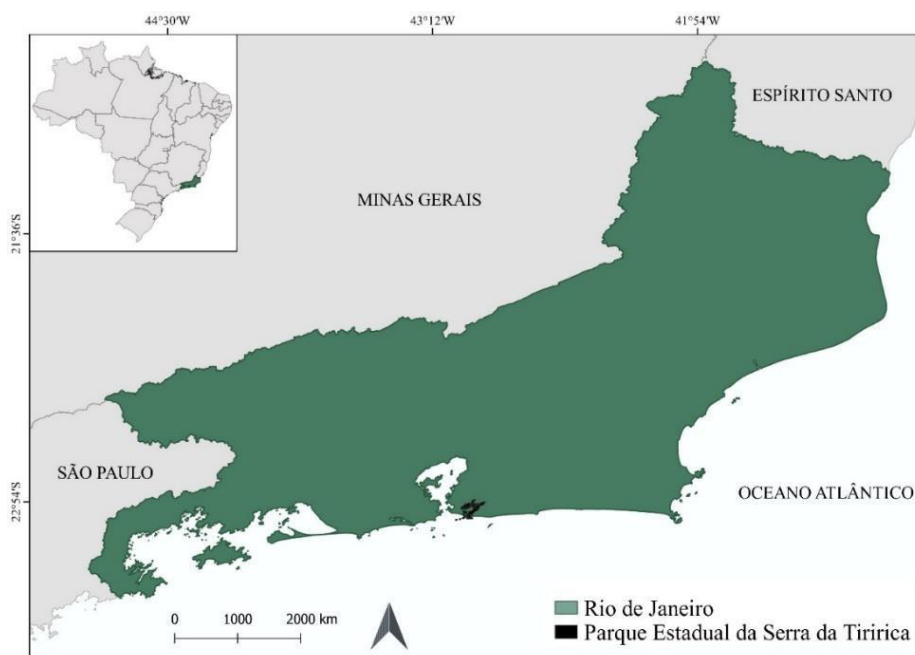


Figura 1. Mapa de localização do Parque Estadual da Serra da Tiririca no estado do Rio de Janeiro, Brasil.

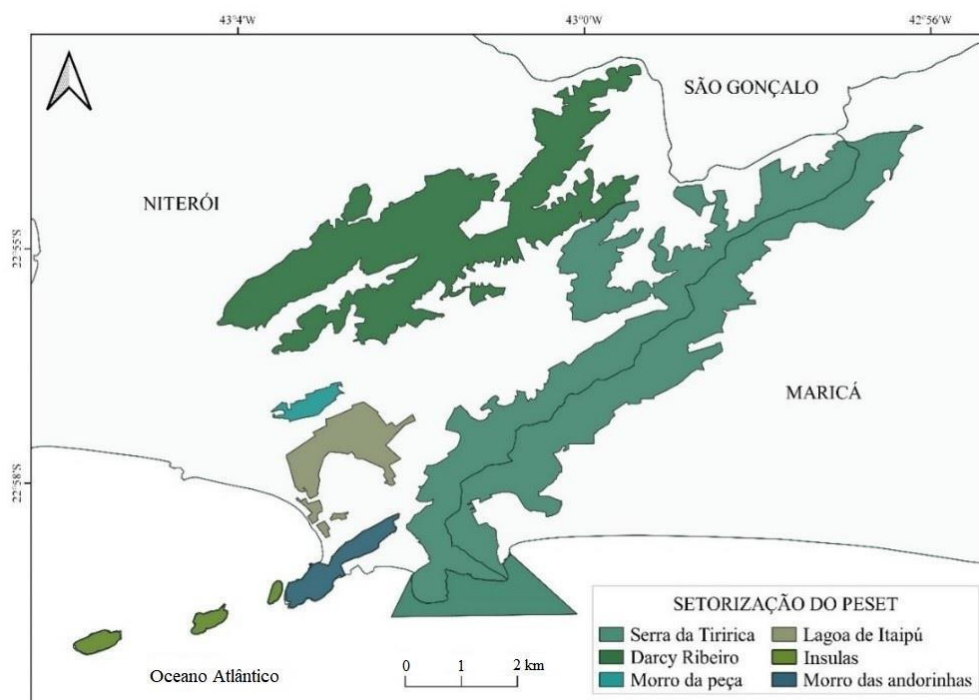


Figura 2. Localização e setorização do Parque Estadual da Serra da Tiririca (PESET).

No contexto histórico, o PESET é o único parque estadual que em seu processo de criação foi alavancado por movimentos públicos e ambientalistas (Barros, 2008). Esta unidade de conservação traz consigo um marco evolutivo na apropriação de seus espaços naturais. Inicialmente, sobre as mediações do parque, reconhece-se a passagem dos primeiros grupos nômades pré-históricos, representando a ocupação humana mais antiga do litoral brasileiro (Kneip, 1995), correspondendo aos eventos holocênicos e pleistocênicos e datado em 7958 ± 224 anos a.C. (Kneip et al., 1981). Posteriormente, a região passou a ser ocupada pelos índios Tupis, que de caça, recursos naturais e agricultura auto suficiente, lograram estabelecer-se até a chegada dos portugueses (Barros, 2008). Mais tarde, na era colonial, o intenso comércio português sobre a extração mercantilista do pau-brasil (*Paubrasilia echinata* (Lam.) Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis) e outras imensas árvores, transformaram aquela paisagem natural em áreas devastadas (Varotto, 2006). As sesmarias do século XVI, o extrativismo do século XVII e o estabelecimento de engenhos no século XVIII, também foram os grandes responsáveis pela destruição de enormes extensões de florestas nativas (Barros, 2008). Com a decadência das monoculturas entre os séculos XIX e XX, as áreas naturais conseguiram recompor sua vegetação originária; porém, em meados do século XX até os dias de hoje, os grandes

loteamentos e o crescimento imobiliário se impuseram e transformaram as paisagens florestais em paisagens antrópicas (Vallejo, 2005).

A região entorno ao PESET apresenta o clima do tipo Aw de Köppen (Alvares et al., 2013), umidade relativa do ar anual de ~80%, temperatura média anual de 23,7 °C e precipitação média anual de ~1172 mm (INMET, 2021). Seus solos são do tipo Agrissolos, Gleissosolos, Neossolos, Cambissolos e solos litólicos (INEA, 2015). Dentro do plano biológico, o PESET é reconhecido pela diversidade de espécies de flora e fauna que apresenta, as mesmas que foram observadas pelos naturalistas Maximiliano de Wied-Neuwied em 1815 (Costa, 2008), e Charles Darwin em 1835 (Selles & Abreu, 2002).

A vegetação do PESET é própria de Floresta Atlântica, com ecossistemas de restinga, manguezal, vegetação rupícola e floresta ombrófila densa submontana com afloramentos rochosos (Barros, 2008). Em seus setores continentais e relevos montanhosos, encontram-se cactos e bromélias endêmicas da região (Verçoza & Bastos, 2013; Vasconcelos et al., 2019), trepadeiras (Barros et al., 2009), peperômias (Queiroz et al., 2014), espécies exóticas (Machado et al., 2020) e outras espécies arbóreas, onde destacam-se as presenças de espécies endêmicas da Floresta Atlântica, tais como: *Astronium graveolens* Jacq., *Casearia sylvestris* Sw., *Cordia superba* Cham., *Inga* spp. *Paubrasilia echinata* (Lam.), Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis, *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. e *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. (Barros, 2008).

Com a missão de proteger a biodiversidade e os recursos genéticos do território, o PESET tem passado por constantes conflitos de interesses privados (Barros et al., 2003). Embora o parque tenha superado problemas agrícolas e fundiários em seus limites jurisdicionais, promover a sustentabilidade do entorno tem se apresentado como uma tarefa impossível, em função das consequências de uma herança histórica negativa (Barros, 2008). Exemplo disso, é a série de problemas atuais enfrentada pela gestão do PESET, tendo como principal desafio o controle do desmatamento, caça ilegal, queimadas e a ocupação ilegal de áreas para construções de moradias. Fato é que, o desenvolvimento de estudos ecológicos no PESET pode servir de base para implementar melhores estratégias de afronta a estes problemas. Portanto, com base no estudo do PESET, promovemos como **objetivos principais**: i) descrever e analisar os padrões de distribuição arbórea de um remanescente de Floresta Atlântica; ii) avaliar a influência de processos determinísticos e estocásticos na configuração desses padrões; e iii) estimar os estoques de biomassa arbórea do remanescente.

2. ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

2.1. Sinopse

Esta dissertação está dividida em três módulos: o primeiro, a **Introdução geral – contextualização**, está representando a admissão de conceitos e tópicos fundamentais para o entendimento do estudo, assim como, aprofunda abordagens precisas que serão de notória importância no momento de sequenciar este trabalho; o segundo, subdividido em quatro **capítulos**, retrata a condensação da pesquisa. Cada capítulo expõe diretrizes autônomas e que usualmente irão se concatenando, com o desígnio de preencher vazios e facilitar a ordem progressiva do estudo; finalmente, o terceiro módulo, visa denotar outros conhecimentos deste trabalho em forma de **considerações finais**. Nesta seção apresenta-se uma síntese do trabalho e explana-se detalhadamente as dificuldades e deficiências do trabalho; assim como, soluções, propostas e novas abordagens complementares. Para uma melhor compreensão desta sinopse, apresenta-se a seguir as interrogativas norteadoras, hipóteses e objetivos de cada capítulo.

Obs.: Todos os capítulos desta dissertação foram traduzidos para o idioma inglês e submetidos a distintos periódicos científicos.

2.2. **Capítulo I.** Estrutura e composição arbórea de um remanescente litorâneo de Floresta Atlântica no Rio de Janeiro

Compreender a diversidade florestal através de distintas abordagens permite inferir inúmeros processos ecológicos. A Floresta Atlântica por exemplo, é um dos biomas mais biodiversos do Brasil. Tal diversidade estaria sendo influenciada por distintas condições bióticas e abióticas. No entanto, a estrutura e composição florística de muitos de seus remanescentes litorâneos ainda são desconhecidas, como a Serra da Tiririca (Floresta Atlântica, RJ). Nesse sentido, **questionamos**: como estão distribuídas as espécies arbóreas neste remanescente? E como esta distribuição poderia ajudar a entender a dinâmica do remanescente? Seguindo esta linha de questões **objetivamos**: 1. descrever a composição e diversidade arbórea da Serra da Tiririca; e 2. analisar a estrutura florestal deste remanescente.

2.3. **Capítulo II.** *Influência das bordas sobre características funcionais das árvores em um remanescente de Mata Atlântica*

(DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1806-9088202200000003>)

A quantificação dos atributos ou características funcionais das árvores, como a densidade da madeira, altura e diâmetro, é de extrema importância para determinar processos sucessionais, e consequentemente, compreender os padrões estruturais da floresta. No entanto, as bordas e seus efeitos - causados por distúrbios antrópicos – poderiam estar influenciando uma variação nesses padrões estruturais. Nesse sentido, **questionamos**: Qual é o papel das características funcionais das árvores na Serra da Tiririca? Existe variação significativa dessas características nos indivíduos próximos a bordas do que no interior do remanescente? Se for assim, quais variáveis ambientais estariam condicionando essas diferenças? Partindo dessas indagações, construímos a **hipótese** de que: i) características funcionais como densidade da madeira, diâmetro e altura das árvores apresenta menores valores nas bordas do que no interior da floresta; e que ii) variáveis ambientais influenciam tais diferenças. Portanto, **objetivamos**: 1. Avaliar a variabilidade das características funcionais das árvores sobre a borda e o interior da Serra da Tiririca.

2.4. **Capítulo III.** *Influência das queimadas sobre a vegetação de borda de um remanescente de Floresta Atlântica no Brasil*

A sinergia entre as queimadas e a fragmentação de habitat é responsável pela devastação de grandes áreas na região tropical. Correspondentemente, a interação entre queimadas e secas, cobre grandes áreas florestais e pequenos remanescentes, causando abruptos aumentos na mortalidade vegetal. Nesse sentido, **questionamos**: Qual seria o papel das queimadas num remanescente do Parque Estadual da Serra da Tiririca? Existiria influência das queimadas sobre o tipo de habitat da vegetação? Partindo dessas questões, elaboramos a **hipótese** de que as bordas do remanescente são mais impactadas pelas queimadas do que o interior. Portanto, **objetivamos**: 1. Descrever a variação das evidências de queimada entre a borda e o interior do remanescente; e 2. Criar um mapa de risco de fogo para a área de estudo.

2.5. **Capítulo IV.** *Estimativa de biomassa arbórea num remanescente de Floresta Atlântica usando diferentes métodos de modelagem*

Missões de sensoriamento remoto produzem mapas detalhados de biomassa arbórea (AGB) e carbono em todos os ecossistemas terrestres. Essas missões dependem de conjuntos de dados precisos e calibrações *in situ* para o treinamento de seus algoritmos e validações de resultados. No entanto, os sistemas de monitoramento florestal de longo prazo são limitados, especialmente nos trópicos. Nesse sentido, **questionamos**: Qual o método de modelagem de AGB que mais se aproxima da estimativa de campo no remanescente? Partindo dessa pergunta, elaboramos a **hipótese** de que estimativas de biomassa a partir de dados de sensoriamento remoto associado a variáveis ambientais se aproximam mais de valores estimados no campo. Portanto, **objetivamos**: 1. determinar a AGB atual de um remanescente de Floresta Atlântica através de dados de campo; 2. Comparar o desempenho de diferentes métodos de modelagem que preveja a AGB, validando as informações de campo com o solo, sensoriamento remoto e dados ambientais; e 3. Gerar um mapa de AGB para o remanescente.

2.6. *Justificativa*

Os fragmentos litorâneos de floresta ombrófila densa albergam uma alta gama de diversidade biológica. Concentrando em seus interiores, árvores das famílias botânicas mais representativas de Floresta Atlântica. Apesar disso, tais comunidades, estão condenadas a lidar constantemente com distúrbios e impactos causados por interferências antrópicas. Efeitos diretos desses impactos negativos são as criações de bordas e o incremento das queimadas. As consequências destes problemas, destinam as espécies arbóreas a um constante ciclo de adaptações e condições ambientais diferentes das originais. Além do mais, as drásticas alterações ecológicas levam à extinção da biodiversidade e em decorrência, à redução de biomassa vegetal. Portanto, é necessário realizar estudos que ajudem a entender a dinâmica adaptativa destas espécies impactadas, que reduzam a falta de informação local e auxiliem na conservação destes remanescentes.

3. REFERÊNCIAS

- Albritton DL, Barker T, Bashmakov IA, Canziani O, Christ R, Cubasch U, Davidson O, Gitay H, Griggs D, Houghton J, House J, Kundzewicz Z, Lal M, Leary N, Magadza C, McCarthy JJ, Mitchell JFB, Moreira JR, Munasinghe M, Noble I, Pachauri R, Pittock B, Prather M, Richels RG, Robinson JB, Sathaye J, Schneider S, Scholes R, Stocker T, Sundararaman N, Swart R, Taniguchi T, Zhou D. (2001). Climate change 2001: synthesis report. (Ed.) Watson RT. Cambridge, UK: **Cambridge University Press**, 398p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Ulrich-Cubasch/publication/235948804_Climate_Change_2001_Synthesis_Report/links/00b4952a888af0e5af000000/Climate-Change-2001-Synthesis-Report.pdf> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Alroy J. (2017). Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 114(23), 6056-6061. <https://doi.org/10.1073/pnas.1611855114>
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, de Moraes G, Leonardo J, Sparovek G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22(6), 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Asner GP, Powell GVN, Mascaro J, Knapp DE, Clark JK, Jacobson J, Kennedy-Bowdoin T, Balaji A, Paez-Acosta G, Victoria E, Secada L, Valqui M, Hughes RF. (2010). High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 107(38), 16738-16742. <https://doi.org/10.1073/pnas.1004875107>
- Avitabile V, Herold M, Heuvelink GBM, Lewis SL, Phillips OL, Asner GP, Armston J, Ashton PS, Banin L, Bayol N, Berry NJ, Boeckx P, de Jong BHJ, DeVries B, Girardin CAJ, Kearsley E, Lindsell JA, Lopez-Gonzalez G, Lucas R, Malhi Y, Morel A, Mitchard, ETA, Nagy L, Qie L, Quinones MJ, Ryan CM, Ferry SJW, Sunderland T, Laurin GV, Gatti RC, Valentini R, Verbeeck H, Wijaya A, Willcock S. (2016). An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. **Global change biology**, 22(4), 1406-1420. <https://doi.org/10.1111/gcb.13139>

- Bacha CJC. (2004). O uso de recursos florestais e as políticas econômicas brasileiras: uma visão histórica e parcial de um processo de desenvolvimento. **Estudos Econômicos (São Paulo)**, 34(2), 393-426. <https://doi.org/10.1590/S0101-41612004000200007>
- Barros AAM, Pontes JAL, Sathler EB, Conceição MCF, Pimentel DS. (2003). Aspectos ambientais e legais da conservação do Córrego dos Colibris no Parque Estadual da Serra da Tiririca, RJ. **Simpósio de Áreas Protegidas**. Conservação no Âmbito do Cone Sul, 2p. Disponível em: http://arquivos.proderj.rj.gov.br/inea_imagens/downloads/pesquisas/PE_Serra_da_Tiririca/Barros_etal_2003.pdf> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Barros AAM. (2008). Análise florística e estrutural do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Niterói e Maricá, RJ, Brasil. **[Tese de Doutorado]**. Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 225p. Disponível em: http://arquivos.proderj.rj.gov.br/inea_imagens/downloads/pesquisas/PE_Serra_da_Tiririca/Barros_2008.pdf> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Barros AAM, Ribas LDA, Araujo DSD. (2009). Trepadeiras do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, 60(3), 681-694. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200960313>
- Beer C, Reichstein M, Tomelleri E, Ciais P, Jung M, Carvalhais N, Rodenbeck C, Arain MA, Baldocchi D, Bonan GB, Bondeau A, Cescatti A, Lasslop G, Lindroth A, Lomas M, Luysaert S, Margolis H, Oleson KW, Rouspard O, Veenendaal E, Viovy N, Williams C, Woodward FI, Papale D. (2010). Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. **Science**, 329(5993), 834-838. <https://doi.org/10.1126/science.1184984>
- Brasil. (1934). Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934. Dispões sobre o código florestal. **Diário Oficial da União**. Seção 1 - 9/2/1934, Página 2882 (Publicação Original). Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/D23793.htm> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Brasil. (1965). Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo código florestal. **Diário Oficial da União**. Seção 1 - 16/9/1965, Página 9529. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

- Brasil. (1981). Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e de outras providências. **Diário Oficial da União**. Seção 1 - 1º Trim./1981, Pagina 19509. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=597>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Brasil. (1988). Constituição da república federativa do Brasil de 1988. **Diário Oficial da União**. Seção 1, 1º Trim./1988, Pagina 1 (Publicação Original). Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/consti/1988/constituicao-1988-5-outubro-1988-322142-publicacaooriginal-1-pl.html>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Brasil. (2000). Lei Ordinária nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. DO de 19/07/200, Pagina 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Brasil. (2002). Decreto nº 4.340/2002, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. **Diário Oficial da União**. DO de 23/08/2002, Página 9. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4340.htm> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Brasil. (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispões sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**. Seção 1, 2º Trim./2012, Pagina 1 (Publicação Original). Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Ato2011-2014/Lei/L12651.htm> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Brown S. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer (Vol. 134). **Food & Agriculture Org**. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=es&lr=&id=uvISezvitwC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Estimating+biomass+and+biomass+change+of+tropical+forests&ots=ODq4Nm0YFK&sig=nNVozkNHLaNbL_ZfUkZsXRWNcU&redir_esc=y#v=onepage&q=Estimating%20biomass%20and%20biomass%20change%20of%20tropical%20forests&f=false> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Breugel MV, Ransijn J, Craven D, Bongers F, Hall JS. (2011). Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainties associated with allometric biomass

- models. **Forest ecology and management**, 262(8), 1648-1657. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.018>
- Campbell JB, Wynne RH. (2011). Introduction to remote sensing. Eds 5. **New York: The Guildford Press**. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=es&lr=&id=NkLmDjSS8TsC&oi=fnd&pg=P1&dq=Introduction+to+remote+sensing&ots=s2Gmt2lZ7y&sig=tFjHBInvdNh9uLc1svZtlMQyqk&redir_esc=y#v=onepage&q=Introduction%20to%20remote%20sensing&f=false> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, Chidumayo E, Colgan MS, Delitti WB, Duque A, Eid T, Fearnside PM, Goodman RC, Henry M, Martínez-Yrizar A, Mugasha WA, Muller-Landau HC, Mencuccini M, Nelson BW, Ngomanda A, Nogueira EM, Ortiz-Malavassi E, Péliissier R, Ploton P, Ryan CM, Saldarriaga JG, Vieilledent G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global change biology**, 20(10), 3177-3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chave J, Davies SJ, Phillips OL, Lewis SL, Sist P, Schepaschenko D, Armston J, Baker TR, Coomes D, Disney M, Duncanson L, Hérault B, Labrière N, Meyer V, Réjou-Méchain M, Scipal K, Saatchi S. (2019). Ground data are essential for biomass remote sensing missions. **Surveys in Geophysics**, 40(4), 863-880. <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09528-w>
- Ciais P, Sabine C, Bala G, Bopp L, Brovkin V, Canadell J, Chhabra A, DeFries R, Galloway J, Heimann M, Jones C, Le Quéré C, Myneni RB, Piao S, Thornton P. (2013) Carbon and Other Biogeochemical Cycles Supplementary Material. In: **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Disponível em: <www.climatechange2013.org> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Costa CRD. (2008). O príncipe Maximiliano de Wied-Neuwied e sua viagem ao Brasil (1815-1817). [Teses de Doutorado]. Universidade de São Paulo, 140p. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/8/8138/tde-15042009-150645/en.php>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

Cunha I. (2005). Desenvolvimento sustentável na costa brasileira. **Revista Galega de Economía**, 14(1-2), 1-14. Disponível em: <https://www.usc.es/econo/RGE/Vol14_1_2/Outros/art4b.pdf> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

Dean W. (1997). With broadax and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest. **University of California Press**. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=es&lr=&id=MYL2EsiylMC&oi=fnd&pg=PR13&dq=With+broadax+and+firebrand:+the+destruction+of+the+Brazilian+Atlantic+Forest&ots=P0EWJII8l7&sig=aIT0OTGvqRV Rab64ICoWDCrSTTo&redir_esc=y#v=onepage&q=With%20broadax%20and%20firebrand%3A%20the%20destruction%20of%20the%20Brazilian%20Atlantic%20Forest&f=false> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

Dirzo R. (2001). Tropical forests. In: Global biodiversity in a changing environment. **Scenarios for the 21st century**. Ecological Studies 152 eds. Chapin III, F. S., Sala, O. E. & Huber-Sannwald, E: Springer, New York, 251-276pp. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=es&lr=&id=EcSqzinJR7MC&oi=fnd&pg=PR5&dq=Global+biodiversity+in+a+changing+environment.+Scenarios+for+the+21st+century.&ots=XvINgkgIFb&sig=_rhDbd9RrGGzJoMIoqpxxylgQ0&redir_esc=y#v=onepage&q=Global%20biodiversity%20in%20a%20changing%20environment.%20Scenarios%20for%20the%2021st%20century.&f=false> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

Dirzo R, Raven PH. (2003). Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources**, 28p. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>

Dixon RK, Solomon AM, Brown S, Houghton RA, Trexler MC, Wisniewski J. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. **Science**, 263(5144), 185-190. <https://doi.org/10.1126/science.263.5144.185>

Dlugokencky E, Tans P. (2020). **Trends in Atmospheric Carbon Dioxide**. Disponível em: <<https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

Genet A, Wernsdörfer H, Jonard M, Pretzsch H, Rauch M, Ponette Q, Nysg C, Legoutg A, Rangerg J, Vallet P, Saint-André L. (2011). Ontogeny partly explains the apparent heterogeneity of published biomass equations for *Fagus sylvatica* in central Europe.

- Forest ecology and management**, 261(7), 1188-1202.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.034>
- Gentry AH. (1992). Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. **Oikos**, 19-28. <https://doi.org/10.2307/3545512>
- Gonzalez-Jaramillo V, Fries A, Rollenbeck R, Paladines J, Oñate-Valdivieso F, Bendix J. (2016). Assessment of deforestation during the last decades in Ecuador using NOAA-AVHRR satellite data. **Erdkunde**, 217-235.
<https://doi.org/10.3112/erdkunde.2016.03.02>
- Görgens EB, Soares CP, Nunes MH, Rodriguez LC. (2016). Characterization of Brazilian forest types utilizing canopy height profiles derived from airborne laser scanning. **Applied vegetation science**, 19(3), 518-527. <https://doi.org/10.1111/avsc.12224>
- Grinsted A, Moore JC, Jevrejeva S. (2010). Reconstructing sea level from paleo and projected temperatures 200 to 2100 AD. **Climate dynamics**, 34(4), 461-472.
<https://doi.org/10.1007/s00382-008-0507-2>
- Hartshorn GS. (1980). Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, 23-30.
<https://doi.org/10.2307/2388152>
- Kneip LM, Pallestrini L, Cunha FLS. (1981). Pesquisas arqueológicas no litoral de Itaipu, Niterói, RJ. Rio de Janeiro. **VEPLAN Companhia de Desenvolvimento Territorial**. 173p. Disponível em:
https://books.google.com.br/books/about/Pesquisas_arqueol%C3%B3gicas_no_litoral_de_I.html?id=GR8sAAAAYAAJ&redir_esc=y Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Kneip LM. (1995). A sequência cultural do sambaqui de Camboinhas, Itaipu-Niterói, Rio de Janeiro. Documento de trabalho: Serie arqueologia, vol 3. **Museu Nacional**. Disponível em: http://www.museunacional.ufrj.br/obrasraras/DTSA_3.html Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- [INEA] Instituto Estadual do Ambiente. (2015). **Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra da Tiririca. Governo do Estado do Rio de Janeiro, janeiro de 2015**. Disponível em:
<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/BIODIVERSIDADEEAREASPROTEGIDAS>

AS/UnidadesdeConservacao/INEA_008600#/PlanodeManejo> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

[INMET] Instituto Nacional de Meteorologia. (2019). **Dados de estação automática Niterói.**

Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

Laurance WF. (2004). Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, 359(1443), 345-352. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1430>

Laurance WF. (2009). Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**. 142: 1137-1137. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.011>

Laurance WF, Sayer J, Cassman KG. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in ecology & evolution**, 29(2), 107-116. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>

Le Quéré C, Peters GP, Andres RJ, Andrew RM, Boden TA, Ciais P, Friedlingstein P, Houghton RA, Marland G, Moriarty R, Sitch S, Tans P, Arneeth A, Arvanitis A, Bakker DCE, Bopp L, Canadell JG, Chini LP, Doney SC, Harper A, Harris I, House JI., Jain AK, Jones SD, Kato E, Keeling RF, Klein Goldewijk K, Körtzinger A, Koven C, Lefèvre N, Maignan F, Omar A, Ono T, Park G-H, Pfeil B, Poulter B, Raupach MR, Regnier P, Rödenbeck C, Saito S, Schwinger J, Segschneider J, Stocker BD, Takahashi T, Tilbrook B, van Heuven S, Viovy N, Wanninkhof R, Wiltshire A, Zaehle S. (2016). Global carbon budget 2016. **Earth System Science Data**, 8(2), 605-649. https://doi.org/10.3334/CDIAC/GCP_2013_V2.3

Lu D. (2006). The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. **International journal of remote sensing**, 27(7), 1297-1328. <https://doi.org/10.1080/01431160500486732>

Lugo AE, Lowe C. (2012). Tropical forests: management and ecology. **Springer Science & Business Media**. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=es&lr=&id=bD_TBwAAQBAJ&oi=fnd&pg=P_R5&dq=tropical+forest+ecology&ots=h7Z3vqVulk&sig=kOJHeWlQB1KZwmkTDf8R4ox3O6I&redir_esc=y#v=onepage&q=tropical%20forest%20ecology&f=false> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

- Machado SD, Barros AAM, Andrade Ribas L. (2020). Exotic plants in a rocky outcrop area in the municipality of Niterói, Rio de Janeiro state, Brazil. **Journal of Coastal Conservation**, 24(1), 1. <https://doi.org/10.1007/s11852-019-00719-6>
- Magnago LFS, Edwards DP, Edwards FA, Magrach A, Martins SV, Laurance WF. (2014). Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of ecology**, 102(2), 475-485. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12206>
- Malhi Y, Baker TR, Phillips OL, Almeida S, Alvarez E, Arroyo L, Chave J, Czimczik CI, Fiore AD, Higuchi N, Killeen TJ, Laurance SG, Laurance WF, Lewis SL, Montoya LMM, Monteagudo A, Neill DA, Vargas PN, Patiño S, Pitman NC, Quesada CA, Salomão R, Silva JNM, Lezama AT, Martínez RV, Terborgh J, Vinceti B, Lloyd J. (2004). The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. **Global Change Biology**, 10(5), 563-591. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00778.x>
- Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: **Biodiversity hotspots**, Springer, Berlin, Heidelberg. 3-22 pp. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1
- Morrone JJ, Crisci JV. (1995). Historical biogeography: introduction to methods. **Annual review of ecology and systematics**, 26(1), 373-401. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.26.110195.002105>
- Myers N. (1991). Tropical forests: present status and future outlook. **Climatic change**, 19(1), 3-32. <https://doi.org/10.1007/BF00142209>
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403(6772), 853. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nogueira EM, Fearnside PM, Nelson BW, Imbrozio R, Barbosa EWHK. (2008). Estimativas de biomassa florestal na Amazônica brasileira: Novas equações alométricas e ajustes para biomassa obtida a partir de inventários de volume de madeira. **Management**, 256, 1853-1867. Disponível em: <http://philip.inpa.gov.br/publ_livres/mss%20and%20in%20press/Nogueira_etal_2008_EstimatesOfForestBiomassInTheAmazon_PORTUGUES.pdf> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

- Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL, Shvidenko A, Lewis SL, Canadell JG, Ciais P, Jackson RB, Pacala SW, McGuire AD, Piao S, Rautiainen A, Sitch S, Hayes D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, 333(6045), 988-993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Phillips OL. (2018) Recent changes in Amazon forest biomass and dynamics. In: Rodríguez L, Anderson I (eds) The Lima declaration on biodiversity and climate change: contributions from science to policy for sustainable development. Technical series no. 89. **Secretariat of the Convention on Biological Diversity**, 32–41p. Disponível em: <https://eprints.whiterose.ac.uk/136860/8/Phillips_2018_AAM_Recent_Changes_in_Amazon_forest_biomass_dynamics_Colombia_book_chapter-2.pdf> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Queiroz GA, Guimarães EF, Barros AAM. (2014). O gênero *Peperomia* Ruiz & Pav. (Piperaceae) na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, 1(2), 5-14. Disponível em: <<http://186.237.248.25/index.php/ABC/article/view/589>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Rezende CL, Scarano FR, Assad ED, Joly CA, Metzger JP, Strassburg BBN, Tabarelli M, Da Fonseca GA, Mittermeier RA. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, 16(4), 208-214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>
- Rio de Janeiro. (1991). Lei Estadual nº 1.901, de 29 de novembro de 1991. **Dispõe sobre a criação do Parque Estadual da Serra da Tiririca e dá outras providências.** Disponível em: <<http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/CONTLEI.NSF/bff0b82192929c2303256bc30052cb1c/0a9eb98540ee62bf032565210079711b?OpenDocument>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Rio de Janeiro. (2007). Lei nº 5.101, de 4 de outubro de 2007. **Dispõe sobre a criação do Instituto Estadual do Ambiente – INEA e sobre outras providências para maior eficiência na execução das políticas estaduais de meio ambiente, de recursos hídricos e florestais.** Disponível em: <<http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/CONTLEI.NSF/e9589b9aabd9cac8032564fe0065abb4/674aaff783d4df6b8325736e005c4dab?OpenDocument>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

- Rio de Janeiro. (2007). Lei Estadual nº 5.079, de 3 de setembro de 2007. **Dispõe sobre o perímetro definitivo do Parque Estadual da Serra da Tiririca**. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/BIODIVERSIDADEEAREASPROTEGIDAS/UnidadesdeConservacao/INEA_008600> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Rio de Janeiro. (2009). Decreto nº 41.628, de 12 de janeiro de 2009. **Estabelece a estrutura organizacional do Instituto Estadual do Ambiente – INEA**. Disponível em: <<https://www.comiteguandu.org.br/legislacoes/decretos/Decreto-41628.pdf>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Rio de Janeiro. (2012). Decreto Estadual nº 43.913, de 29 de outubro de 2012. **Dispõe sobre a ampliação do Parque Estadual da Serra da Tiririca, localizado nos municípios de Niterói e Maricá, e dá outras providências**. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/BIODIVERSIDADEEAREASPROTEGIDAS/UnidadesdeConservacao/INEA_008600> Acesso: 05 de dezembro de 2021..
- Rodrigues PJFP, Lira CF. (2019). The Bio-Evolutionary Anthropocene Hypothesis: Rethinking the Role of Human-Induced Novel Organisms in Evolution. **Biological Theory**, 14(3), 141-150. <https://doi.org/10.1007/s13752-019-00324-8>
- Roy DP, Kovalskyy V, Zhang HK, Vermote EF, Yan L, Kumar SS, Egorov A. (2016). Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. **Remote sensing of environment**, 185, 57-70. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.024>
- Sanquetta CR, Balbinot R. (2002). Métodos de determinação de biomassa florestal. As florestas e o carbono. **Curitiba**, 119-140. Disponível em: <<https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=307769&biblioteca=vazio&busca=autoria:%22SANQUETTA,%20C.%22&qFacets=autoria:%22SANQUETTA,%20C.%22&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Sarmiento G, Pinillos M, Garay I. (2005). Biomass variability in tropical American lowland rainforests. **Ecotropicos**, Mérida, 18(1), 1-20. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.379.2262&rep=rep1&type=pdf>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

- Selles SE, Abreu M. (2002). Darwin na Serra da Tiririca: caminhos entrecruzados entre a biologia e a história. **Revista Brasileira de Educação**, (20), 05-26. <https://doi.org/10.1590/S1413-24782002000200002>
- Silleos NG, Alexandridis TK, Gitas IZ, Perakis, K. (2006). Vegetation indices: advances made in biomass estimation and vegetation monitoring in the last 30 years. **Geocarto international**, 21(4), 21-28. <https://doi.org/10.1080/10106040608542399>
- Scabin AB, Costa FRC, Schongasrt J. (2012). The spatial distribution of illegal logging in the Anavilhanas archipelago (Central Amazonia) and logging impacts on species. **Environmental conservation**, 39(2), 111-121. <https://www.jstor.org/stable/26319056>
- Smith WB. (2002). Forest inventory and analysis: a national inventory and monitoring program. **Environmental pollution**, 116, S233-S242. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00255-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00255-X)
- SOS Mata Atlântica & INPE. (2019). **Relatório anual 2019**. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- SOS Mata Atlântica. (2021). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2016-2017**. Relatório Técnico São Paulo. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Souza FCD, Dexter KG, Phillips OL, Pennington RT, Neves D, Sullivan MJ, Aragao LE. (2019). Evolutionary diversity is associated with wood productivity in Amazonian forests. **Nature ecology & evolution**, 3(12), 1754-1761. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1007-y>
- Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, Folke, C. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Stephens PA, Buskirk SW, del Rio CM. (2007). Inference in ecology and evolution. **Trends in ecology & evolution**, 22(4), 192-197. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.12.003>
- Sitch S, Friedlingstein P, Gruber N, Jones SD, Murray-Tortarolo G, Ahlström A, Doney SC, Graven H, Heinze C, Huntingford C, Levis S, Levy PE, Lomas M, Poulter B, Viovy N,

- Zaehle S, Zeng N, Arneth A, Bonan G, Bopp L, Canadell JG, Chevallier F, Ciais P, Ellis R, Gloor M, Peylin P, Piao SL, Le Quéré C, Smith B, Zhu Z, Myneni R. (2015). Recent trends and drivers of regional sources and sinks of carbon dioxide. **Biogeosciences**, 12(3), 653-679. <https://doi.org/10.5194/bg-12-653-2015>
- Tabarelli M, Aguiar AV, Ribeiro MC, Metzger JP. (2012). A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciencia**, 37(2), 88-92. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/339/33922717002.pdf>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Terborgh J. (2012). Enemies maintain hyperdiverse tropical forests. **The American Naturalist**, 179(3), 303-314. <https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1086/664183>
- Vallejo LR. (2005). Conflitos Territoriais em Parques Estaduais no Rio de Janeiro: uma avaliação à luz das políticas de governo. **Revista geopaisagem**. 4(7). <http://www.feth.ggf.br/Parque.htm>
- Varotto LF. (2006). História do varejo. **GV executivo**, 5(1), 86-90. <https://doi.org/10.12660/gvexec.v5n1.2006.34379>
- Vasconcelos LVF, Gonzaga DR, da Cunha Reis RC. (2019). Cactaceae no Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, 70(1). <https://doi.org/10.1590/2175-7860201970020>
- Veloso HP, Rangel-Filho ALR, Lima JCA. (1991). Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais**. Rio de Janeiro. 1991. 124 p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20%20RJ/classificacaovegetal.pdf>> Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Verçoza FC, Bastos MS. (2013). Bromeliaceae e Cactaceae dos afloramentos rochosos do Costão de Itacoatiara, Parque Estadual da Serra da Tiririca, Niterói, Rio de Janeiro, Brasil. **Natureza online**, 11(1), 7-11. Disponível em: <http://www.naturezaonline.com.br/natureza/conteudo/pdf/02_Ver%C3%A7oza&Bastosl_007011.pdf> Acesso: 05 de dezembro de 2021.

- Vianna ALM, Vidal EJ, Gorenstein MR, Batista JLF. (2010). Tamanho ótimo de parcela para estimativa de estoque de carbono da parte aérea lenhosa de fitofisionomias florestais na Amazônia oriental. **Floresta**, 40(2). <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v40i2.17839>
- Vieira SA, Alves LF, Aidar M, Araújo LS, Baker T, Batista JLF, Campos MC, Camargo PB, Chave J, Delitti WBC, Higuchi N, Honorio E, Joly CA, Keller M, Martinelli LA, Mattos EA, Metzker T, Phillips OL, dos Santos FAM, Shimabukuro MT, Silveira M, Trumbore SE. (2008). Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, 8(2), 0-0. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000200001>
- Viña A, Gitelson AA, Nguy-Robertson AL, Peng Y. (2011). Comparison of different vegetation indices for the remote assessment of green leaf area index of crops. **Remote sensing of environment**, 115(12), 3468-3478. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.010>
- West TA, Grogan KA, Swisher ME, Caviglia-Harris JL, Sills E, Harris D, Roberts D, Putz F. E. (2018). A hybrid optimization-agent-based model of REDD+ payments to households on an old deforestation frontier in the Brazilian Amazon. **Environmental modelling & software**, 100, 159-174. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.007>
- Wilson EO. (1988). The current state of biological diversity. **Biodiversity**, 521(1), 3-18. Disponível em: https://books.google.com.br/books?hl=es&lr=&id=qACfAwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PT16&dq=The+current+state+of+biological+diversity.+Biodiversity&ots=nNYb_dCIQ5&sig=qIN3DHmZMMRYsqh_T2gCjg2mGqE&redir_esc=y#v=onepage&q=The%20current%20state%20of%20biological%20diversity.%20Biodiversity&f=false
Acesso: 05 de dezembro de 2021.
- Wulder MA, Masek JG, Cohen WB, Loveland TR, Woodcock CE. (2012). Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. **Remote sensing of environment**, 122, 2-10. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.010>
- Zuquim G, Costa FR, Tuomisto H, Moulatlet GM, Figueiredo FO. (2019). The importance of soils in predicting the future of plant habitat suitability in a tropical forest. **Plant and soil**, 1-20. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-03915-9>

CAPÍTULO I
ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO ARBÓREA DE UM REMANESCENTE
LITORÂNEO DE FLORESTA ATLÂNTICA NO RIO DE JANEIRO

Estrutura e composição arbórea de um remanescente litorâneo de Floresta Atlântica no Rio de Janeiro

Tree structure and composition of a coastal remnant of the Atlantic Forest in Rio de Janeiro

Felipe Zuñe-da-Silva¹, Pablo José Francisco Pena Rodrigues², Consuelo Rojas-Idrogo³, Guillermo Eduardo Delgado-Paredes³, Alex Enrich-Prast⁴ & Cassia Mônica Sakuragui⁵

¹Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica), 20940-040, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

²Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 22460-030, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

³Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo, Facultad de Ciencias Biológicas, Departamento Académico de Botánica, Ciudad Universitaria, Calle Juan XXIII, 391, Lambayeque, Perú.

⁴Department of Thematic Studies, Environmental Change, Linköping University, Linköping SE-581 83, Sweden.

⁵Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, 21941-490, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Resumo

A Floresta Atlântica é um dos biomas mais ricos e ameaçados do Brasil. No entanto, a estrutura e composição florística de muitos de seus remanescentes ainda são desconhecidos. Neste trabalho analisamos a estrutura e composição arbórea do remanescente litorâneo da Serra da Tiririca, que é o maior remanescente do Parque Estadual da Serra da Tiririca (Floresta Atlântica, RJ). Nas dez parcelas de 50 x 20 m instaladas entre as bordas e o interior do remanescente, foram registradas 403 árvores, distribuídas em 29 famílias, 59 gêneros e 68 espécies. As famílias mais ricas e abundantes foram Fabaceae, Myrtaceae e Meliaceae, enquanto as espécies mais representativas foram *Gallesia integrifolia* para o interior do remanescente e *Piptadenia ganoacantha* para as bordas. O remanescente apresentou uma diversidade média H' de 2,44 nits, área basal total de 19,3 m²/ha, e diâmetro e altura médios de 20,42 cm e 11,8 m, respectivamente. Este estudo deixa em evidência que a Serra da Tiririca é um remanescente com trechos em diferentes estágios sucessionais, que apresenta uma floristicamente heterogênea e com distintas características estruturais. Isso indica que as pressões

antropogênicas sobre o remanescente provavelmente persistem e se evidenciam sobretudo através da estrutura florestal.

Palavras-chave: Floresta ombrófila densa, habitats, árvores, diversidade, fitossociologia.

Introdução

As florestas tropicais são áreas imensamente ricas em biodiversidade (Gentry 1992; Pennington et al. 2006; Sullivan et al. 2017). Das 65.000 espécies de árvores atualmente conhecidas pela ciência (Beech et al. 2017), cerca de 53.000 estão nas florestas tropicais (Slik et al. 2015), e destas, aproximadamente 8.700 se encontram no Brasil (Flora do Brasil 2020 2021). A despeito da grande diversidade, a maioria destas espécies se veem frequentemente ameaçadas por atividades antrópicas com impactos negativos, como o desmatamento (Laurance et al. 2018). Pelo que, para conservar seus habitats, é de vital importância conhecer a composição de espécies (diversidade taxonômica) e estrutura vegetal (Caiafa and Martins 2007).

Compreender a biodiversidade florestal através de distintas abordagens permitem inferir inúmeros processos ecológicos (Wheeler et al. 2016). Por exemplo, determinar a composição de espécies, além de definir a distribuição espacial da biodiversidade (Oliveira-Filho et al., 2006), nos permite caracterizar diferentes habitats (p. Ex.: bordas e interior); e ao mesmo tempo, avaliar a influência antrópica sobre esses habitats e suas espécies (Laurance et al. 2018). Por outro lado, determinar a estrutura florestal, permite deduzir os mecanismos de adaptação dos indivíduos e estabelecer associações interespecíficas (Apagua et al. 2014). Ambas abordagens são particularmente necessárias para definir os padrões da dinâmica florestal (Chazdon et al. 2010). No entanto, suportar esses padrões, especificamente na Floresta Atlântica, ainda é um desafio (Alves et al. 2010).

A Floresta Atlântica, considerada como um *hotspot* prioritário para conservação da biodiversidade (Myers et al. 2000), é um dos biomas de florestas úmidas mais ricas do Brasil (Mittermeier et al., 2011). Neste bioma, são encontradas mais de 15.500 espécies de plantas, dentre as quais, mais de 70% das espécies arbóreas são endêmicas (Flora do Brasil 2020 2021). Tal representatividade florística deve-se em parte à interação do componente arbóreo com gradientes edafológicos, ambientais e pela interferência antrópica (Sanchez et al., 2013; Neves et al. 2017; Cagliioni et al. 2018). Este último fator, é um dos grandes responsáveis pela

fragmentação da Floresta Atlântica (Scarano and Ceotto 2015), onde estima-se que na atualidade restem menos de 12,4% de sua cobertura original (SOS Mata Atlântica and INPE 2019).

Entre as fitofisionomias que apresenta a Floresta Atlântica, a floresta ombrófila densa é uma das mais diversas (Scudeller et al. 2001). Esta fitofisionomia com altos índices de endemismo (Flora do Brasil 2020 2021), é caracterizada por uma vasta heterogeneidade do componente arbóreo, além de apresentar vegetação perenifólia e fanerófitos (Veloso et al. 1991). Tal notoriedade desta fitofisionomia, fez com que nas últimas décadas o número de estudos florísticos fosse incrementado (p. Ex.: Lemos et al. 2001; Guedes-Bruni et al. 2006; Barros 2008; Prata et al. 2011; Sanchez et al. 2013; Lingner et al. 2015; Pinto et al. 2019), principalmente no estado do Rio de Janeiro. No entanto, a estrutura e composição florística de muitos de seus remanescentes litorâneos ainda são desconhecidos. Portanto, neste estudo definimos como objetivos: i) analisar a composição e diversidade arbórea de um remanescente litorâneo de Floresta Atlântica; e ii) determinar a estrutura florestal deste remanescente.

Material e Métodos

Área de estudo. A Serra da Tiririca é o principal remanescente litorâneo do Parque Estadual da Serra da Tiririca (PESET) e está localizada nos municípios de Niterói e Maricá (22°48'-23°00'S, 42°57'-43°02'W) no estado do Rio de Janeiro (Figura 1). Esta área protegida abarca 1975,06 ha e sua vegetação é típica de floresta ombrófila densa submontana com partes de afloramentos rochosos (Floresta Atlântica) (Barros 2008). O clima é do tipo Aw (segundo Köppen), isto é, quente e úmido, com chuvas tormentosas no verão e estação seca no inverno (Alvares et al. 2013). A temperatura média anual é de 23,7 °C, precipitação média anual de 1172 mm, umidade relativa do ar anual de 80% e solos constituídos por Agrissolos, Gleissosolos, Neossolos e Cambissolos (INEA 2015).

Coleta de dados. Entre novembro de 2019 e dezembro de 2020, estabelecemos aleatoriamente em campo, dez parcelas de 50 x 20 m (1ha), distribuídas equitativamente entre dois tipos de habitats (borda e interior). As cinco parcelas de bordas, foram instaladas não mais distantes de até 20 m de uma borda antropogênica. Todas as parcelas foram instaladas considerando uma distância mínima de 200 m entre si (Figura 1). Dentro de cada parcela, marcamos todas as árvores vivas com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 10 cm. Em seguida, registramos o diâmetro, a altura e realizamos coletas botânicas de todas as árvores marcadas.

Posteriormente, as amostras botânicas foram herborizadas, identificadas e depositadas no Herbário Museu Nacional (R). A identificação das espécies foi realizada a partir de consultas a especialistas e comparações de exsicatas através de consultas a gerenciadores de coleções botânicas, tais como: Reflora (<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>), GBIF (<https://www.gbif.org/>) e The Plant List (<http://www.theplantlist.org>). As famílias foram classificadas de acordo com o sistema da APG IV (APG, 2016).

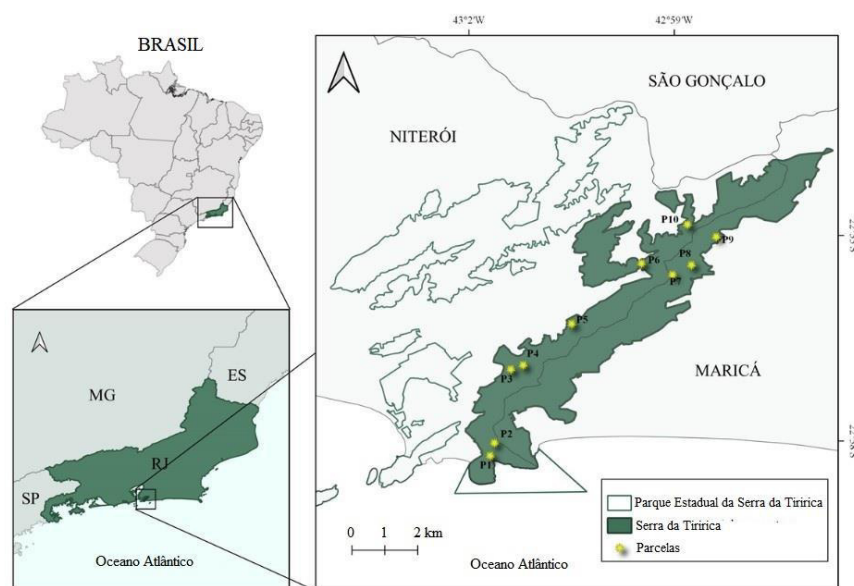


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo e localização das parcelas instaladas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro.

Análise de dados. Inicialmente, descrevemos a composição arbórea registrada e em seguida, analisamos as espécies indicadoras dos habitats (bordas e interior), através de um *indicator species analysis* (ISA) (Dufrêne and Legendre 1997). Para esta análise, aplicamos o teste de Monte Carlo com 1000 permutações, onde testamos a hipótese nula de que as espécies não teriam um valor indicador, e consideramos como indicadoras aquelas espécies com valor de $p \leq 0,05$ e $IndVal \geq 0,7$ (Dufrêne and Legendre 1997). Logo, para avaliar o esforço amostral, construímos uma curva de rarefação sobre a curva do coletor do número de espécies por parcelas. Para esta análise foram considerados apenas as árvores identificadas em nível específico. Para a construção da curva de rarefação aplicamos o índice de Chao 1 sobre intervalos de confiança de 95% (Chao et al. 2014). Para verificar diferenças significativas entre a curva do coletor (espécies observadas) e curva de rarefação (espécies estimadas), aplicamos o teste de Tukey HSD (Abdi and Williams, 2010). Posteriormente, para definir a similaridade

entre parcelas através da composição arbórea, construímos uma matriz com dados de presença/ausência com as espécies do esforço amostral e realizamos uma análise de agrupamento *unweighted pair group method with arithmetic mean* (UPGMA), aplicando o coeficiente de Jaccard. Em seguida, criamos uma matriz de abundância com as mesmas espécies e avaliamos a diversidade de espécies através dos índices de Shannon-Wiener (H'), e equabilidade de Pielou (J') (Moreno et al. 2011). Finalmente, para descrever a estrutura florestal, analisamos a área basal total e classificamos as parcelas de acordo com o habitat (borda ou interior), número de indivíduos e mediana do diâmetro e altura. Adicionalmente, realizamos uma análise fitossociológica para todo o remanescente, calculando os seguintes parâmetros: densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência relativa (RF), dominância absoluta (DoA), dominância relativa (DoR), e valor de importância (VI) (Mueller-Dombois and Ellenberg 2002). Todas as análises foram processadas nos programas R 4.0.7 (R Core Team 2021), Past 4.07 (Hammer 2001) e Fitopac 2.1 (Shepherd 2010). No R, construímos a curva de rarefação e realizamos a análise ISA. Para esta última análise, usamos o pacote *indicspecies* 1.7.9 (De Caceres and Legendre 2009). No *Past*, realizamos as análises de agrupamento e diversidade. No Fitopac, realizamos todos os cálculos e análises fitossociológicas.

Resultados

Registramos 403 árvores, distribuídas em 29 famílias, 59 gêneros e 68 espécies das quais 81,15% foram identificadas em nível específico, 0,74% em nível genérico, 5,95% em nível de família. Somente 12,16 % das árvores não foram identificadas sob nenhum nível taxonômico permanecendo como indeterminadas. As famílias com o maior número de espécies foram Fabaceae (11 spp.), Myrtaceae (6) e Sapindaceae (5) (Tabela 1). As famílias com o maior número de indivíduos foram Fabaceae (79 árvores), Meliaceae (38) e Anacardiaceae (31). As espécies mais abundantes foram *Erythroxylum pulchrum* A.St.-Hil. (28 árvores), *Astronium graveolens* Jacq. (25) e *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. (21). As espécies indicadoras de habitats foram *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms para o interior ($IndVal = 0,973$; $p = 0,005$), e *Piptadenia ganoacantha* para as bordas ($IndVal = 0,78$; $p = 0,05$). A curva do coletor apresentou uma leve tendência de estabilização, e não mostrou diferenças significativas entre as espécies observadas e as espécies estimadas, segundo o teste de Tukey HSD ($p = 0,06$) (Figura 2).

Tabela 1. Composição arbórea e parâmetros fitossociológicos das espécies registradas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, ordenadas alfabeticamente por família. DA = densidade absoluta (árvores/ha), DR = densidade relativa (%), FR = frequência relativa (%), DoA = dominância absoluta (m²/ha), DoR = dominância relativa (%), e VI = valor de importância (VI).

Família/Espécie	DA	DR	FR	DoA	DoR	VI
ANACARDIACEAE						
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	3	0,74	1,16	0,07	0,38	2,28
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	25	6,2	2,31	0,57	2,89	11,4
<i>Mangifera indica</i> L.	3	0,74	0,58	0,49	2,49	3,82
ANNONACEAE						
Annonaceae sp.	1	0,25	0,58	0,01	0,05	0,88
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	2	0,5	1,16	0,04	0,21	1,87
APOCYNACEAE						
Apocynaceae sp.	1	0,25	0,58	0,04	0,18	1,01
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	5	1,24	1,16	0,16	0,82	3,21
ASTERACEAE						
Asteraceae sp.	1	0,25	0,58	0,14	0,70	1,53
<i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	18	4,77	1,73	0,61	3,10	9,29
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	1	0,25	0,58	0,03	0,15	0,98
BIGNONIACEAE						
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1	0,25	0,58	0,03	0,17	0,99
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	16	3,94	2,31	0,8	4,07	10,35
BORAGINACEAE						
<i>Cordia ochraceae</i> A.DC.	1	0,25	0,58	0,01	0,07	0,9
CAPPARACEAE						
<i>Crateva tapia</i> L.	4	0,99	1,16	0,09	0,48	2,62
CELASTRACEAE						
<i>Maytenus communis</i> Reissek	4	0,99	1,16	0,07	0,35	2,50
CHRYSOBALANACEAE						
<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Schult.) Kuntze	5	1,24	0,58	0,19	0,99	2,81
CLUSIACEAE						
<i>Tovomita leucantha</i> (Schltdl.) Planch. & Triana	1	0,25	0,58	0,02	0,11	0,94
ERYTHROXYLACEAE						
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	28	6,95	2,89	0,81	4,12	13,96
<i>Erythroxylum</i> sp.	1	0,25	0,58	0,01	0,06	0,89
EUPHORBIACEAE						
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	3	0,74	0,58	0,28	1,43	2,75
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	0,25	0,58	0,05	0,25	1,08
FABACEAE						
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	5	1,24	1,16	0,17	0,86	3,26
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	4	0,99	1,16	0,27	1,39	3,53
<i>Caesalpinia pluviosa</i> DC.	2	0,5	0,58	0,02	0,11	1,19
Fabaceae sp. 1	2	0,5	0,58	0,05	0,25	1,33

Fabaceae sp. 2	1	0,25	0,58	0,03	0,16	0,98
Fabaceae sp. 3	1	0,25	0,58	0,02	0,11	0,94
Fabaceae sp. 4	1	0,25	0,58	0,02	0,08	0,90
Fabaceae sp. 5	2	0,5	0,58	0,04	0,19	1,27
Fabaceae sp. 6	1	0,25	0,58	0,03	0,17	0,99
Fabaceae sp. 7	1	0,25	0,58	0,08	0,39	1,22
Fabaceae sp. 8	1	0,25	0,58	0,03	0,13	0,96
Fabaceae sp. 9	1	0,25	0,58	0,06	0,31	1,13
<i>Inga congesta</i> T.D.Penn.	1	0,25	0,58	0,04	0,18	1,01
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	3	0,74	1,16	0,07	0,33	2,24
<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula	1	0,25	0,58	0,06	0,33	1,15
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	1	0,25	0,58	0,07	0,34	1,17
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	21	5,21	3,47	0,5	2,55	11,23
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	10	2,48	1,73	0,24	1,22	5,44
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	19	4,71	1,16	0,68	3,46	9,33
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	1	0,25	0,58	0,07	0,35	1,18
INDETERMINADO						
Indeterminado 1	1	0,25	0,58	0,07	0,37	1,19
Indeterminado 2	1	0,25	0,58	0,2	1,01	1,84
Indeterminado 3	1	0,25	0,58	0,05	0,26	1,09
Indeterminado 4	1	0,25	0,58	0,02	0,08	0,91
Indeterminado 5	1	0,25	0,58	0,07	0,35	1,17
Indeterminado 6	1	0,25	0,58	0,09	0,46	1,29
Indeterminado 7	1	0,25	0,58	0,06	0,31	1,14
Indeterminado 8	1	0,25	0,58	0,07	0,36	1,18
Indeterminado 9	1	0,25	0,58	0,02	0,08	0,90
Indeterminado 10	1	0,25	0,58	0,21	1,08	1,90
Indeterminado 11	1	0,25	0,58	0,02	0,10	0,93
Indeterminado 12	1	0,25	0,58	0,02	0,11	0,94
Indeterminado 13	1	0,25	0,58	0,05	0,23	1,06
Indeterminado 14	1	0,25	0,58	0,04	0,22	1,04
Indeterminado 15	1	0,25	0,58	0,06	0,29	1,12
Indeterminado 16	1	0,25	0,58	0,03	0,16	0,98
Indeterminado 17	3	0,74	0,58	0,17	0,89	2,21
Indeterminado 18	1	0,25	0,58	0,04	0,23	1,05
Indeterminado 19	1	0,25	0,58	0,01	0,05	0,88
Indeterminado 20	1	0,25	0,58	0,07	0,37	1,20
Indeterminado 21	3	0,74	0,58	0,06	0,30	1,62
Indeterminado 22	1	0,25	0,58	0,05	0,27	1,10
Indeterminado 23	1	0,25	0,58	0,02	0,09	0,92
Indeterminado 24	1	0,25	0,58	0,01	0,06	0,88
Indeterminado 25	1	0,25	0,58	0,01	0,07	0,89
Indeterminado 26	1	0,25	0,58	0,02	0,08	0,91
Indeterminado 27	1	0,25	0,58	0,02	0,09	0,91
Indeterminado 28	2	0,5	0,58	0,07	0,35	1,43
Indeterminado 29	1	0,25	0,58	0,03	0,18	1,00

Indeterminado 30	1	0,25	0,58	0,02	0,09	0,92
Indeterminado 31	1	0,25	0,58	0,04	0,23	1,05
Indeterminado 32	4	0,99	0,58	0,13	0,67	2,24
Indeterminado 33	4	0,99	0,58	0,17	0,85	2,42
Indeterminado 34	1	0,25	0,58	0,04	0,20	1,03
Indeterminado 35	2	0,5	0,58	0,05	0,23	1,31
Indeterminado 36	1	0,25	0,58	0,02	0,08	0,9
Indeterminado 37	1	0,25	0,58	0,02	0,10	0,92
LACISTEMATACEAE						
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	1	0,25	0,58	0,01	0,06	0,89
LAMIACEAE						
<i>Aegiphila mediterranea</i> Vell.	1	0,25	0,58	0,01	0,05	0,88
LAURACEAE						
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	3	0,74	1,16	0,05	0,23	2,13
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	1	0,25	0,58	0,01	0,06	0,88
<i>Ocotea aniboides</i> Mez	1	0,25	0,58	0,01	0,04	0,87
<i>Ocotea daphnifolia</i> (Meisn.) Mez	1	0,25	0,58	0,02	0,12	0,94
LECYTHIDACEAE						
<i>Couratari pyramidata</i> (Vell.) R.Knuth	1	0,25	0,58	0,01	0,04	0,87
MALVACEAE						
<i>Ceiba crispiflora</i> (Kunth) Ravenna	3	0,74	0,58	0,25	1,29	2,61
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	2	0,5	0,58	0,06	0,29	1,36
Malvaceae sp. 1	4	0,99	0,58	0,41	2,07	3,82
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	2	0,5	0,58	0,02	0,09	1,16
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir.	1	0,25	0,58	0,01	0,05	0,88
MELIACEAE						
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	19	4,71	1,73	1,62	8,25	14,7
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	17	4,22	1,73	1,21	6,17	12,12
<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	2	0,5	0,58	0,03	0,14	1,21
MORACEAE						
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	1	0,25	0,58	0,02	0,1	0,93
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	2	0,5	0,58	0,27	1,35	2,43
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott	1	0,25	0,58	0,01	0,04	0,87
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	5	1,24	0,58	1,37	7,00	8,82
<i>Ficus</i> sp.	1	0,25	0,58	0,05	0,23	1,06
MYRISTICACEAE						
<i>Virola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	1	0,25	0,58	0,13	0,66	1,49
MYRTACEAE						
<i>Calypttranthes grandifolia</i> O.Berg	4	0,99	1,73	0,15	0,78	3,51
<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner	1	0,25	0,58	0,02	0,11	0,94
<i>Eugenia</i> sp.	1	0,25	0,58	0,09	0,47	1,3
<i>Eugenia candolleana</i> DC.	1	0,25	0,58	0,01	0,06	0,89
<i>Eugenia marambaiensis</i> M.C.Souza & M.P.Lima	1	0,25	0,58	0,02	0,09	0,92
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	6	1,49	0,58	0,09	0,44	2,51
Myrtaceae sp. 1	1	0,25	0,58	0,01	0,07	0,90
Myrtaceae sp. 2	2	0,5	0,58	0,05	0,24	1,31

Myrtaceae sp. 3	1	0,25	0,58	0,02	0,12	0,94
Myrtaceae sp. 4	1	0,25	0,58	0,04	0,19	1,02
<i>Plinia grandifolia</i> (Mattos) Sobral	3	0,74	0,58	0,13	0,68	2,00
NYCTAGINACEAE						
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	7	1,74	1,73	0,21	1,09	4,56
OLACACEAE						
<i>Heisteria perianthomega</i> (Vell.) Sleumer	1	0,25	0,58	0,02	0,08	0,91
PHYTOLACCACEAE						
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	19	4,71	3,47	3,06	15,61	23,79
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	2	0,5	0,58	0,04	0,23	1,30
RUBIACEAE						
<i>Bathysa mendoncae</i> K.Schum.	1	0,25	0,58	0,01	0,04	0,87
<i>Chomelia brasiliana</i> A.Rich.	1	0,25	0,58	0,01	0,04	0,87
<i>Simira viridiflora</i> (Allemão & Saldanha) Steyerm.	2	0,5	1,16	0,04	0,18	1,83
RUTACEAE						
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	0,25	0,58	0,01	0,07	0,90
SALICACEAE						
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	3	0,74	1,16	0,08	0,40	2,30
<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	2	0,5	0,58	0,04	0,22	1,29
SAPINDACEAE						
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Radlk.	3	0,74	0,58	0,09	0,44	1,76
<i>Allophylus leucoclados</i> Radlk.	7	1,74	1,73	0,13	0,64	4,11
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	1	0,25	0,58	0,01	0,04	0,87
<i>Allophylus semidentatus</i> (Miq.) Radlk.	1	0,25	0,58	0,02	0,10	0,93
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	6	1,49	1,16	0,09	0,49	3,13
Sapindaceae sp.	1	0,25	0,58	0,01	0,07	0,89
TOTAL	403	100	100	19,3	100	300

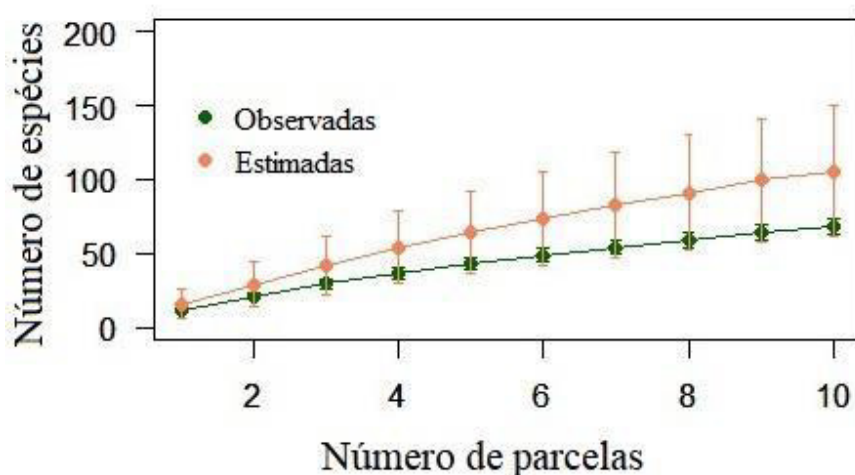


Figura 2. Curva de rarefação do número de espécies amostradas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro.

A análise de agrupamento apresentou uma correlação cofenética intermediária (0,64), onde as parcelas com maior similaridade foram as parcelas P5 com P10 e P8 com P9, com 23% e 20% de similaridade entre si, respectivamente (Figura 3).

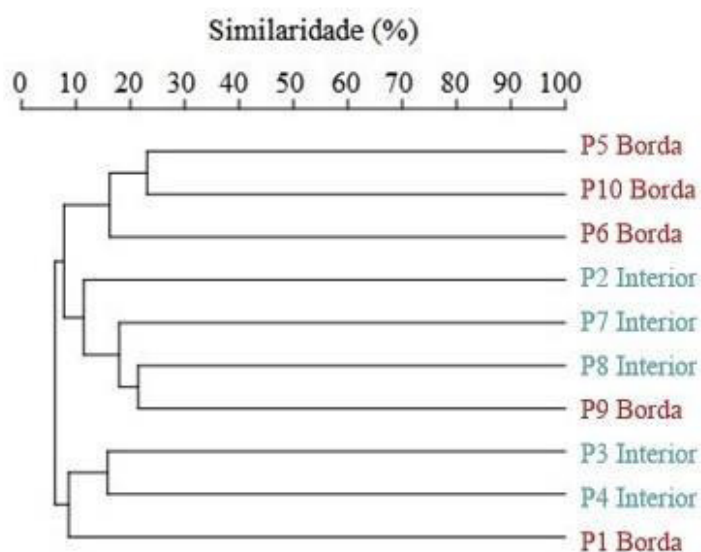


Figura 3. Dendrograma de agrupamento por similaridade de Jaccard das parcelas instaladas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro. P = parcelas.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') apresentou valores intermédios para a Serra da Tiririca, onde as parcelas P2 (2,99) e P6 (2,86) tiveram os maiores índices, e as parcelas P9 (1,56) e P1 (1,88) os menores (Tabela 2). A análise dos indivíduos por espécies baseadas na equabilidade de Pielou (J'), apresentou uniformidade máxima para as parcelas P4 (0,95) e P2 (0,94) e uniformidade regular para as parcelas P9 (0,68) e P1 (0,76) (Tabela 2).

A área basal total foi de 19,3 m²/ha. As famílias Fabaceae, Meliaceae e Anacardiaceae representaram 84,9% da dominância absoluta (DoA). De igual modo, as espécies, *Gallesia integrifolia*, *Guarea guidonia*, *Guarea kunthiana* e *Ficus luschnathiana*, corresponderam a 72,6% da DoA. As espécies com maior frequência relativa foram *Gallesia integrifolia* (3,47%), *Piptadenia gonoacantha* (3,47%) e *Erythroxylum pulchrum* (2,89%), e as espécies com maiores valores de importância foram *Gallesia integrifolia* (23,79), *Guarea guidonia* (14,70) e *Erythroxylum pulchrum* (13,96) (Tabela 1). A média de DAP e altura das árvores da Serra da Tiririca foram de 20,42 ± 4,94 cm e 11,8 ± 2,35 m, respectivamente. Apresentando para as bordas um DAP médio de 20,84 ± 5,61 cm e altura média de 11,7 ± 2,27 m, e para o interior, um DAP médio de 19,99 ± 4,13 cm e altura média de 11,9 ± 2,42 m. As parcelas com maiores medianas de DAP foram as parcelas P1 (31,94 cm) e P6 (27,06 cm), enquanto as menores

medianas corresponderam as parcelas P7 (14,80 cm) e P5-P6 (17,19 cm cada uma). Entre as parcelas com maiores medianas de altura se encontraram as parcelas P3 (16 m) e P1 (15 m), e as parcelas com menores medianas foram as parcelas P5 (8,5 m) e P8 (9 m) (Tabela 2).

Tabela 2. Medianas do diâmetro a altura do peito (DAP) e altura, e classificação do tipo de habitat e índices de diversidade das parcelas instaladas entre 2019 e 2020 na Serra da Tiririca, Rio de Janeiro. $\pm$ = desvio padrão.

Parcela	Habitat	N	Dendrometrias		Índices de diversidade	
			DAP (cm)	Altura (m)	Shannon-Wiener (H')	Pielou (J')
P1	Borda	32	31,94 $\pm$ 16,18	15 $\pm$ 4,78	1,88	0,76
P2	Interior	35	18,78 $\pm$ 9,74	11 $\pm$ 3,24	2,99	0,94
P3	Interior	33	27,06 $\pm$ 12,07	16 $\pm$ 4,57	2,41	0,89
P4	Interior	26	17,83 $\pm$ 21,48	10,5 $\pm$ 4,81	2,44	0,95
P5	Borda	40	17,19 $\pm$ 4,49	8,5 $\pm$ 3,24	2,63	0,89
P6	Borda	49	17,19 $\pm$ 9,19	10 $\pm$ 3,10	2,86	0,91
P7	Interior	92	14,80 $\pm$ 8,66	13 $\pm$ 4,12	2,77	0,84
P8	Interior	32	21,49 $\pm$ 9,77	9 $\pm$ 3,85	2,59	0,92
P9	Borda	31	18,78 $\pm$ 6,72	12 $\pm$ 3,56	1,56	0,68
P10	Borda	33	19,10 $\pm$ 5,53	13 $\pm$ 3,10	2,27	0,88
Média		40,3	20,42 $\pm$ 4,94	11,8 $\pm$ 2,35	2,44	0,86

Discussão

A diversidade e estrutura florestal de um remanescente de Floresta Atlântica tem relação com padrões determinísticos de seus ecossistemas e analisar a composição arbórea, diversidade e estrutura florestal do maior remanescente litorâneo do Parque Estadual da Serra da Tiririca é crucial para elucidar processos que possam estar interferindo em sua manutenção ao longo do tempo. Nesse sentido, encontramos uma composição arbórea característica de floresta ombrófila densa, com as famílias e espécies mais representativas da Floresta Atlântica, e uma estrutura florestal notavelmente heterogênea, que pode ser resultado da resistência e resiliência dessas comunidades vegetais face às pressões antropogênicas

A Floresta Atlântica abriga uma enorme porção de toda a diversidade e endemismos no Brasil, mesmo sob intensa pressão antrópica (Myers et al. 2000). Nela, encontramos as famílias botânicas mais representativas em termos de riqueza e abundância do Neotrópico (Gentry 1992), como as famílias Fabaceae, Myrtaceae e Meliaceae. As mesmas famílias destacadas neste estudo e em outros estudos no estado do Rio de Janeiro (p. Ex.: Kurtz and Araujo 2000; Borém and Oliveira-Filho 2002; Solórzano et al. 2012; Cruz et al. 2013; Cysneiros et al. 2016).

Caracterizada por relacionar-se com bactérias fixadoras de nitrogênio e crescer em diferentes habitats (Raza et al. 2020), a família Fabaceae é uma das famílias mais ricas do Brasil (Flora do Brasil 2020 2021). Igualda mesma forma que Fabaceae, em termos de riqueza, Myrtaceae é uma das famílias com maior representatividade nas florestas litorâneas brasileiras (Oliveira-Filho and Fontes). Já a família Meliaceae, destacada neste estudo pela abundância, atrás de Fabaceae, é uma das famílias de mais ampla distribuição no Brasil (Flora do Brasil 2020 2021). Isto deve-se em parte, ao fato desta família apresentar espécies com características pioneiras, como *Guarea guidonia* (Oliveira et al. 2013). Esta última espécie apresenta altos índices de germinação em clareiras, bordas e encostas e comumente se associa com outras espécies típicas de vegetação secundária (Carvalho et al. 2009; Oliveira et al. 2013; Guilherme et al. 2021).

Entre as espécies que mais se sobressaíram neste estudo, *Erythroxylum pulchrum* e *Astronium graveolens* foram as mais abundantes. Ambas espécies são conhecidas por sua ocorrência em vegetações secundárias e por serem endêmicas da Floresta Atlântica e cobrirem um amplo espectro de registros no sudeste brasileiro (Carvalho 2006; Loiola et al. 2007; Flora do Brasil 2020 2021). Além da Floresta Atlântica, *Astronium graveolens* é uma espécie de árvore emergente encontrada na Amazônia, no Cerrado, na Caatinga e nos Pampas (Flora do Brasil 2020 2021). Por outro lado, neste estudo, as espécies destacadas por serem indicadoras dos habitats de borda (*Piptadenia gonoacantha*) e interior (*Gallesia integrifolia*), já foram amplamente reportadas em outros estudos sobre a Floresta Atlântica (p. Ex.: Borém and Oliveira-Filho 2002; Dan et al. 2010; Gandra et al. 2011; Cysneiros et al. 2015). Uma das razões de *P. gonoacantha* ocorrer com maior frequência nas bordas que no interior da Serra da Tiririca, talvez se deva ao fato de que a árvore é uma espécie pioneira, de crescimento rápido, gregária e muito comum na vegetação secundária (Carvalho 2004). Em contrapartida, *G. integrifolia* é mais encontrada no interior florestal denso do que em vegetação secundária, tendo preferência por terrenos profundos, úmidos e de alta fertilidade (Lorenzi 1992).

Devido à grande riqueza de habitats em ecossistemas tropicais, é comum observar localmente um grande número de espécies arbóreas (Gentry 1992). Tal lógica poderia explicar a razão da nossa curva de espécies não alcançar a estabilidade. No entanto, embora nossas parcelas tenham mostrado uma distribuição florística heterogênea, a comparação entre as espécies observadas e estimadas deixou em evidência que nosso esforço amostral foi insuficiente. De igual modo, observamos pouca similaridade entre as parcelas, e um nível intermediário de diversidade quando comparado com outros estudos realizados em florestas ombrófilas densas (p. Ex.: Kurtz and Araujo 2000; Carvalho et al. 2009; Dan et al. 2010; Gandra

et al. 2011; Solórzano et al. 2012; Cysneiros et al. 2015; Stefani et al. 2021), e quando comparada com outro estudo realizado na Serra da Tiririca, Barros (2008). Entre os possíveis fatores determinantes deste resultado, o grande número de espécies indeterminadas; assim como, critérios de inclusões amostrais e o esforço amostral (Caiafa and Martins 2007) poderia estar influenciando esta diversidade local.

As variações que as florestas tropicais atravessam por vários períodos de distúrbio e recuperação segundo as diferentes escalas crono-espaciais (Chazdon 2003) resultam muitas vezes em mosaicos heterogeneamente estruturados. Assim, avaliar a estrutura florestal é imprescindível para determinar os estágios sucessionais de uma floresta (Chazdon 2012). Neste estudo, os valores de diâmetro e altura parecem ser característicos de uma vegetação em regeneração. De igual modo, a área basal encontrada na Serra da Tiririca também poderia ser considerada entre baixa a intermedia, quando comparada a outros estudos na Floresta Atlântica (p. Ex.: Borém and Oliveira-Filho 2002; Barros 2008; Gandra et al. 2011; França and Stehmann 2013; Cysneiros et al. 2015; Stefani et al. 2021) Em parte, nossos resultados podem ser entendidos dentro das variações esperadas quanto aos processos sucessionais relacionados ao histórico de uso e ocupação do PESET (Barros 2008). Conforme já relatado a vegetação da Serra da Tiririca atravessou intensas devastações desde início da era colonial (Barros 2008), e ainda na atualidade, lida com frequentes desmatamentos e queimadas (INEA 2015). Portanto, este estudo sobre a composição arbórea e estrutura da Serra da Tiririca, que abarca uma área amostral de um hectare e analisa espécies representativas de habitats, agrega informações cruciais e complementares para compreensão ecológica desta diversidade e contribui para o manejo e conservação da Serra da Tiririca.

Conclusões

O maior remanescente de floresta ombrófila densa submontana do Parque Estadual da Serra da Tiririca exibe uma vegetação arbórea em diferentes estágios sucessionais. Aqui, registramos 403 árvores, distribuídas em 29 famílias, 59 gêneros e 68 espécies, onde as famílias Fabaceae, Myrtaceae e Meliaceae foram as mais ricas e abundantes, enquanto as espécies mais representativas foram *Gallesia integrifolia* para o interior do remanescente e *Piptadenia gonoacantha* para as bordas. O remanescente apresentou diversidade intermediária e área basal total de 19,3 m²/ha. Nosso estudo ajuda a compreender a composição arbórea e estrutural do

remanescente, e complementa com informações relevantes que ajudarão no seu manejo e conservação.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de Mestrado ao primeiro autor (Bolsa número: 88887.500463/2020-00). Ao André Costa, coordenador do PESET, por facilitar-nos o acesso ao parque e pelas coletas botânicas. Aos guardaparques, Erbersson da Conceição, Rafael Fonseca e Ângelo Coutinho pelo suporte em campo, e ao Dr. Nilber da Silva do Herbário Museu Nacional, por recepcionar nossas amostras.

Referências

- Abdi H, Williams LJ (2010) Tukey's honestly significant difference (HSD) test. *Encyclopedia of research design*. 1-5p.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, de Moraes G, Leonardo J & Sparovek G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6):711-728. doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- Alves LF, Vieira SA, Scaranello MA, Camargo PB, Santos FA, Joly CA, Martinelli LA (2010) Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest ecology and management*, 260(5), 679-691. doi: 10.1016/j.foreco.2010.05.023
- Apgaua DMG, Coelho PA, Santos RMD, Santos PF, Oliveira-Filho ATD (2014) Tree community structure in a seasonally dry tropical forest remnant, Brazil. *Cernea*, 20(2): 173-182. doi: 10.1590/01047760.201420021540
- APG. Angiosperm Phylogeny Group (2016) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1): 1-20. doi: 10.1111/boj.12385
- Barros AAM (2008) *Análise florística e estrutural do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Niterói e Maricá, RJ, Brasil*. Tese, Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 225p.

- Beech E, Rivers M, Oldfield S, Smith PP (2017) GlobalTreeSearch: The first complete global database of tree species and country distributions. *Journal of Sustainable Forestry*, 36(5), 454-489. doi: 10.1080/10549811.2017.1310049
- Borém RAT, Oliveira-Filho ATD (2002) Fitossociologia do estrato arbóreo em uma toposequência alternada de mata atlântica, no município de Silva Jardim-RJ, Brasil. *Revista árvore*, 26(6):727-742. doi: 10.1590/S0100-67622002000600009
- Caiafa AN, Martins FR (2007) Taxonomic identification, sampling methods, and minimum size of the tree sampled: implications and perspectives for studies in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Functional Ecosystems and Communities*, 1(2):95-104.
- Caglioni E, Uhlmann A, Curcio GR, Ramos MR, Bonnet A, Junckes AR (2018) Altitude e solos determinam variações abruptas da vegetação em gradiente altitudinal de Mata Atlântica1. *Rodriguésia*, 69(4): 2055-2068. doi: 10.1590/2175-7860201869436
- Carvalho PER (2004) Pau-Jacaré-Piptadenia gonoacantha. *Circular Técnica Embrapa*, 91:1-12.
- Carvalho PER (2006) Espécies arbóreas brasileiras. *Embrapa Florestas*, Colombo, Brasil
- Carvalho FA, Braga JMA, Nascimento MT (2009) Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de Floresta Atlântica Ombrófila Submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 60(3):695-710. doi: 10.1590/2175-7860200960314
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84:45-67. doi: 10.1890/13-0133.1
- Chazdon RL (2003) Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, evolution and systematics*, 6(1-2):51-71. doi: 10.1078/1433-8319-00042
- Chazdon RL, Finegan B, Capers RS, Salgado-Negret B, Casanoves F, Boukili V, Norden N (2010) Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. *Biotropica*, 42(1):31-40. doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00566.x

- Chazdon RL (2012) Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais*, 7(3):195-218.
- Cruz AR, Silva-Gonçalves KCD, Nunes-Freitas AF (2013) Estrutura e florística de comunidade arbórea em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa em Macaé, RJ. *Rodriguésia*, 64(4):791-805. doi: 10.1590/S2175-78602013000400009
- Cysneiros VC, Mendonça-Junior JDO, Gaui TD, Braz DM (2015) Diversity, community structure and conservation status of an Atlantic Forest fragment in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biota Neotropica*, 15(2): e20140132. doi: 10.1590/1676-06032015013214
- Cysneiros VC, Braz DM, Pelissari AL, Santos KSM (2016) Composição florística e fitogeográfica de uma floresta atlântica no sudeste brasileiro. *BIOFLX Scientific Journal*, 1(1):98-106. doi: 10.5380/biofix.v1i1.49103
- Dan ML, Braga JMA, Nascimento MT (2010) Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de floresta estacional semidecidual na bacia hidrográfica do rio São Domingos, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 61(4):749-766. doi: 10.1590/2175-7860201061414
- De Caceres M, Legendre P (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12):3566-3574. doi: 10.1890/08-1823.1
- Dufrêne M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3):345-366. doi: 10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2
- França GS, Stehmann JR (2013) Florística e estrutura do componente arbóreo de remanescentes de Mata Atlântica do médio rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, 64(3):607-624. doi: 10.1590/S2175-78602013000300012
- Gandra MF, Nunes-Freitas AF, Schutte MDS (2012) Composição florística do estrato arbóreo na RPPN Porangaba em Itaguaí, estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Floresta e Ambiente*, 18(1):87-97. doi: 10.4322/floram.2011.026
- Gentry AH (1992) Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. *Oikos*, 63(1):19-28. doi: 10.2307/3545512
- Guedes-Bruni R. R, Silva SJD, Morim MP, Mantovani W (2006) Composição florística e estrutura de trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica aluvial na Reserva Biológica

- de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 57(3):413-428. doi: 10.1590/2175-7860200657303
- Guilherme FAG, Ferreira WC, Silva GE, Machado DL (2021) Florística e estrutura de diferentes estratos em uma Floresta Estacional Semidecidual urbana, Jataí, GO. *Ciência Florestal*, 31(1):456-474. doi: 10.5902/1980509847868
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1):1-9.
- INEA. Instituto Estadual do Ambiente (2015) Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra da Tiririca. Governo do Estado do Rio de Janeiro, janeiro de 2015. <<http://www.femerj.org/wpcontent/uploads/plano-de-manejo-do-parque-estadual-da-serra-datiririca-peset.pdf>> acesso em 21 de setembro de 2021.
- Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 21 de agosto de 2021.
- Kurtz BC, Araujo DSD (2000) Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 51(78-79):69-112. doi: 10.1590/2175-7860200051787903
- Laurance WF, Camargo JL, Fearnside PM, Lovejoy TE, Williamson GB, Mesquita RC., Meyer CFJ, Bobrowiec PED, Laurance SG (2018) An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews*, 93(1):223-247. doi: 10.1111/brv.12343
- Lemos MC, Pellens R, Lemos LCD (2001) Perfil e florística de dois trechos de mata litorânea no município de Maricá-RJ. *Acta Botanica Brasilica*, 15(3):321-334. Doi: 10.1590/S0102-33062001000300004
- Lingner DV, Amândio Schorn L, Sevegnani L, Gasper ALD, Meyer L, Vibrans AC (2015) Floresta Ombrófila Densa de Santa Catarina-Brasil: agrupamento e ordenação baseados em amostragem sistemática. *Ciência Florestal*, 25(4):933-946. doi: 10.5902/1980509820595

- Loiola MIB, Agra MDF, Baracho GS, Queiroz RTD (2007) Flora da Paraíba, Brasil: Erythroxylaceae Kunth. *Acta Botanica Brasilica*, 21(2):473-487. 10.1590/S0102-33062007000200020
- Lorenzi H (1992) Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. *Editora Plantarum Ltda*. Nova Odessa, SP. 290p
- Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C (2011) Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: *Biodiversity hotspots*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4):1249-1261.
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H (2002) Aims and methods of vegetation ecology. *John Wiley & Sons*, New York. 574p.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772):853-858. doi: 10.1038/35002501
- Neves DM, Dexter KG, Pennington RT, Valente AS, Bueno ML, Eisenlohr PV, Fontes MAL, Miranda PLS, Moreira SN, Rezende VL, Saiter FZ, Oliveira-Filho AT (2017) Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. *Diversity and Distributions*, 23(8):898-909. doi: 10.1111/ddi.12581
- Oliveira RR, Solórzano A, Sales GPS, Beauclair M, Scheel-Ybert R (2013) Ecologia histórica de populações da carrapeta (*Guarea guidonia* (L.) Sleumer) em florestas de encosta do Rio de Janeiro. *Pesquisas Botânica*, 64:323-339.
- Oliveira-Filho AT, Fontes MAL (2000) Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 32(4b):793-810. doi: 10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x
- Oliveira-Filho AT, Jarenkow J, Rodal MJN (2006) Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In: *Neotropical savannas and seasonally dry forests*. CRC Press.

- Pennington RT, Lewis GP, Ratter JA (2006) An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forests. In: *Neotropical savannas and seasonally dry forests*. CRC Press.
- Pinto AC, Antunes TJ, Santos VC, Costa CBN, Costa JAS (2019) Composição florística de um fragmento de floresta no Corredor Central da Mata Atlântica, Sul da Bahia, Brasil. *Paubrasilia*, 2(2):14-27. doi: 10.33447/paubrasilia.v2i2.22
- Prata EMB, Assis MA, Joly CA (2011) Composição florística e estrutura da comunidade arbórea na transição da floresta ombrófila densa das terras baixas-floresta ombrófila densa submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 11(2):285-299. doi: 10.1590/S1676-06032011000200029
- Raza A, Zahra N, Hafeez MB, Ahmad M, Iqbal S, Shaukat K, Ahmad G (2020) Nitrogen fixation of legumes: Biology and physiology. In: *The Plant Family Fabaceae*. Springer, Singapore.
- R Core Team. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. 2021.
- Sanchez M, Pedroni F, Eisenlohr PV, Oliveira-Filho AT (2013) Changes in tree community composition and structure of Atlantic rain forest on a slope of the Serra do Mar range, southeastern Brazil, from near sea level to 1000 m of altitude. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 208(3):184-196. doi: 10.1016/j.flora.2013.03.002
- Scarano FR, Ceotto P (2015) Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*, 24(9):2319-2331. doi: 10.1007/s10531-015-0972-y
- Scudeller VV, Martins FR, Shepherd GJ (2001) Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. *Plant ecology*, 152(2):185-199. doi: 10.1023/A:1011494228661
- Shepherd GJ. Fitopac 2.1.2: Manual do usuário. Campinas, SP: Unicamp; 2010.
- Slik JW, Arroyo-Rodríguez V, Aiba SI, Alvarez-Loayza P, Alves LF, Ashton P, Balvanera P, Bastian ML, Bellingham PJ, van den Berg E, Bernacci L, Bispo PC, Blanc L, Böhning-Gaese K, Boeckx P, Bongers F, Boyle B, Bradford M, Brearley FQ, Hockemba MB-N,

Bunyavejchewin S, Leal Matos DC, Castillo-Santiago M, Catharino ELM, Chai S-L, Chen Y, Colwell RK, Chazdon RL, Clark C, Clark CB, Clark DA, Culmsee H, Damas K, Dattaraja HS, Dauby G, Davidar P, DeWalt SJ, Doucet J-L, Duque A, Durigan G, Eichhorn KAO, Eisenlohr PV, Eler E, Ewango C, Farwig N, Feeley KJ, Ferreira L, Field R, de Oliveira Filho AT, Fletcher C, Forshed O, Franco G, Fredriksson G, Gillespie T, Gillet J-F, Amarnath G, Griffith DM, Grogan J, Gunatilleke N, Harris D, Harrison R, Hector A, Homeier J, Imai N, Itoh A, Jansen PA, Joly CA, de Jong BHJ, Kartawinata K, Kearsley E, Kelly DL, Kenfack D, Kessler M, Kitayama K, Kooyman R, Larney E, Laumonier Y, Laurance S, Laurance WF, Lawes MJ, Leao do Amaral I, Letcher SG, Lindsell J, Lu X, Mansor A, Marjokorpe A, Martin EH, Meilby H, Melo FPL, Metcalfe DJ, Medjibe VP, Metzger JP, Millet J, Mohandass D, Montero JC, Valeriano MM, Mugerwa B, Nagamsu H, Nilus R, Ochoa-Gaona S, Onrizal, Page N, Parolin P, Parren M, Parthasarathy N, Paudel E, Permana A, Piedade MTF, Pitman NCA, Poorter L, Poulsen AD, Powers J, Prasad RC, Puyravaud J-P, Razafimahaimodison J-C, Reitsma J, dos Santos JR, Spironello WR, Romero-Saltos H, Rovero F, Rozak AH, Ruokolainen K, Rutishauser E, Saiter F, Saner P, Santos BA, Santos F, Sarker SK, Satdichanh M, Schmitt CB, Schöngart J, Schulze M, Suganuma MS, Sheil D, Pinheiro ES, Sist P, Stevart T, Sukumar R, Sun I-F, Sunderland T, Suresh HS, Suzuki E, Tabarelli M, Tang J, Targhetta N, Theilade I, Thomas DW, Tchouto P, Hurtado J, Valencia R, van Valkenburg JLCH, Van Do T, Vasquez R, Verbeeck H, Adekunle V, Vieira SA, Webb CO, Whitfeld T, Wich SA, Williams J, Wittmann F, Wöll H, Yang X, Yao YCYA, Yap SL, Yoneda T, Zahawi RA, Zakaria R, Zang R, de Assis RL, Garcia B, Venticinque EM (2015) An estimate of the number of tropical tree species. *Proc. Natl. Acad. Sci*, 112(24):7472-7477. doi: 10.1073/pnas.1423147112

Solórzano A, Guedes-Bruni R, Oliveira RRD (2012) Composição florística e estrutura de um trecho de floresta ombrófila densa atlântica com uso pretérito de produção de banana, no parque estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ. *Revista Árvore*, 36(3):451-462. Doi: 0.1590/S0100-67622012000300007

SOS Mata Atlântica, INPE (2019) Relatório anual 2019. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>> Acesso em: 21 de setembro de 2021.

- Sullivan MJ, Talbot J, Lewis SL, Phillips OL, Qie L, Begne SK, Zemagho L (2017) Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific reports*, 7(1):1-12. doi: 10.1038/srep39102
- Stefani EJF, Tamashiro JY, Joly CA (2021) Estrutura, composição florística e similaridade na Floresta Ombrófila Densa Atlântica, em áreas do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Caraguatatuba. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais*, 16(2):177-202. doi: 10.46357/bcnaturais.v16i2.297
- Veloso HP, Rangel-Filho ALR, Lima JCA (1991) Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. In: *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro. 124 p.
- Wheeler CE, Omeja PA, Chapman CA, Glipin M, Tumwesigye C, Lewis, SL (2016) Carbon sequestration and biodiversity following 18 years of active tropical forest restoration. *Forest ecology and management*, 373(1):44-55. doi: 10.1016/j.foreco.2016.04.025

CAPÍTULO II
INFLUÊNCIA DAS BORDAS SOBRE CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DAS
ÁRVORES EM UM REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA

EDGE INFLUENCE OVER FUNCTIONAL TREE TRAITS IN AN ATLANTIC FOREST REMNANT

Felipe Zuñe-da-Silva² , Pablo José Francisco Pena Rodrigues³ , Consuelo Rojas-Idrogo⁴ , Guillermo Eduardo Delgado-Paredes⁴ , Alex Enrich-Prast⁵  and Cássia Mônica Sakuragui^{6*} 

¹Received on 21.07.2021 accepted for publication on 27.10.2021.

²Universidade Federal do Rio de Janeiro, Mestre em Botânica, Rio de Janeiro, RJ - Brasil. E-mail: <lfelipezd15@hotmail.com>.

³Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ - Brasil. E-mail: <pablojfr@hotmail.com>.

⁴Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo, Facultad de Ciencias Biológicas, Lambayeque, Peru. E-mail: <crojas@unprg.edu.pe> and <guidelg2015@yahoo.es>.

⁵Universidade de Linköping, Departamento de Estudos Temáticos, Linköping, Suécia. E-mail: <aenrichprast@gmail.com>.

⁶Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Rio de Janeiro, RJ - Brasil. E-mail: <cmsakura12@gmail.com>.

*Corresponding author.

ABSTRACT – Habitat fragmentation is one of the leading causes of edge genesis and its effects. Functional tree traits such as wood density, height, and diameter are essential variables from which it is possible to infer several ecological processes. This study assessed the variability of the functional traits of trees over two habitats (edge and interior) of a forest remnant. The hypothesis tested were i) the functional traits would have lower values at the edges than the interior, and ii) environmental variables would influence such differences. This study was carried out in the largest Atlantic Forest remnant within Serra da Tiririca State Park, Brazil, by establishing ten plots (50 × 20 m) among different habitats. Within each plot, wood samples were taken from all trees with a diameter of ≥ 10 cm. It was recorded the altitude, distance from the plots to the edge, and fire records as possible explanatory variables (environmental variables). Wood density was obtained using the immersion method. To verify differences in functional traits by habitat, the Wilcoxon test was applied. Additionally, the influence of explanatory variables on functional traits through generalized linear models was evaluated. One hundred eighty-five trees were recorded at the edges and 218 trees at the interior of the remnant. Wood density and tree height were significantly lower in the edges than in the interior. Furthermore, the best models indicated significant relationships between wood density and habitats, as well as diameter and distance to the edge. This study was effective in raising suitable variables to predict edge effects.

Keywords: Wood density; Tropical rainforest; Habitat fragmentation.

INFLUÊNCIA DAS BORDAS SOBRE CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DAS ÁRVORES EM UM REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA

RESUMO – A fragmentação de habitats é uma das principais causas da criação de bordas e seus efeitos. Características funcionais das árvores, como a densidade da madeira, altura e diâmetro, são variáveis essenciais que permitem inferir vários processos ecológicos. Este estudo avaliou a variabilidade das características funcionais das árvores em dois tipos de habitats (borda e interior) de um remanescente florestal. Foram testadas as hipóteses de que i) as características funcionais teriam menores valores nas bordas do que no interior; e que ii) as variáveis ambientais influenciam essas diferenças. Este estudo foi realizado no maior remanescente de Mata Atlântica dentro do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Brasil, estabelecendo dez parcelas (50 × 20 m) entre diferentes habitats. Dentro de cada parcela foram retiradas amostras de madeira de todas as árvores com diâmetro ≥ 10 cm. Além disso, foram registradas a altitude, distância das parcelas até a borda e registros de queimadas como possíveis variáveis explicativas (variáveis ambientais). A densidade da madeira foi obtida através do método de imersão. Para verificar diferenças nas características funcionais por tipo de habitat, foi aplicado o teste de Wilcoxon. Adicionalmente, foi avaliada a influência das variáveis explicativas sobre as características funcionais por meio de modelos lineares generalizados. Cento e oitenta e cinco árvores foram registradas nas bordas e 218 árvores no interior do remanescente. A densidade da madeira e a altura das árvores foram significativamente menores nas bordas do que no interior. Além disso, os melhores modelos



Revista Árvore 2022;46:e4603

<http://dx.doi.org/10.1590/1806-908820220000003>

indicaram relações significativas entre densidade da madeira e o tipo de habitat; assim como, entre o diâmetro e distância até a borda. Este estudo foi eficaz em abordar variáveis adequadas para prever os efeitos de borda no remanescente.

Palavras-Chave: Densidade da madeira; Floresta tropical; Fragmentação de habitat.

1. INTRODUCTION

Forest edges play an essential role in the ecosystem balance, receiving more recently, particular attention in ecological studies (Murcia, 1995; Laurance et al., 2007; Magnago et al., 2017). Edges or transition zones originate mainly because of habitat fragmentation (Laurance et al., 2002), which causes isolation from the forest matrix (remnants), reduces local biodiversity, and changes the microclimate conditions that affect the edge populations on the remnants (edge effect) (Laurance et al., 2018). Among the main changes associated with the edge effect, high solar radiation, high temperature, low humidity, and strong winds stand out (Laurance and Curran, 2008; Laurance et al., 2011; Magnago et al., 2015). However, edges are dynamic in space and time and can also be induced by numerous biotic and abiotic factors (Laurance et al., 2018).

Many conditions that affect forest edges occasionally influence the composition of tree species (Laurance et al., 2002; Laurance et al., 2007; Laurance et al., 2011), such the topography (Gehlhausen et al., 2000), the population density of shrub-tree vegetation (Wright et al., 2010) and vulnerability to fires (Cochrane and Laurance, 2002). Such parameters directly depend on the variability of functional traits, such as wood density, tree diameter, and height (Laurance et al., 2006a), whose magnitude is strongly related to trees growth and biomass (Chave et al., 2014).

Variation in functional traits is usually related to climate change and resilience towards changes (Poorter et al., 2010; Gratani, 2014; Falster et al., 2018). In this sense, edge trees are often reported presenting low wood density, smaller diameters, and shorter heights compared to individuals from the interior of the forest remnant (Oliveira-Filho et al., 1997; Magnago et al., 2014; Rodrigues et al., 2016; Berenguer et al., 2018). However, some studies suggested that they do not significantly differ in functional traits concerning habitat types (Pires et

al., 2014; Magnago et al., 2014; Couto-Santos et al., 2021). In context, functional traits can make it possible to infer successional ecological processes (Chazdon et al., 2010). Tree communities studied in Brazilian biomes reinforce the importance of wood density in the forest structure (e.g.: Baker et al., 2004; Berenguer et al., 2018; Zimmermann et al., 2019). However, due to the severe lack of data, the usefulness of wood density is scarcely explored as a predictive tool for succession stages (Padilha and Marco-Junior, 2018). On the other hand, the variation in trees diameter and height have been widely explored in forestry studies (Feldpausch et al., 2011), mainly studies on restoration process (Salomão et al., 2014), phytosociology (Turchetto et al., 2017), and habitat fragmentation (Haddad et al., 2015).

The Atlantic Forest is one of the most currently threatened neotropical biomes of rainforests, being regarded as one of the five most important biodiversity hotspots in the biosphere (Myers et al., 2000), with only 12.4% of its original coverage remaining (SOS Mata Atlântica and INPE, 2019). Most forest reduction is attributed to habitat fragmentation caused by anthropogenic disturbances (Rezende et al., 2018). Although there is continuous devastation of this biome, studies in small remnants indicate high rates of species heterogeneity (e.g.: Rocha and Amorim, 2012; Eisenlohr and Oliveira-Filho, 2015; Pontes et al., 2019). In this sense, edge studies usually aim at assessing functional diversity (Tabarelli et al., 2010; Magnago et al., 2014; Couto-Santos et al., 2021). When exploring the functional traits of trees, they are continuously oriented to studies in small remnants (Nascimento and Laurance, 2006; Santos et al., 2008; Santo-Silva et al., 2016), with particular species (Costa et al., 2020), and in specific environmental gradients (Rodrigues et al., 2016).

However, evaluating the edges in the light of the functional traits could have a high explanatory content of their effects (Magnago et al., 2014) since changes in the performance of the functional traits affect the growth, reproduction, and survival of individuals

(Violle et al., 2007). In this sense, this study aimed to assess the variability in tree functional traits over two habitat (edge and interior) in a forest remnant in Brazil. The hypothesis tested were i) traits as wood density, height, and tree diameter have lower values at the edges than in the interior, and ii) environmental variables influence such differences.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study area

This study was carried out within Serra da Tiririca area, the largest forest remnant in the Serra da Tiririca State Park (PESET), located between the municipalities of Niterói and Maricá, in the State of Rio de Janeiro (22°48' - 23°00' S; 42°57' - 43°02' W) (Figure 1). PESET comprises 3492 ha, and the studied sector shows 1975 ha, distributed among the continental section (1789 ha) and marine limits (187 ha). PESET is inserted in the Atlantic Forest biome, with its flora representing the formation of dense submontane rainforest, with portions of rocky outcrops (Barros, 2008). The climate of the region is humid and warm, with heavy rains in the summer and dry season in the winter (Köppen's Aw) (Alvares et al., 2013), with an annual average temperature of 23.7 °C, an average of the total annual precipitation ~ 1172 mm, annual relative humidity of ~ 80% and, the edaphic constitution is formed mainly by Agrisols, Gleissols, Neossols, Cambisols, and Litossols (INEA, 2015).

The use and occupation of the PESET occurred from the first prehistoric nomadic groups (Kneip, 1995) through the occupation by the Tupi indigenous people until the arrival of the Portuguese colonizers (Barros, 2008). In the colonial era, the intense Portuguese trade on the Brazilian wood *Paubrasilia echinata* (Lam.) Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis and other large trees transformed the natural landscape into devastated areas (Barros, 2008). Between the 16th and 17th centuries, *sesmarias*, extractive activities, and the establishment of sugar cane mills were primarily responsible for the devastation of vast extensions of native forests in the Atlantic Forest (Barros, 2008). With the decline of monocultures between the 19th and 20th centuries, natural areas managed to recover their native vegetation, but not for a long time (Barros, 2008). From the mid-20th century

until today, large subdivisions and real estate growth dictate the dynamics and transformation of landscapes (Vallejo, 2005). On November the 29th, 1991, State Law No. 1.901 (Rio de Janeiro, 1991) determined the creation and control of the PESET.

2.2. Sample collection and data analyses

Ten plots of 50 x 20 m (1 ha) were unsystematically established between November 2019 and December 2020. Five plots no more distant than 20 m from an anthropogenic edge and five inside the remnant (plots average nearest to edge = 175 m) were set, all with a minimum distance of 200 m from each other (Figure 1).

In each plot, woody trees were sampled following the protocol proposed by Chave (2006); where, cross-sections of the xylem were taken with a Pressler probe (Haglöf Sweden®, 500 mm, Sweden) in the transversal direction of the trunk and at breast height. Also, each height (estimated from the length of high pruning poles) and diameter at breast height (DBH) of all trees ≥ 10 cm were recorded. In addition, environmental data (altitude, the closest distance between the edge of each plot, and the edge of the forest in a straight line) and the occurrence of fires were measured. The woody samples were dried in an oven at 105 ± 2 °C and weighed on an analytical precision scale (Marte Científica®, AD330, Brazil). The immersion method (ABNT, 2003) was used to estimate the density of wood samples, using Equation 1:

Source: the authors.
Fonte: os autores.

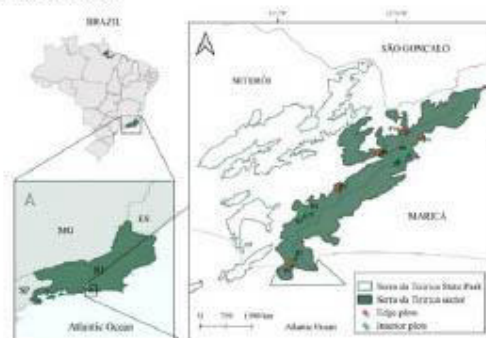


Figure 1 – Map and location of the study area, showing the plots (P) studied in Serra da Tiririca, Serra da Tiririca State Park, between 2019 and 2020.

Figura 1 – Mapa e localização da área de estudo, mostrando as parcelas (P) estudadas na Serra da Tiririca, Parque Estadual da Serra da Tiririca, entre 2019 e 2020.

$$p = \frac{m}{mdiff}$$

Eq.1

where ρ = wood density (g.cm^{-3}); m = dry weight of the wood (g); $mdiff$ = weight difference of the submerged wood (g), which corresponds to its volume (cm^3). The woody samples were deposited in the *Herbário Museu Nacional* (R).

Fire occurrence data were extracted from the database of the Queimadas Program - INPE (<https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal>), filtering records of outbreaks between January 2010 and May 2021, in a limit distance of 5 km around the study site. The fire information applied in this study refers to the attribute fire risk - a meteorological estimate correlated to days without rain in a given location, type of vegetation, maximum temperature, minimum relative humidity, topography, latitude, and presence of local fire (INPE, 2021). The fire risk was evaluated based on the average of fires in a circular area of 100 m in radius from each plot. When no fire records were found within the perimeter, the average between the two closest to the plot was considered.

2.3. Statistical analysis

To test the normality of the response variables (wood density, height, and tree diameter), the Shapiro-Wilk test was used. When the assumption was not met, logarithmic and root-quadratic transformations were performed. If the variables did not meet the tests' assumptions even after transformations, they were treated using non-parametric tests, according to their initial distribution. For all statistical analyzes, a significance level of $p < 0.05$ was adopted. All statistical analyzes were generated in the R 4.1.1 statistical environment (R Core Team, 2021).

To assess whether the median wood density, diameter, and height of trees individuals showed significant differences between the edges and the interior of Serra da Tiririca, the non-parametric Wilcoxon test was applied. Additionally, the initial relationship between the three response variables was verified using Pearson's correlation coefficient. Also, the trees were separated by diameter and height classes and compared between edge and interior using the Wilcoxon test. Finally, to assess the influence of the explanatory variables (distance from plots to edge, altitude, fire risk, habitat type, and interactions)

on the median per plot of the response variables, generalized linear models (GLM) were used. The distance-to-edge variable was log-transformed to reduce heteroscedasticity and increase the probability

Source: the authors.
Fonte: os autores.

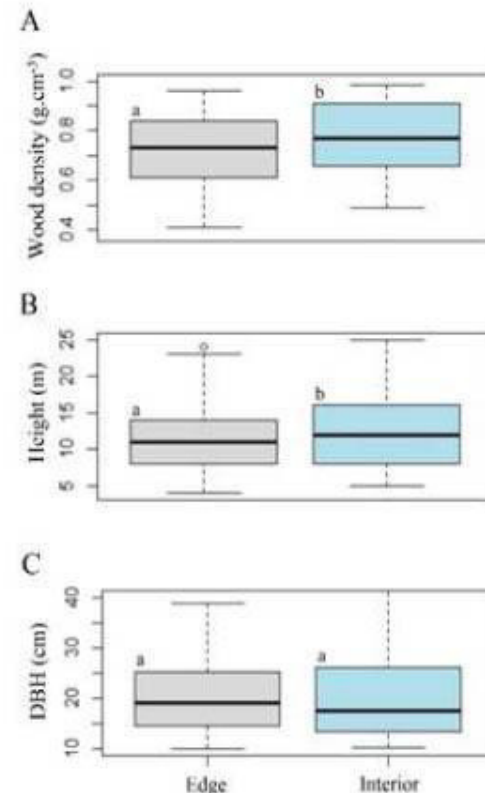


Figure 2 – Boxplots showing the variability of the wood density at the edge and the interior of remnant (A), height (B), and diameter at breast height (DBH) (C) of the tree individuals in the Serra da Tiririca, between 2019 and 2020. The line between the boxes represents the median, the limits of the boxes cover the 1st and 3rd quartiles, and dashes, the whole data. Different lowercase letters above the boxes indicate significant differences ($p < 0.05$).

Figura 2 – Diagrama de caixas mostrando a variabilidade da densidade da madeira nas bordas e no interior da floresta (A), altura (B) e diâmetro à altura do peito (DAP) (C) dos indivíduos na Serra da Tiririca, entre 2019 e 2020. A linha entre as caixas representa a mediana, os limites das caixas cobrem o 1º e 3º quartis, e os traços, todos os dados. Diferentes letras minúsculas acima das caixas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

of standard distribution. For selecting the best GLMs, the best explanatory variables for each model were found through the *dropterm* function of the MASS package (Ripley et al., 2013). To assess the goodness of fit of the models, the explanatory variables were submitted to an analysis of variance with an F test and the measures of discrepancies were verified through deviance. Finally, models with the lowest values were selected, according to the Akaike Information Criterion (AIC) (Burnham et al., 2011), and the (adjusted) amount of deviance counted for each model was calculated from the Dsquared (D^2) function of the *modEvA* package (Barbosa et al., 2013). This function, known as pseudo- R^2 (or R^2 analog for GLM), calculates the variation ratio of each model (Guisan and Zimmermann, 2000). For all GLMs, Gaussian distribution with *identity link* was used.

3. RESULTS

In a total of 403 trees recorded, 185 were on the edges and 218 in the interior. Wood density and tree height showed significant differences between habitats (edge vs. interior). The median wood density was significantly lower ($z = 16261$; $p < 0.001$) at the edges ($0.73 \pm 0.14 \text{ g.cm}^{-3}$) when compared to the interior ($0.77 \pm 0.14 \text{ g.cm}^{-3}$). Likewise, the median height of the individuals was lower at the edge (11 m) than in the interior (12 m) ($z = 17120$; $p < 0.05$). In contrast, the diameter was not significantly different, with a median of 19.10 cm at the edges and 17.51 cm at the

interior ($z = 21124$; $p = 0.41$) (Figure 2). Pearson's test showed that none of the variables showed significant correlations between them ($p > 0.05$).

The diameter classes followed a positive asymmetric distribution, showing significance between the edge and interior of the forest only for the tree classes between 10-20 cm ($z = 8671$; $p < 0.0001$). In contrast, height classes showed a symmetrical distribution trend but no significance in their classes (Figure 3).

The best GLMs for wood density, height, and tree diameter showed low coefficients of the uncertainties of the estimates about the explanatory variables (distance from the plots to the edges, altitude, fire risk, and habitat type) (Table 1). There was a significant difference between wood density and habitat type (Table 1) and a strong relationship in this model ($D^2 = 0.71$). Likewise, significant differences were found between median DBH and distance of plots to edge (Table 1) and a strong relationship in this model ($D^2 = 0.63$).

4. DISCUSSION

Variability on tree functional traits often allows us to understand how individuals interact in different ecological gradients (Violle et al., 2007). This paper aimed to assess the variability in functional traits of trees over two habitats (edge and interior) in an Atlantic Forest remnant. In this sense, significant

Source: the authors.
Fonte: os autores.

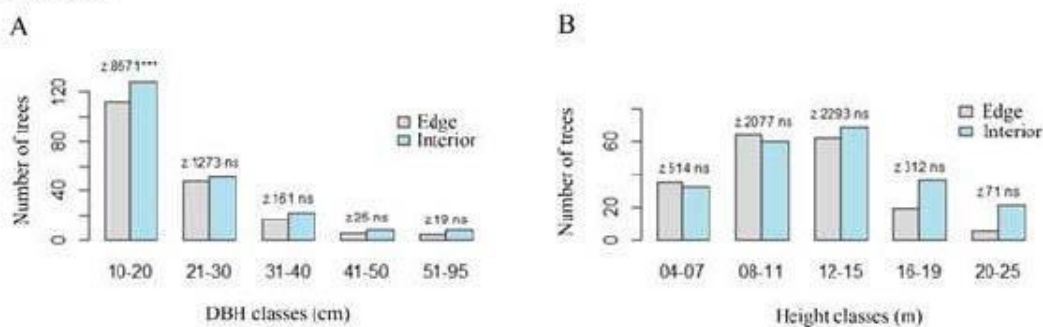


Figure 3 – Number of trees per class of diameter (A) and height (B), comparing the edges and the interior of Serra da Tiririca, between 2019 and 2020. DBH = diameter at the breast height. $p < 0.0001$ '***'; ns = non-significant.

Figura 3 – Número de árvores por classes de diâmetro (A) e altura (B), comparando as bordas e o interior da Serra da Tiririca, entre 2019 e 2020. DAP = diâmetro a altura do peito. $p < 0,0001$ '***'; ns = não significativo.

Table 1 – Generalized linear models generated by the relationships between wood density, height, and diameter *versus* explanatory variables and their interactions.

Tabela 1 – Modelos lineares generalizados gerados pelas relações entre densidade da madeira, altura e diâmetro *versus* variáveis explicativas e suas interações.

Model = Wood density ~ Distance to edge (log) + Habitat					
Variable	Estimate	Std. Error	Deviance	Resid. dev.	p(>F)
(Intercept)	1.050	0.080		0.051	
Distance to edge	-0.317	0.076	0.001	0.050	0.434
Habitat - Interior ¹	0.384	0.093	0.035	0.014	0.004**
Model = Height ~ Altitude + Habitat					
Variable	Estimate	Std. Error	Deviance	Resid. dev.	p(>F)
(Intercept)	13.40	1.48		39.28	
Altitude	-0.01	0.01	7.09	32.18	0.22
Habitat - Interior ¹	1.38	1.29	4.49	27.69	0.32
Model = DBH ~ Altitude + Fire risk + Distance to edge (log)					
Variable	Estimate	Std. Error	Deviance	Resid. dev.	p(>F)
(Intercept)	-4.43	11.22		219.97	
Altitude	-0.07	0.02	44.68	175.28	0.11
Fire risk	35.18	13.49	10.84	164.44	0.40
Distance to edge	8.85	3.51	84.62	79.81	0.04*

Negative parameters indicate inverse effects and positive, direct effects. Akaike Information Criteria (AIC); $p < 0.01$ ***, 0.05 **; ¹ difference with the edge habitat. Source: the authors.

Parâmetros negativos indicam efeitos inversos e positivos, efeitos diretos. Critério de Informação de Akaike (AIC); $p < 0,01$ ***, $0,05$ **; ¹ diferença com o habitat de borda. Fonte: os autores.

differences were observed in functional traits (wood density and tree height) related to habitat type. These traits showed lower values for the edges compared to the interior. Furthermore, it was found that the environmental variables influenced the variation of the functional traits (wood density and tree diameter), which are fundamental to explaining the trees individuals' ecological role.

Wood density is a property that is vulnerable to environmental changes due to its relationship with the mass and volume of trees (Chave et al., 2006). Wood density can vary according to habitat type, presenting lower values in anthropic forests and edges when compared to undisturbed forests and the interior (Muller-Landau, 2004; Laurance et al., 2006b; Berenguer et al., 2018). However, few authors reported that wood density has no variation to the edges and interior of the remnants (Magnago et al., 2014; Santo-Silva et al., 2016; Dreyer et al., 2020). Significant differences were found in wood density compared to habitat type in the present study, with lower values for edges than for the interior. In this context, divergences between studies could indicate the lack of patterns in this functional trait. Potential explanations are the local range limitation of the wood density (Atlantic Forest, $0.6 - 0.8 \text{ g.cm}^{-3}$) (Padilha and Marco-Junior, 2018) and their phylogenetic evolution

(Chave et al., 2006). In perspective, the variation in wood density is mainly related to the type of soil and water regimes (Rüger et al., 2012), where trees with lower wood densities retain more water (Borchert, 1994). However, this is not relevant in Serra da Tiririca because it is a rainforest where the average monthly rainfall exceeds 95 mm (INEA, 2015). In contrast, variability could also be associated with regional historical-ecological events (Poorter et al., 2019), influenced by the succession of individuals in different habitat types. In this sense, the wood density of Serra da Tiririca - which presents an average close to the average of Atlantic Forest species (0.70 g.cm^{-3}) (Chave et al., 2009) - would be influenced by recognized events, as the intense extraction of charcoal between the 18th and 20th centuries (Oliveira et al., 2020), as well as by the local floristic heterogeneity (Barros, 2008).

Dendrometric traits are essential to assess the forest structure. The height and diameter of trees also vary according to the habitat types (Nascimento and Laurance, 2006). In this study, significant differences in the tree heights across habitat types were detected. Taller trees, as expected, occurred inside the remnant than at the edges. Potential causes for this pattern are the high mortality rate of trees at the edges, caused mainly by the direct interaction with the edge effects,

such as winds and fires (Cochrane and Laurance, 2002; Poorter et al., 2010; Laurance and Curran, 2008).

In contrast, no significant differences were found in the median tree diameter compared between habitats, but significant differences in the diametric classes were recorded. Edges showed fewer trees between 10 to 20 cm when compared to the interior. In this context, it is worth pointing out that this pattern might be related to forest succession. Serra da Tiririca is a secondary forest, where the edge conditions favor the establishment and growth of pioneer and secondary species (Laurance et al., 2006b; Nascimento and Laurance, 2006; Chazdon et al., 2010).

The best models indicate the relationship of the plots to edges as the direct influence of wood density and tree diameter. These response variables are good predictors of the edge effect, which can exceed 300 m of distance from the edge to the interior (Laurance et al., 2002), varying the intensity of the parameter according to the size of the remnant (Nascimento and Laurance, 2006; Laurance et al., 2006a, b; Laurance et al., 2018). None of the functional traits were significantly related to the fire risk. However, adding the fire risk to the model allowed the significant relationship between diameter and distance from the edges. In this context, other unmeasured variable responses could be associated with fire risk with the edges because edges are highly vulnerable to fires and are strongly related to the frequent juxtaposed to pastures and frequent anthropogenic fires (Cochrane and Laurance, 2002).

5. CONCLUSIONS

There are significant differences in the functional traits between trees individuals in comparing the edge and interior of the remnant. Wood density and height showed lower values at the edges, while the diameter was not different. Wood density and diameter were the functional traits most related to habitat type and the distance to the edge, respectively, being good predictors of the edge effect. In contrast, there was no relationship between height and explanatory variables.

Here, the variability of functional traits tells us how essential studies on forest edges are for a complete understanding of their effects. Furthermore, it is vital to continue studies on the plots installed in Serra da Tiririca to follow the dynamic of individuals

in space-time on habitat types. Finally, we recommend using our findings to assist the park's management in conserving the forest remnant.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

This study was part of the master dissertation of the first author. Felipe Zuñe-da-Silva: Conceived and designed the study, data collection, data analysis, and text written; Pablo José Francisco Pena Rodrigues, Consuelo Rojas-Idrogo and Guillermo Eduardo Delgado-Paredes: technical review and text review; Alex Enrich-Prast and Cassia Mônica Sakuragui: research supervision, technical review, and text review. All authors approved the final version of the manuscript.

6. ACKNOWLEDGMENT

We wish thank to the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) for providing the first author with a scholarship (Grant No. 88887.500463/2020-00). We are grateful to André Costa, Erbersson Conceição, Rafael Fonseca and Angêlo Coutinho for the valuable field assistance, and PESET/INEA for research authorizations. The authors give a special thanks to Dra. Vera Huszar and Dra. Andrea Costa for the suggestions and first revision of the manuscript, and we also wish to extend our thanks to Dra. Bárbara de Sá Haiad for facilitating access to the Departamento de Botânica - Museu Nacional/UFRJ and Dr. Nilber da Silva for receiving the wood samples in the Herbário Museu Nacional (R).

7. REFERENCES

- Associação Brasileira de Normas Técnicas — ABNT. NBR 11941: Madeira: determinação da densidade básica. Rio de Janeiro; 2003.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2013;2(6):711-728. doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- Baker TR, Phillips OL, Malhi Y, Almeida S, Arroyo L, Di Fiore A, et al. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*. 2004;10(5):545-

562. doi: 10.1111/j.1365-2486.2004.00751.x

Barbosa MA, Real R, Muñoz AR, Brown JA. New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models. *Diversity and Distributions*. 2013;19(10):1333-1338. doi: 10.1111/ddi.12100

Barros AAM. Análise florística e estrutural do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Niterói e Maricá, RJ, Brasil [thesis]. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro; 2008.

Berenguer E, Gardner TA, Ferreira J, Aragão LE, Mac Nally R, Thomson JR, et al. Seeing the woods through the saplings: Using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests. *Journal of Ecology*. 2018;106(6):2190-2203. doi: 10.1111/1365-2745.12991

Borchert R. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology*. 1994;75(5):1437-1449. doi: 10.2307/1937467

Burnham KP, Anderson DR, Huyvaert KP. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral ecology and sociobiology*. 2011;65(1):23-35. doi: 10.1007/s00265-010-1029-6

Chave J. Measuring wood density for tropical forest trees: A field manual. Toulouse: Université Paul Sabatier, Pan-Amazonia Project; 2006.

Chave J, Muller-Landau HC, Baker TR, Easdale TA, Steege HT, Webb CO. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. *Ecological Applications*. 2006;16(6):2356-2367. doi: 10.1890/10510761(2006)016[2356:RAPVOW] 2.0.CO;2

Chave J, Coomes D, Jansen S, Lewis SL, Swenson NG, Zanne AE. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*. 2009;12(4):351-366. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x

Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, Chidumayo E, Colgan M, Delitti W, et al. Improved allometric models to estimate the aboveground

biomass of tropical trees. *Global change biology*. 2014;20(10):3177-3190. doi: 10.1111/gcb.1262

Chazdon RL, Finegan B, Capers RS, Salgado-Negret B, Casanoves F, Boukili V, et al. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. *Biotropica*. 2010;42(1):31-40. doi: 10.1111/j.17447429.2009.00566.x

Cochrane MA, Laurance WF. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*. 2002;18(3):311-325. doi: 10.1017/S0266467402002237

Costa WS, Cunha M, Rodrigues PJFP, Iguatemy MA, Valladares F, Barros CF. Intraspecific variation in functional wood anatomy of tropical trees caused by effects of forest edge. *Forest Ecology and Management*. 2020;473:118305. doi: 10.1016/j.foreco.2020.118305

Couto-Santos APL, Miranda LDP, Rossado DR. Functional diversity of plant communities at edge and interior of a submontane Atlantic Forest: greater functional than compositional stability. *Rodriguésia*. 2021;72:e00352019. doi: 10.1590/2175-7860202172022

Dreyer JBB, Schlickmann MB, Cuchi T, Vieira FS, Moraes GC, Higuchi P, et al. Estruturação espacial de traços funcionais de espécies arbóreas em função da distância da borda em Floresta Alto-Montana no sul do Brasil. *Ciência Florestal*. 2020;30(3):743-754. doi: 10.5902/1980509833586

Eisenlohr PV, Oliveira-Filho AT. Revisiting patterns of tree species composition and their driving forces in the Atlantic Forests of Southeastern Brazil. *Biotropica*. 2015;47(6):689-701. doi: 10.1111/btp.12254

Falster DS, Duursma RA, FitzJohn RG. How functional traits influence plant growth and shade tolerance across the life cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2018;115(29):E6789-E6798. doi: 10.1073/pnas.1714044115

Feldpausch TR, Banin L, Phillips OL, Baker TR, Lewis SL, Quesada CA, et al. Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences*. 2011;8(5):1081-1106. doi: 10.5194/bg-8-1081-2011

- Gehlhausen SM, Schwartz MW, Augspurger CK. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*. 2000;147(1):21-35. doi: 10.1023/A:1009846507652
- Gratani L. Plant phenotypic plasticity in response to environmental factors. *Advances in Botany*. 2014;1-17. doi: 10.1155/2014/208747
- Guisan A, Zimmermann NE. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*. 2000;135(2-3):147-186. doi: 10.1016/S0304-3800(00)00354-9
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*. 2015;1(2):e1500052. doi: 10.1126/sciadv.1500052
- Instituto Estadual do Ambiente - INEA. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra da Tiririca. Governo do Estado do Rio de Janeiro. 2015 [cited: 19 July 2021]. Available from: <http://www.femerj.org/wp-content/uploads/Plano-de-manejo-do-Parque-Estadual-da-Serra-da-Tiririca-PESET.pdf>
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais — INPE. Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios Florestais. 2021[cited: 18 July 2021]. Available from: <http://www.inpe.br/queimadas>
- Kneip LM. A sequência cultural do sambaqui de Camboinhas, Itaipu-Niterói, Rio de Janeiro. *Museu Nacional*. 1995;3:3-12.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC, et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation biology*. 2002;16(3):605-618. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x
- Laurance WF, Nascimento HE, Laurance SG, Andrade A, Ribeiro JE, Giraldo JP, et al. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2006a;103(50):19010-19014. doi: 10.1073/pnas.0609048103
- Laurance WF, Nascimento HE, Laurance SG, Andrade AC, Fearnside PM, Ribeiro JE, et al. Rainforest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*. 2006b;87(2):469-482. doi: 10.1890/05-0064
- Laurance WF, Nascimento HE, Laurance SG, Andrade A, Ewers RM, Harms KE, et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS One*. 2007;2(10):e1017. doi: 10.1371/journal.pone.0001017
- Laurance WF, Curran TJ. Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: a review and synthesis. *Austral Ecology*. 2008;33(4):399-408. doi: 10.1111/j.1442-9993.2008.01895.x
- Laurance WF, Camargo JLC, Luizão RCC, Laurance SG, Pimm SL, Bruna EM, et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*. 2011;144(1):56-67. doi: 10.1016/j.biocon.2010.09.021
- Laurance WF, Camargo JL, Fearnside PM, Lovejoy TE, Williamson GB, Mesquita RC, et al. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews*. 2018;93(1):223-247. doi: 10.1111/brev.12343
- Magnago LFS, Edwards DP, Edwards FA, Magrach A, Martins SV, Laurance WF. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of ecology*. 2014;102(2):475-485. doi: 10.1111/1365-2745.12206
- Magnago LFS, Rocha MF, Meyer L, Martins SV, Meira-Neto JAA. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. *Biodiversity and Conservation*. 2015;24(9):2305-2318. doi: 10.1007/s10531-015-0961-1
- Magnago LFS, Magrach A, Barlow J, Schaefer CEGR, Laurance WF, Martins SV, et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? *Functional Ecology*. 2017;31(2):542-552. doi: 10.1111/1365-2435.12752
- Muller-Landau HC. Interspecific and inter-site variation in wood specific gravity of tropical trees. *Biotropica*. 2004;36(1), 20-32. doi: 10.1111/j.1744-7429.2004.tb00292.x

- Murcia C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. 1995;10(2):58-62. doi: 10.1016/S0169-5347(00)88977-6
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2000;403(6772):853-858. doi: 10.1038/35002501
- Nascimento HE, Laurance WF. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazonica*. 2006;36(2):183-192. doi: 10.1590/S0044-59672006000200008
- Oliveira-Filho AT, Mello JM, Scolforo JRS. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology*. 1997;131(1):45-66. doi: 10.1023/A:1009744207641
- Oliveira RR, Patzlaff RG, Scheel-Ybert R. A floresta como esconderijo: arqueologia da paisagem na mata atlântica do Rio de Janeiro. *Revista Mosaico-Revista de História*. 2020;13(2):61-82. doi: 10.18224/mos.v13i1.7984
- Padilha DL, Marco-Júnior PD. A gap in the woods: Wood density knowledge as impediment to develop sustainable use in Atlantic Forest. *Forest ecology and management*. 2018;424:448-457. doi: 10.1016/j.foreco.2018.05.012
- Pires JPDA, Silva AGD, Freitas L. Plant size, flowering synchrony and edge effects: What, how and where they affect the reproductive success of a Neotropical tree species. *Austral Ecology*. 2014;39(3):328-336. doi: 10.1111/aec.12082
- Pontes DMF, Engel VL, Parrotta JA. Forest structure, wood standing stock, and tree biomass in different restoration systems in the Brazilian Atlantic Forest. *Forests*. 2019;10(7):588. doi: 10.3390/f10070588
- Poorter L, McDonald I, Alarco A, Fichtler E, Licona JC, Peña-Claros M, et al. The importance of wood traits and hydraulic conductance for the performance and life history strategies of 42 rainforest tree species. *New Phytol*. 2010;185:481-492. doi: 10.1111/j.1469-8137.2009.03092.x
- Poorter L, Rozendaal DM, Bongers F, Almeida-Cortez JS, Zambrano AMA, Álvarez FS, et al. Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. *Nature Ecology & evolution*. 2019;3(6):928-934. doi: 10.1038/s41559-019-0882-6
- R Core Team. *A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2021.
- Rezende CL, Scarano FR, Assad ED, Joly CA, Metzger JP, Strassburg BBN, et al. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 2018;16(4):208-14. doi: 10.1016/j.pecon.2018.10.002
- Rio de Janeiro. Lei Estadual nº 1.901, de 29 de novembro de 1991. Dispõe sobre a criação do Parque Estadual da Serra da Tiririca e dá outras providências. 1991 [cited 19 July 2021]. Available from: <http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/CONTLEI.NSF/bff0b82192929c2303256bc30052cb1c/0a9eb985>
- Ripley B, Venables B, Bates DM, Hornik K, Gebhardt A, Firth D, et al. Package 'mass'. *Cran r*. 2013;538:113-120.
- Rocha DSB, Amorim AMA. Heterogeneidade altitudinal na Floresta Atlântica setentrional: um estudo de caso no sul da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 2012;26(2):309-327. doi: 10.1590/S0102-33062012000200008
- Rodrigues PJFP, Melo LR, Abreu RC, Iguatemy MA. Edge Effects of Oil Pipeline Canopy Openings on Tree Community Structure and Dynamics in a Montane Atlantic Forest. *Journal of Geoscience and Environment Protection*. 2016;4(7):132-140. doi: 10.4236/gep.2016.47014
- Rüger N, Wirth C, Wright SJ, Condit R. Functional traits explain light and size response of growth rates in tropical tree species. *Ecology*. 2012;93(12):2626-2636. doi: 10.1890/12-0622.1
- Salomão RP, Brienza-Júnior S, Rosa NA. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. *Revista Árvore*. 2014;38(1):1-24. doi: 10.1590/S0100-67622014000100001
- Santos BA, Peres CA, Oliveira MA, Grillo A,

- Alves-Costa CP, Tabarelli M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological conservation*. 2008;141(1):249-260. doi: 10.1016/j.biocon.2007.09.018
- Santo-Silva EE, Almeida WR, Tabarelli M, Peres CA. Habitat fragmentation and the future structure of tree assemblages in a fragmented Atlantic forest landscape. *Plant ecology*. 2016;217(9):1129-1140. doi: 10.1007/s11258-016-0638-1
- SOS Mata Atlântica, INPE. Relatório anual 2019. [cited: 19 July 2021]. Available from: <https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>
- Tabarelli M, Aguiar AV, Girao LC, Peres CA, Lopes AV. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in northeastern Brazil. *Conservation Biology*. 2010;24(6):1654-1663. doi: 10.1111/j.1523-1739.2010.01529.x
- Turchetto F, Araujo MM, Callegaro RM, Griebeler AM, Mezzomo JC, Berghetti AL, et al. Phytosociology as a tool for forest restoration: a study case in the extreme South of Atlantic Forest Biome. *Biodiversity and Conservation*. 2017;26(6):1463-1480. doi: 10.1007/s10531-017-1310-3
- Vallejo LR. Conflitos Territoriais em Parques Estaduais no Rio de Janeiro: uma avaliação à luz das políticas de governo. *Revista geopaisagem*. 2005;4(7).
- Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, et al. Let the concept of trait be functional!. *Oikos*. 2007;116(5):882-892. doi: 10.1111/j.00301299.2007.15559.x
- Wright TE, Kase S, Tausz M, Bennett LT. Edge microclimate of temperate woodlands as affected by adjoining land use. *Agricultural and Forest Meteorology*. 2010;150(7-8):1138-1146. doi: 10.1016/j.agrformet.2010.04.016
- Zimmermann OL, Uller FH, Klitzke RA, Eleotério RJ, Vibrans AC. Towards the Fulfillment of a Knowledge Gap: Wood Densities for Species of the Subtropical Atlantic Forest. *Data*. 2019;4(3):104. doi: 10.3390/data4030104

CAPÍTULO III

INFLUÊNCIA DAS QUEIMADAS SOBRE A VEGETAÇÃO DE BORDA NUM REMANESCENTE DE FLORESTA ATLÂNTICA NO BRASIL

Influência das queimadas sobre a vegetação de borda num remanescente de Floresta Atlântica no Brasil

Influence of fire on edge vegetation in an Atlantic Forest remnant in Brazil

Felipe Zuñe-da-Silva, Pablo J. F. Pena Rodrigues, Consuelo Rojas-Idrogo, Guillermo E. Delgado-Paredes, Alex Enrich-Prast & Cassia M. Sakuragui

Resumo

As queimadas e a fragmentação de habitat são responsáveis por devastar grandes biomas da biosfera. O uso crescente de sensoriamento remoto desempenha um papel essencial na prevenção das queimadas, permitindo que estas sejam identificadas. Considerando o contexto, neste estudo descrevemos a variação das evidências de queimadas entre a borda e o interior de um remanescente de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil e inferimos seus efeitos sobre a vegetação. Para tal fim, adquirimos registros de queimadas entre 2010 e 2020 do banco de dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais e imagens de satélite do *United States Geological Survey*. Processamos as imagens e calculamos para cada imagem o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI). Para avaliar a variação, os registros foram classificados e comparados de acordo com o ano, mês, hora e tipo de habitat (bordas e interior). Para verificar a influência das queimadas sobre a vegetação, realizamos regressões lineares simples com base no risco de fogo sobre a interação NDVI-ano-habitat. Nossos dados incluíram 748 registros de queimadas, com as maiores ocorrências entre abril a agosto, e 51% das queimadas ocorreram entre 15h e 20h, indicando períodos de radiação solar mais intensa. A relação entre risco de fogo e NDVI-ano-habitat foi significativa ($F = 30,35$; $R^2 = 0,26$; $p < 0,0001$), e as bordas, como esperado, foram mais vulneráveis ao risco de fogo. Este trabalho auxilia na compreensão da relação entre queimadas e as bordas florestais na Floresta Atlântica e fornece um mapa de risco de fogo para o remanescente estudado.

Palavras-chave: Risco de fogo, índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), Parque Estadual da Serra da Tiririca (PESET), fragmentação de habitat.

Introdução

A sinergia entre as queimadas e a fragmentação de habitat é responsável pela devastação de grandes áreas na região tropical (Chochrane, 2001; Cochrane & Laurance, 2002; Brando et al., 2012). Reciprocamente, a interação entre queimadas e secas causa aumentos abruptos na mortalidade de plantas, incluindo grandes áreas florestais e pequenos remanescentes (Brando et al., 2014; Numata et al., 2017). Em nível regional, além de destruir a biodiversidade, as queimadas estão associadas ao aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE) (Zeri et al., 2016), que causam poluição ambiental e agravam as doenças respiratórias (Souza et al., 2012). Em nível local, os incêndios empobrecem o solo, reduzem a penetração de água no subsolo e em muitos casos, causam mortes, acidentes e perdas patrimoniais (INPE, 2021). Estima-se que, entre 1999 e 2018, ocorreram mais de 16 milhões de queimadas florestais em todo o Brasil, afetando principalmente grandes biomas de floresta tropical, como a Amazônia e a Floresta Atlântica (Silva-Junior et al., 2020). Só em 2020, ocorreram cerca de 223 mil queimadas no Brasil, 12,7% a mais do que em 2019 (INPE, 2021), dos quais a maioria foi causada por atividades antrópicas (Oliveira et al., 2020; INPE, 2021).

Entre os distúrbios antrópicos, a fragmentação de habitat é um dos mais marcantes e está constantemente ameaçando a biodiversidade global por meio da formação de novas bordas (Laurance et al., 2006). As bordas, também conhecidas como zonas de transição, são muito importantes para se compreender a dinâmica florestal porque exibem padrões ecológicos únicos (Ries et al., 2004). As mudanças ambientais associadas aos limites dos fragmentos são conhecidas como efeitos de borda.

As bordas e seus efeitos foram amplamente estudados em diferentes contextos (Murcia, 1995; Harper et al., 2005; Laurance et al., 2011). Sabe-se que metade das florestas tropicais estão a 500 m de uma borda, incluindo cerca de 20% dos remanescentes que estão a 100 metros de uma borda (Haddad et al., 2015). No bioma Amazônico, até 50.000 km de novas bordas são criados a cada ano (Broadbent et al., 2008). Muitos efeitos de borda são dinâmicos em escalas de espaço-tempo (Ries et al., 2004), por isso, intensidade dos efeitos de borda aumenta com base em fatores que promovem variabilidades, como tamanho do fragmento (Ewers et al., 2007; Magnago et al., 2015), idade da borda (Cadenasso et al., 2004), estrutura da vegetação (Rodrigues et al., 2016), atributos funcionais (Costa et al., 2020) e queimadas (Cochrane & Laurance, 2002). Embora a maioria dos estudos sobre este assunto exija um esforço ininterrupto

de tempo e dinheiro, novas abordagens usando tecnologias preditivas, como sensoriamento remoto, são cada vez mais usadas em estudos ecológicos (Chave et al., 2019).

O uso de sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica na dinâmica florestal é uma alternativa de baixo custo para o monitoramento florestal (Chave et al., 2019). Por fornecer informações com base em imagens de satélite (Campbell & Wynne, 2011), o sensoriamento remoto pode ser usado para analisar diferentes parâmetros de diferentes estratos com base na incorporação de tecnologias ópticas (Richards, 1999). Além disso, esta tecnologia permite processar grandes quantidades de dados, correlacionar espectros de banda e calcular índices de vegetação para grandes áreas (Lu, 2006). Assim, é provável que estudos usando estes métodos expliquem claramente a natureza das características vegetativas e sua interação com os parâmetros ambientais (Peng et al., 2012). No entanto, o uso desses métodos para queimadas é frequentemente limitado a grandes escalas, como estudos de detecção em tempo real (INPE, 2021) e análises crono-espaciais (Silva Junior et al., 2020; Gois et al., 2020; Barros et al., 2021). Estudos em pequena escala são menos comuns (Leite et al., 2017; Nova et al., 2021), e trabalhos sobre variação de habitat como um preditor de queimadas são raros (Almeida et al., 2020). Portanto, é vital a realização de estudos preditivos que utilizem sensoriamento remoto para pequenos remanescentes (Guedes et al., 2020).

Contudo, há um desconhecimento sobre a influência do fogo nas bordas e as relações em biomas ameaçados por distúrbios antrópicos, como a Floresta Atlântica (Myers et al., 2000; Tabarelli et al., 2010) que atualmente ocupa apenas 12,4% de sua cobertura original (SOS Mata Atlântica & INPE, 2019). Nesse sentido, neste estudo descrevemos a variação das evidências de queimadas entre a borda e o interior de um remanescente de Floresta Atlântica e inferimos seus efeitos sobre a vegetação. Nossa hipótese é que a borda do remanescente é mais impactada pelas queimadas do que o interior.

Material e Métodos

Área de estudo - Estudamos o remanescente da Serra da Tiririca, um dos principais setores do Parque Estadual da Serra da Tiririca (PESET). Esta área protegida localizada entre as coordenadas 22°48'–23°00'S e 42°57'–43°02'W em Niterói e Maricá, estado do Rio de Janeiro (Figura 1), foi criada em 1991 (Lei Estadual 1901 de 29 de novembro de 1991; Rio de Janeiro, 1991). A área de estudo abarca 1788 há, situa-se no bioma de Floresta Atlântica e pertence a

fitofisionomia de uma floresta ombrófila densa submontana com alguns afloramentos rochosos (Barros, 2008). O clima regional é úmido e quente, com chuvas intensas no verão e seca no inverno (tipo Aw na classificação de Köppen, atualizada em Alvares et al., 2013). A temperatura média anual é de 23,7 °C, a precipitação média anual é de ~1172 mm e a umidade relativa média anual é de ~80% (INMET, 2021). O solo é formado principalmente por Agrissolos, Cambissolos e Litossolos (INEA, 2015).

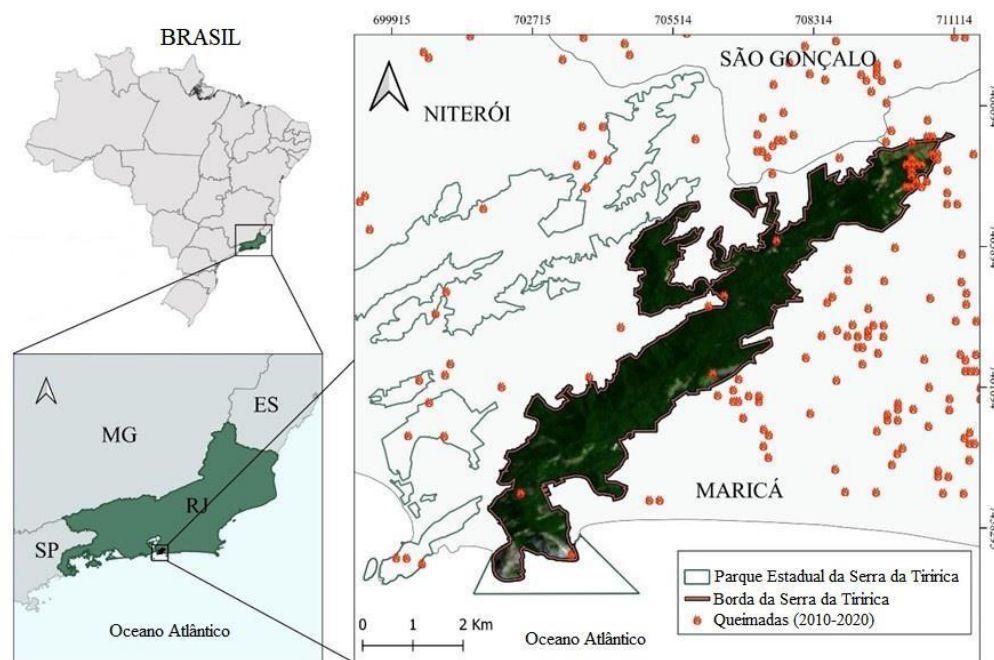


Figura 1. Mapa e localização dos incêndios na Serra da Tiririca e arredores de 2010 a 2020. Serra da Tiririca apresentada por imagem de satélite Landsat 8 - RGB 4,3,2, adquirida em 20/07/2020.

Coleta e processamento de dados - Primeiramente, levantamos os registros de queimadas do PESET por meio da extração dos dados do Banco de Dados do Programa Queimadas - INPE (<https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>), filtrando os registros das queimadas ocorridas entre janeiro de 2010 e dezembro de 2020, a uma distância de 5 km em torno do PESET (Figura 1). Os satélites selecionados na pesquisa foram os seguintes: AQUA-MT, AQUA-MM, NOAA-15, NOAA-18, NOAA-19, NOAA-19D, NOAA-20, NPP-375, TERRA-MM e TERRA-MT. Todos os registros foram submetidos à triagem para evitar registros duplicados de diferentes satélites; informações redundantes foram descartadas. As coordenadas e o risco de fogo foram as principais informações extraídas dos registros de queimadas. Este último é um atributo que indica a susceptibilidade da vegetação ao fogo. Essa

susceptibilidade está correlacionada ao tipo de vegetação, dias sem chuva no local, temperatura máxima, umidade relativa mínima, latitude, topografia e presença de fogo local (INPE, 2021). Como alguns registros de queimadas não apresentavam valores para o atributo risco de fogo, foi necessário inferir os valores por meio de imputações de dados perdidos utilizando o pacote Amelia II no ambiente estatístico R 4.1.0 (Honaker et al., 2011; R Core Team, 2021).

Em segundo lugar, convertemos as coordenadas dos registros de queimadas em pontos (*shapefile*). Posteriormente, os interpolamos a partir do atributo de risco de fogo pelo método determinístico *inverse distance weighted* (IDW) (Shepard, 1968) no programa QGIS 3.16.6 (QGIS, 2021). Neste estudo, o termo queimadas se refere a pontos quentes, pixels de calor ou focos de incêndio.

Em terceiro lugar, adquirimos imagens de satélite da Serra da Tiririca do banco de dados do *United States Geological Survey* (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Foram obtidas seis imagens TIFF, com presença mínima de nuvens, resolução espacial de 30 m, resolução temporal de 16 dias e ponto orbital 217-76 dos satélites Landsat 5 TM, Landsat 7 EMT e Landsat 8 OLI / TIRS, adquirida para as estações secas entre 2010-2020 (Tabela 1).

Tabela 1. Detalhes dos produtos de satélite adquiridos do *United States Geological Survey* (USGS).

Ano	Satelite – Sensor	Data de aquisição
2010	Landsat 5 – TM	08/26/2010
2012	Landsat 7 – EMT	09/08/2012
2014	Landsat 8 - OLI/TIRS	08/21/2014
2016	Landsat 8 - OLI/TIRS	08/26/2016
2018	Landsat 8 - OLI/TIRS	09/01/2018
2020	Landsat 8 - OLI/TIRS	07/20/2020

Utilizando o programa QGIS, processamos as imagens com a função *semi-automatic classification plugin* 7.8.17 (SCP) (Congedo, 2020), aplicando o método de subtração de objetos escuros (DOS) para correção atmosférica das bandas do infravermelho próximo (NIR) e espectros de vermelho (RED). Para verificar as áreas com vegetação, fizemos uma composição de bandas e calculamos o índice espectral, um Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), usando a fórmula de Rouse et al. (1973):

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

Posteriormente, todas as novas camadas geradas a partir do processamento do NDVI foram cortadas a partir da extensão do polígono (*shapefile*) da Serra da Tiririca e utilizadas para a análise e criação de mapas. Todos os mapas foram gerados a partir do Sistema de Coordenadas Geográficas e Datum SIRGAS 2000 UTM zona 23 S.

Para a amostragem dos dados, delimitamos inicialmente a borda a 50 m do limite do perímetro da Serra da Tiririca na direção do interior do remanescente (Figura 1). Em seguida, definimos dois tipos de habitats: borda e interior. Utilizando a ferramenta de pontos aleatórios QGIS, foram solicitados 200 pontos aleatórios com uma distância mínima de 50 m entre si, divididos igualmente entre a borda e o interior. Os valores da interpolação do risco de fogo e os valores do NDVI das seis camadas foram extraídos a partir dos 200 pontos gerados usando o complemento *point sampling tool* 0.5.3. Por fim, os dados foram classificados e uma matriz foi criada com os valores de extração.

Análises de dados - Para descrever a variação das queimadas, contamos todos os registros em torno do PESET e verificamos o percentual de registros por satélite. Em seguida, selecionamos apenas os registros de queimadas para o remanescente da Serra da Tiririca (incluindo aqueles até 25 m fora da borda) e os comparamos entre o tipo de habitat através do número de registros por ano, e proporção mensal e horária de queimadas.

Para determinar a influência das queimadas na vegetação da Serra da Tiririca, primeiro submetemos a variável resposta (risco de fogo) e a variável explicativa (NDVI) a uma análise de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) (Razali & Wah, 2011). Por não atenderem às premissas do teste, foram transformados em valores logarítmicos ou de raiz quadrada e submetidos a novos testes. Mesmo após as transformações, os novos valores não atenderam aos pressupostos, portanto, foram analisados por meio de testes não paramétricos. Posteriormente, para avaliar diferenças significativas entre o risco de fogo e o NDVI sobre o tipo de habitat, aplicamos um teste de Wilcoxon (Faverland & Sandvik, 2009). Para determinar as diferenças entre o NDVI em função dos anos, realizamos uma análise de variância (ANOVA) e teste *posthoc* de Tukey. Também, realizamos regressões lineares simples entre o risco de fogo e o NDVI pelo tipo de habitat e validamos as regressões com um teste F e coeficiente de correlação (R^2).

Além disso, geramos um modelo de regressão linear simples de risco de fogo na interação NDVI-ano-habitat e validamos o modelo com uma análise de covariância (ANCOVA) e R^2 . Com a predição do modelo, construímos um mapa de risco de fogo da Serra

da Tiririca utilizando a calculadora *raster* do QGIS (Graser et al., 2017). Para todas as análises estatísticas, foi adotado um nível de significância de $p < 0,05$. Realizamos todas as análises estatísticas em R 4.1.0.

Resultados

Entre 2010 e 2020, 748 queimadas ocorreram no entorno do Parque Estadual da Serra da Tiririca. Destas, a maioria foi capturada pelo satélite NPP-375 (69%), seguido pelo NOAA-20 (23%) e AQUA-MT (6%).

Encontramos 33 registros de queimadas para o setor Serra da Tiririca, 22 para as bordas e 11 para o interior da floresta (Figura 2a). Os anos com os maiores recordes foram 2014 e 2017 para bordas e 2015 e 2019 para interior (Figura 2b). Os meses com os maiores registros foram abril, agosto e outubro para as bordas e maio e julho para o interior (Figura 2c). Não foram registradas queimadas em março e novembro. Por fim, 51% das queimadas ocorreram entre as 15h e as 20h, seguidos de 36% entre as 00h e as 05h (Figura 2d). Não foram encontrados registros para o intervalo de tempo de 05h a 10h.

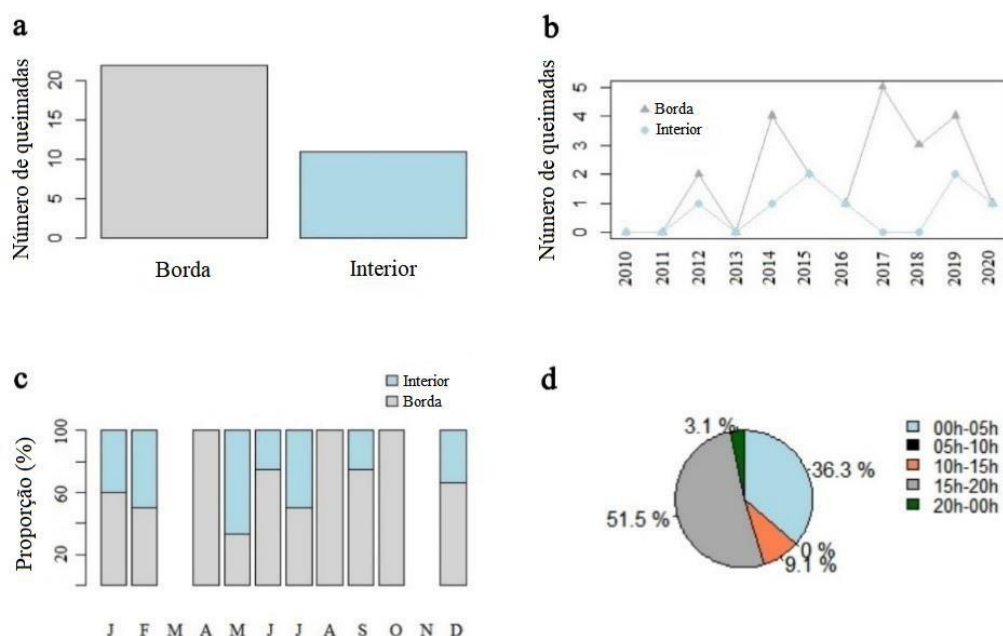


Figura 2. Dinâmica das queimadas da Serra da Tiririca entre 2010 a 2020. Número total de queimadas por habitat (a); variação anual de queimadas (b); proporção de queimadas por mês por tipo de habitat (c); porcentagem de queimadas por intervalo de horas (d).

Na variação visual da vegetação gerada pelo índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), a maior concentração de grandes áreas está nos extremos norte e sul da Serra da Tiririca, com valores entre -1 e 0,2. Em contraste, o interior da floresta apresentou áreas com valores entre 0,6 e 1 (Figura 3).

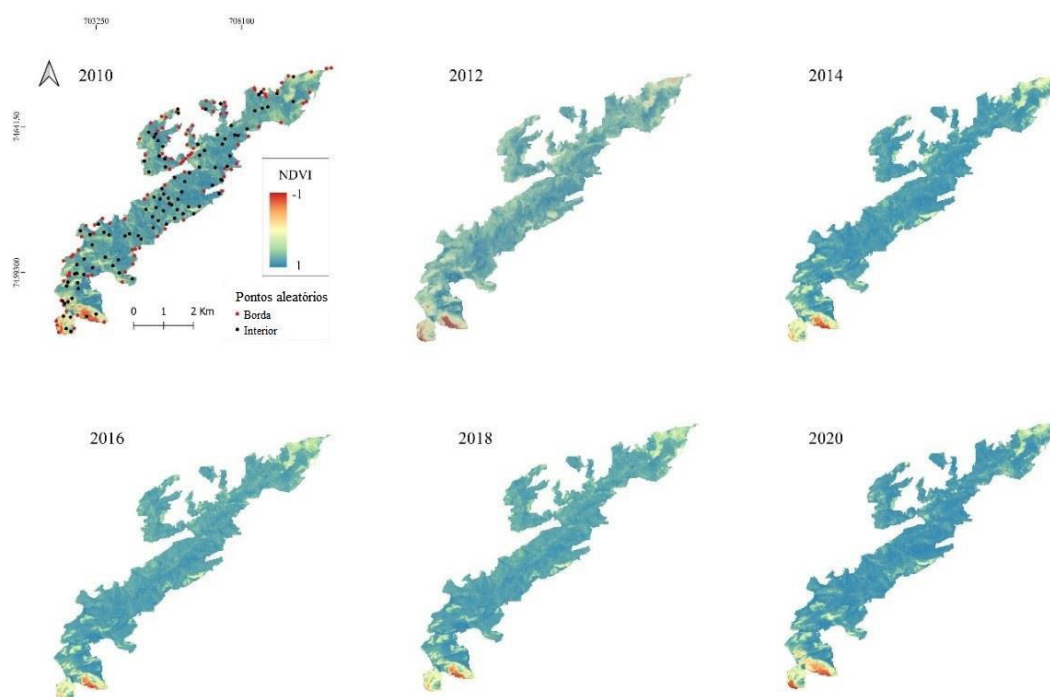


Figura 3. Mapas semestrais da variação do índice da vegetação por diferença normalizada (NDVI) entre 2010 e 2020 na Serra da Tiririca, e visualização dos pontos aleatórios selecionados neste estudo. Valores de NDVI: sem vegetação (-1 a 0), vegetação com alguma deficiência (0 a 0,33), vegetação moderadamente sã (0,33 a 0,66) e vegetação sã (0,66 a 1).

Apenas o risco de fogo apresentou variação significativa entre os habitats ($z = 263574$; $p < 0,0001$), com valor mediano de $0,72 \pm 0,15$ para as bordas e $0,69 \pm 0,14$ para o interior. Embora a variação do NDVI por tipo de habitat não tenha sido significativa ($z = 170485$; $p = 0,11$), há variação nos valores dos anos nas duas áreas (Figura 4a), com taxas baixas para 2010 e 2016. Da mesma forma, o teste de Tukey gerado a partir da variância do NDVI em função dos anos apresentou médias significativamente diferentes para 2010–2012 ($diff = -0,05$; $p = 0,0025$), 2010–2016 ($diff = 0,16$; $p < 0,0001$), 2010–2020 ($diff = 0,17$; $p < 0,0001$), 2012–2016 ($diff = 0,21$; $p < 0,0001$) e 2012–2020 ($diff = 0,22$; $p < 0,0001$) (Figura 4b). Finalmente, a relação entre risco de fogo e NDVI por tipo de habitat foi baixa, mas significativa (Figura 4c) para ambas as bordas ($F = 38,36$; $R^2 = 0,06$; $p < 0,0001$) e interior ($F = 15,02$; $R^2 = 0,02$; $p = 0,0001$).

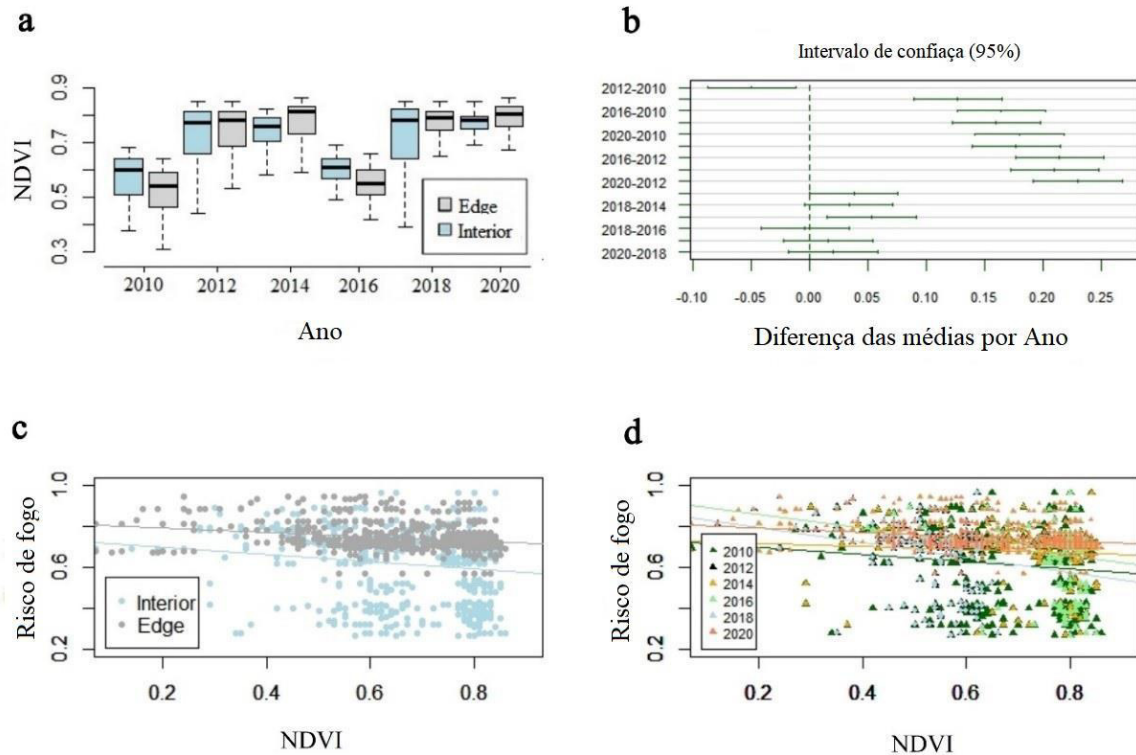


Figura 4. Diferentes gráficos que representam a relação e interação entre risco de fogo, índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), ano e habitat. Os *boxplots* mostram a variabilidade de NDVI por ano e tipo de habitat. Os limites das caixas cobrem o primeiro e o terceiro quartis, e os traços superiores e inferiores cobrem todos os dados (a). Teste de Tukey para comparar diferenças de médias de NDVI entre anos (b). Relações entre os valores de risco de fogo e NDVI de acordo com o tipo de habitat (c) e ano (d).

A análise de covariância de nosso modelo de previsão indicou diferenças significativas nas interceptações para risco de fogo devido à interação NDVI-ano-habitat ($F = 30,35$; $R^2 = 0,26$; $p < 0,0001$) (Figura 4d). Apesar dos baixos valores para o coeficiente de correlação, também observamos valores negativos para a interação dos coeficientes estimados e alta significância para o valor de p (Tabela 2). Além disso, a projeção espacial do modelo no mapa de risco de fogo (Figura 5) revela que as extremidades norte e sul, como bordas e o interior próximo às bordas, são mais vulneráveis ao risco de fogo (0,7-1) do que o interior distante das bordas (0-0,4).

Tabela 2. Modelo de regressão linear simples gerado a partir da relação entre o risco de fogo e as interações entre as variáveis preditoras.

Modelo = Risco de fogo ~ NDVI:Ano:Habitat				
	Estimate	Err. Std.	Value- t	p>(t)
(Intercept)	0,81571	0,01907	42,781	<0,001***
NDVI:2010:Borda	-0,12920	0,03938	-3,281	0,0011**
NDVI:2012:Borda	-0,14123	0,04314	-3,274	0,0011**
NDVI:2014:Borda	-0,10601	0,03123	-3,394	0,0007***
NDVI:2016:Borda	-0,10110	0,03085	-3,278	0,0011**
NDVI:2018:Borda	-0,10107	0,03132	-3,227	0,0012**
NDVI:2020:Borda	-0,09742	0,02987	-3,262	0,0011**
NDVI:2010:Interior	-0,34923	0,03854	-9,061	<0,001***
NDVI:2012:Interior	-0,38809	0,04209	-9,221	<0,001***
NDVI:2014:Interior	-0,27590	0,03139	-8,789	<0,001***
NDVI:2016:Interior	-0,27750	0,03021	-9,186	<0,001***
NDVI:2018:Interior	-0,27599	0,03035	-9,094	<0,001***
NDVI:2020:Interior	-0,26622	0,02962	-8,989	<0,001***
NDVI:2020:Interior	-0,26622	0,02962	-8,989	<0,001***

Parâmetros negativos indicam efeitos negativos e parâmetros positivos indicam efeitos positivos. $p \leq 0,0001$ '***', $0,001$ '**'

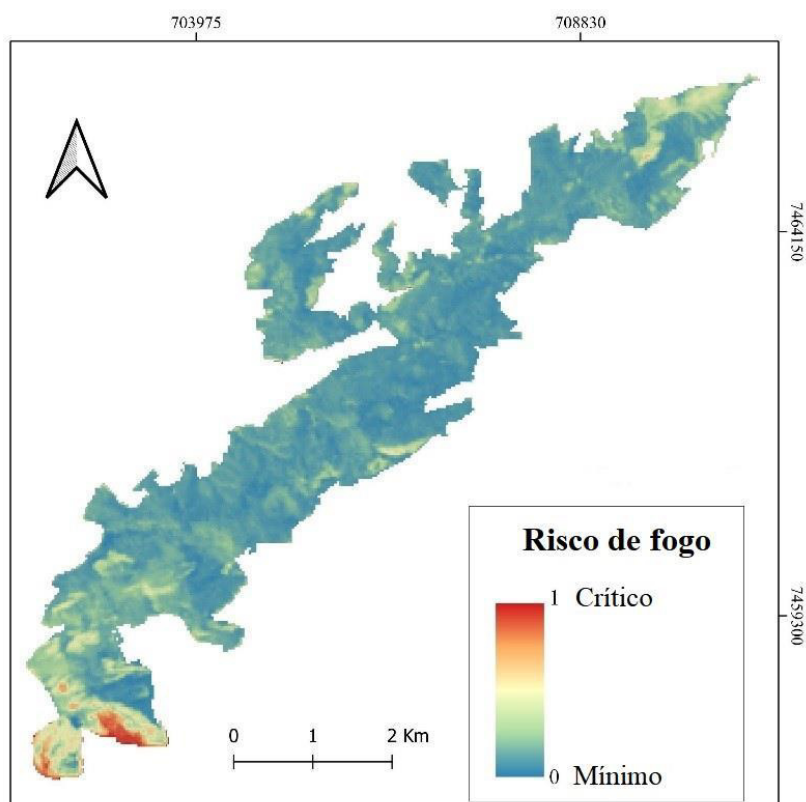


Figura 5. Mapa de risco de fogo da Serra da Tiririca. Risco de fogo: mínimo (0,00-0,15), baixo (0,15-4,00), médio (0,40-0,70), alto (0,70-0,95) e crítico (> 0,95-1,00).

Discussão

Compreender os padrões de queimadas em remanescentes de Floresta Atlântica é fundamental para melhorar a conservação e o manejo florestal. Neste estudo, testamos a hipótese de que as bordas são mais impactadas pelas queimadas do que o interior de um remanescente. Constatamos exatamente o que foi previsto, que áreas com menor cobertura vegetal, principalmente nas bordas, são mais suscetíveis às queimadas do que áreas do interior da floresta. A vulnerabilidade das bordas ao fogo ocorre porque os limites dos remanescentes florestais costumam ser secos, justapostos a pastagens, sujeitos a incêndios e desmatados (Chochrane & Laurance, 2002). Como em outras áreas protegidas, a Serra da Tiririca é circundada por uma zona de amortecimento com atividade humana limitada, o que é uma estratégia para reduzir a criação de novas bordas (Freitas e Ranieri, 2018). No entanto, áreas protegidas, principalmente no Estado do Rio de Janeiro, apresentam altas densidades de queimadas em seus limites (Barros et al., 2021). A frequência destas queimadas ameaça principalmente áreas menores que 100 ha e com cobertura limitada de dossel (Freitas et al., 2020).

Em escalas locais, a intensidade e a influência das queimadas geralmente dependem da história da área e do tipo de vegetação (Cochrane & Laurance, 2002). Na Serra da Tiririca, a terra é usada e ocupada pelo homem desde os tempos pré-históricos (Kneip, 1995). No entanto, foi apenas entre os séculos XVIII e XX que as atividades humanas aumentaram a ponto de a floresta ser devastada e a paisagem antropizada devido à intensa produção de carvão (Oliveira et al., 2020), monoculturas e crescimento imobiliário (Barros, 2008). Por outro lado, a heterogeneidade florística da vegetação na Serra da Tiririca é notável (Andreatta et al. 2008), particularmente a vegetação arbórea (Barros, 2008), bromélias e cactos nas encostas (Verçoza e Bastos, 2013; Vasconcelos et al., 2019), e gramíneas e outras ervas nos arredores. As gramíneas (família Poaceae), muitas vezes tratadas como espécies invasoras, crescem principalmente em áreas com altas taxas de perturbação antrópica e são frequentemente correlacionadas com incêndios (Cano-Crespo et al., 2015). Na Serra da Tiririca, espécies exóticas, como 'capim-gordura' (*Melinis Multiflora* Beauv.) e 'capim-colômbio' (*Panicum maximum* Jacq), e espécies nativas, como 'sapê' (*Imperata brasiliensis* Trin.), são notáveis em áreas antrópicas. Elas crescem nas bordas e também são abundantes em muitas áreas dentro do remanescente (Barros, 2008). Em nosso mapa de risco de fogo, os locais que elas ocorrem apresentaram médios e altos índices.

A maior incidência das queimadas foi registrada entre 2014 e 2017. Da mesma forma, os meses com mais registros referem-se à estação seca (inverno), quando a maioria das queimadas ocorreu no período da tarde, seguindo um padrão antropogênico de fogo (Caúla et al., 2015). Nesse contexto, o aumento nesses anos pode estar associado a oscilações meteorológicas correlacionadas aos fenômenos El Niño e La Niña (Andrade et al., 2019). Além disso, os registros nesses meses e horas podem ser explicados pelos baixos volumes de precipitação e alta radiação solar (CPTEC/INPE, 2021; INMET, 2021). Aldersley et al. (2011) explicam que áreas com maior precipitação e alta umidade são menos propensas a queimadas. Por outro lado, diversos estudos regionais relatam uma tendência ao padrão de variação identificado neste estudo (Clemente et al., 2017; Gois et al., 2020; Barros et al., 2021; Silva Junior, 2021).

É essencial avaliar o desempenho do número de registros por missão de satélite. Entre 2010 e 2020, houve um aumento significativo no número de satélites ambientais no Brasil (INPE, 2021) e, conseqüentemente, nos registros de queimadas. Nossas análises indicam que o satélite NPP-375 foi o principal responsável pela maior porcentagem de registros. Porém, o satélite NPP-375, com 0,375 km de resolução espacial, registrou uma grande quantidade de informações duplicadas, por isso foi necessário fazer a triagem do conjunto de dados. Barros et al. (2021) recomendam realizar uma filtragem exaustiva para evitar lidar com queimadas falsas. Caso contrário, o processamento digital de imagens e a modelagem espacial tornaram-se essenciais para monitorar e combater queimadas (Soares et al., 2016), especialmente ao analisar os índices de vegetação ao longo de uma série temporal. Nesse sentido, um Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) tem várias aplicações. Ainda assim, os métodos aplicados no pré-processamento de imagens são vitais para a interpretação dos resultados (Young et al., 2017).

Modelos de previsão indicam que a relação entre queimadas e cobertura vegetal é geralmente fortemente correlacionada (Diaz-Delgado et al., 2003; Van Der Werf et al., 2010; Van Wess et al., 2021). No entanto, modelos de previsão com alta variabilidade são gerados a partir da relação de mais de uma variável explicativa (Jongman et al., 1995), o que poderia esclarecer que, embora significativo, nosso modelo explicou 26% da variação do risco de fogo para a interação NDVI-ano-habitat. Em contrapartida, a baixa frequência de registros para uma variável em uma área poderia induzir uma tendência local em uma interpolação (Greene & Daniels, 2017). Isso pode ajudar a explicar porque o risco de fogo é crítico para a área de

formação rochosa no extremo sul da Serra da Tiririca. Além de possuir baixa cobertura vegetal, essa área possui um único registro de queimada em dez anos, e este registro tem o valor mais crítico (INPE, 2021).

Embora haja menor frequência de queimadas em florestas ombrófilas densas, especificamente na Serra da Tiririca, é possível observar o mesmo padrão local em outros remanescentes de Floresta Atlântica (Guedes et al., 2020). Nesse sentido, é necessário conhecer a dinâmica dos incêndios e suas consequências. Este estudo pode servir como uma importante ferramenta para gerenciar e prevenir queimadas no PESET. O mapa de risco de fogo descreve não apenas as áreas que foram mais vulneráveis ao fogo, mas também as áreas que devem ser monitoradas no futuro. No entanto, é de vital importância conduzir estudos de modelagem adicionais com novas variáveis bióticas e abióticas para melhor compreender a ecologia do remanescente.

Conclusões

A análise das queimadas entre 2010 e 2020 sobre a variação dos índices de vegetação da Serra da Tiririca indica que áreas com índices mais baixos, como bordas e locais com mais gramíneas e outras ervas, são mais vulneráveis ao fogo do que áreas com densa vegetação florestal. Entre os anos com maiores registros para a Serra da Tiririca, destacam-se 2014 e 2017, quando ocorreram os fenômenos meteorológicos El Niño/La Niña. Os meses de maior incidência correspondem ao inverno, quando há menos precipitação e maior radiação solar. Além disso, 51% das queimadas ocorreram entre 15h e 20h. Nosso estudo também contribui com um mapa de risco de fogo para a Serra da Tiririca, que pode auxiliar na prevenção e gerenciamento de queimadas no Parque Estadual da Serra da Tiririca.

Agradecimentos

Agradecemos à Dra. Vera Huszar pela revisão do manuscrito, ao MSc Tiberio Vale pelo auxílio na formatação das referências, ao PESET pelo incentivo e divulgação da pesquisa e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de Mestrado ao primeiro autor (Bolsa n. 88887.500463/2020-00).

Referências

- Aldersley, A., Murray, S.J., Cornell, S.E., 2011. Global and regional analysis of climate and human drivers of wildfire. *Science of the Total Environment*. 409, 3472-3481. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.032>.
- Almeida, B.N., Santos, R.M., Morel, J.D., Pereira, D.G.S., 2020. Variações espaço-temporais na abertura do dossel em diferentes tipologias vegetais sob efeito de fogo. *Ciência Florestal*. 30, 632-643. <https://doi.org/10.5902/1980509822856>.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.D.M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 22, 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Andrade, C.F., Duarte, J.B., Barbosa, M.L.F., de Andrade, M.D., Oliveira, R.O., Delgado, R. C., Pereira, M.G., Batista, T.S., Teodoro, P.E., 2019. Fire outbreaks in extreme climate years in the State of Rio de Janeiro, Brazil. *Land Degradation & Development*. 30, 1379-1389. <https://doi.org/10.1002/ldr.3327>.
- Andreata, R.H.P., Vaz, A.S.F., Lima, H.C., Baumgratz, J.F.A., Profice, S.R., 2008. Diversity and floristic composition of the vascular plants in the forest fragment in southeastern Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas*. 575-592.
- Barros, L.A, Mendonça, B.A.F., Sothe, C., Filho, E.I.F., Elkin, C., 2021. Fire in the Atlantic Rainforest: an analysis of 20 years of fire foci distribution and their social-ecological drivers. *Geocarto International*. 1-25. <https://doi.org/10.1080/10106049.2021.1899301>.
- Barros, A.A.M. Análise florística e estrutural do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Niterói e Maricá, RJ, Brasil. Tese de Doutorado. Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2006; 225p.
- Brando, P.M., Nepstad, D.C., Balch, J.K., Bolker, B., Christman, M.C., Coe, M., Putz, F.E., 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Global Change Biology*. 18, 630-641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>.

- Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silverio, D., Macedo, M.N., Davidson, E.A., Nóbrega, C.C., Alencar, A., Soares-Filho, B.S., 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 111, 6347-6352. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111>.
- Broadbent, E.N., Asner, G.P., Keller, M., Knapp, D.E., Oliveira, P.J., Silva, J.N., 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological conservation*. 141, 1745-1757. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.024>.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T., Weathers, K.C., Jones, C.G., 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience*. 53, 750-758. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0750:AFFATO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0750:AFFATO]2.0.CO;2).
- Campbell, J.B., Wynne, R.H., 2011. *Introduction to remote sensing*. Guilford Press.
- Cano-Crespo, A., Oliveira, P.J., Boit, A., Cardoso, M., Thonicke, K., 2015. Forest edge burning in the Brazilian Amazon promoted by escaping fires from managed pastures. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 120, 2095-2107. <https://doi.org/10.1002/2015JG002914>.
- Caúla, R.H., Oliveira-Júnior, J.F., Lyra, G.B., Delgado, R.C., Filho, P.F.L., 2015. Overview of fire foci causes and locations in Brazil based on meteorological satellite data from 1998 to 2011. *Environmental Earth Sciences*. 74, 1497-1508. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4142-z>.
- Chave, J., Davies, S.J., Phillips, O.L., Lewis, S L., Sist, P., Schepaschenko, D., Armston, J., Baker, T.R., Coomes, D., Disney, M., Duncanson, L., Hérault, B., Labrière, N., Meyer, M., Réjou-Méchain, M., Scipal, K., Saatchi, S., 2019. Ground data are essential for biomass remote sensing missions. *Surveys in Geophysics*. 40, 863-880. <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09528-w>.
- Clemente, S.S., Oliveira Júnior, J.F D., Passos Louzada, M.A., 2017. Focos de calor na Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Meteorologia*. 32, 669-677. <https://doi.org/10.1590/0102-7786324014>.

- Cochrane, M.A., 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology*. 15, 1515-1521. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.01091.x>.
- Cochrane, M.A., Laurance, W.F., 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*. 18, 311-325. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002237>.
- Congedo, L., 2020. Semi-automatic classification plugin documentation. Release, 7.8.17. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.25480.65286/1>.
- Costa, W.S., Cunha, M., Rodrigues, P.J.F.P., Iguatemy, M.A., Valladares, F., Barros, C.F., 2020. Intraspecific variation in functional wood anatomy of tropical trees caused by effects of forest edge. *Forest Ecology and Management*. 473, 118305. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118305>.
- CPTEC/INPE - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Available from: <www.sigma.cptec.inpe/queimadas> [Accessed: 19 July 2021].
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F., Pons, X., 2003. Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*. 24, 1751-1763. <https://doi.org/10.1080/01431160210144732>.
- Ewers, R.M., Thorpe, S., Didham, R.K., 2007. Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. *Ecology*. 88, 96-106. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[96:SIBEAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[96:SIBEAA]2.0.CO;2).
- Fagerland, M.W., Sandvik, L., 2009. The wilcoxon–mann–whitney test under scrutiny. *Statistics in medicine*. 28, 1487-1497. <https://doi.org/10.1002/sim.3561>.
- Freitas, W.K., Gois, G., Pereira Jr, E.R., Junior, J.F.O., Magalhães, L.M.S., Brasil, F.C., Sobral, B.S., 2020. Influence of fire foci on forest cover in the Atlantic Forest in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecological Indicators*. 115, 106340. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106340>.

- Gois, G., Freitas, W.K., Júnior, O.J.F., 2020. Spatial-temporal of fire foci in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Bioscience Journal*. 36, 1008-1017. <https://doi.org/10.14393/BJ-v36n3a2020-47769>.
- Graser, A., Mearns, B., Mandel, A., Ferrero, V. O., Bruy, A., 2017. QGIS: Becoming a GIS power user. Packt Publishing Ltd.
- Greene, G.A., Daniels, L.D., 2017. Spatial interpolation and mean fire interval analyses quantify historical mixed-severity fire regimes. *International Journal of Wildland Fire*. 26, 136-147. <https://doi.org/10.1071/WF16084>.
- Guedes, B.J., Massi, K.G., Evers, C., Nielsen-Pincus, M., 2020. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. *Forest Ecology and Management*. 465, 118095. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118095>.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jekins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*. 1, e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>.
- Honaker, J., King, G., Blackwell, M., 2011. Amelia II: A program for missing data. *Journal of statistical software*. 45, 1-47. <https://doi.org/10.18637/jss.v045.i07>.
- INEA - Instituto Estadual do Ambiente. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra da Tiririca. Governo do Estado do Rio de Janeiro, 2015. Available from: <<http://www.femerj.org/wpcontent/uploads/Plano-de-manejo-do-Parque-Estadual-da-Serra-daTiririca-PESET.pdf>> [Accessed: 18 July 2021].
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Instituto. Dados de estação automática Niterói (s.d). 2021. Available from: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>> [Accessed: 18 July 2021].

- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios Florestais, 2021. Available from: <<http://www.inpe.br/queimadas>>. [Accessed: 14 July 2021]
- Jongman, R.H.G, Ter Braak, C J.F., Van Tongeren, O.F.R., 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge university press.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E., Laurance, S.G., Andrade, A.C., Fearnside, P.M., Ribeiro, J.E., Capretz, R.L., 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*. 87, 469-482. <https://doi.org/10.1890/05-0064>.
- Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Luizão, R.C.C., Laurance, S.G., Pimm, S.L., Bruna, E.M., Stouffer, P.C., Williamson, G.B., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H.L., Van Houtan, K.S., Zartman, C.E., Boyle, S.A., Didham, R.K., Andrade, A., Lovejoy, T.E., 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*. 144, 56-67. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>.
- Leite, C.C.S.S., Santos, S.M.B., Rocha, W D.J.S.F., Barros Silva, A., Mello Baptista, G.M., 2017. Análise dos incêndios ocorridos no Parque Nacional da Dhapada Diamantina-Bahia em 2008 e 2015 com suporte em índices espectrais de vegetação. *Revista Brasileira de Cartografia*. 69, 1127-1141.
- Lima, E.A.C.F., Ranieri, V.E.L., 2018. Land use planning around protected areas: Case studies in four state parks in the Atlantic forest region of southeastern Brazil. *Land Use Policy*. 71, 453-458. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.020>.
- Lu, D., 2006. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International journal of remote sensing*. 27, 1297-1328. <https://doi.org/10.1080/01431160500486732>.
- Magnago, L.F.S., Rocha, M.F., Meyer, L., Martins, S.V., Meira-Neto, J.A.A., 2015. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. *Biodiversity and Conservation*. 24, 2305-2318. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0961-1>.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & Evolution*. 10, 58-62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6).

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403, 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Nova, R.A.V., Gonçalves, R.M., Lima, F.V.M.S., 2021. Análise Temporal de Ilhas de Calor Através da Temperatura de Superfície e do Índice de Vegetação em Recife-PE, Brasil. *Revista Brasileira de Cartografia*. 73, 598-614. <https://doi.org/10.14393/rbcv73n2-54522>.
- Numata, I., Silva, S.S., Cochrane, M.A., d'Oliveira, M.V., 2017. Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon. *Forest Ecology and Management*. 401, 135-146. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.010>.
- Oliveira, R.R., Patzlaff, R.G., Scheel-Ybert, R., 2020. A floresta como esconderijo: Arqueologia da paisagem na mata atlântica do Rio de Janeiro. *Revista Mosaico-Revista de História*. 13, 61-82. <http://dx.doi.org/10.18224/mos.v13i2.7984>
- Oliveira-Júnior, J.F., Teodoro, P E., Silva Junior, C.A., Baio, F.H.R., Gava, R., Capristo-Silva, G.F., Gois, G., Correia Filho, W.L.F., Lima, M., Santiago, D.B., Freitas, W.K., Santos, P.J., Costa, M.S., 2020. Fire foci related to rainfall and biomes of the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Agricultural and Forest Meteorology*. 282, 107861. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107861>.
- Peng, S., Piao, S., Ciais, P., Friedlingstein, P., Ottle, C., Bréon, F.M., Nan, H., Zhou, L., Myneni, R.B., 2012. Surface urban heat island across 419 global big cities. *Environmental science & technology*. 46, 696-703. <https://doi.org/10.1021/es2030438>.
- Razali, N.M., Wah, Y.B., 2011. Power comparisons of shapiro-wilk, kolmogorov-smirnov, lilliefors and anderson-darling tests. *Journal of statistical modeling and analytics*. 2, 21-33.
- Richards, J.A., 1999. Remote sensing digital image analysis. Springer, Berlin.
- Ries, L., Fletcher Jr, R.J., Battin, J., Sisk, T.D., 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 491-522. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>.

Rio de Janeiro, 1991. Lei Estadual nº 1.901, de 29 de novembro de 1991. Dispõe sobre a criação do Parque Estadual da Serra da Tiririca e dá outras providencias. Available from: <<http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/CONTLEI.NSF/bff0b82192929c2303256bc30052cb1c/0a9eb98540ee62bf032565210079711b?OpenDocument>> [Accessed: 19 July 2021].

Shepard, D., 1968. A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. In Proceedings of national conference.

Silva Junior, C.A., Teodoro, P.E., Delgado, R.C., Teodoro, L.P.R., Lima, M., Pantaleão, A.A., Baio, F.H.R., Azevedo, G.B., Azevedo, G.T.O.S., Capristo-Silva, G.F., Arvor, D., Facco, C.U., 2020. Persistent fire foci in all biomes undermine the Paris Agreement in Brazil. Scientific reports. 10, 1-14. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72571-w>.

Souza, L., Landau, L., Moraes, N.O., Pimentel, L.C.G., 2012. Air quality photochemical study over Amazonia Area, Brazil. International Journal of Environment and Pollution. 48, 194-202. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2012.049666>.

Soares, T.B.O., Resende, F.C., Pereira, G., 2016. Distribuição espacial dos focos de calor em Unidades de Conservação de Minas Gerais no período de 2007 a 2012. UD y la geomática. 11, 39-45. <https://doi.org/10.14483/23448407.7873>.

SOS Mata Atlântica, INPE. Relatório anual 2019. Available from: <<https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>> [Accessed: 18 July 2021].

Rodrigues, P.J.P., Melo, L.R., Abreu, R.C., Iguatemy, M.A., 2016. Edge Effects of Oil Pipeline Canopy Openings on Tree Community Structure and Dynamics in a Montane Atlantic Forest. Journal of Geoscience and Environment Protection. 4, 132-140. <https://doi.org/10.4236/gep.2016.47014>.

Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., Harlan, J.C., 1974. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. NASA/GSFC Type III Final Report, Greenbelt, Md, 371.

Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Peres, C.A., 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. Biological Conservation. 143, 2328-2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>.

- Van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Mu, M., Kasibhatla, P.S., Morton, D.C., DeFries, R.S., Jin, Y., Van Leeuwen, T.T., 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). *Atmospheric chemistry and physics*. 10, 11707-11735. <https://doi.org/10.5194/acp-10-11707-2010>.
- Van Wees, D., Van Der Werf, G.R., Randerson, J.T., Andela, N., Chen, Y., Morton, D.C., 2021. The role of fire in global forest loss dynamics. *Global Change Biology*. 27, 2377-2391. <https://doi.org/10.1111/gcb.15591>.
- Vasconcelos, L.V.F.D., Gonzaga, D.R., Reis, R.C.D.C., 2019. Cactaceae no Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*. 70, e02832017. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201970020>.
- Verçoza, F.C., Bastos, M. S., 2013. Bromeliaceae e Cactaceae dos afloramentos rochosos do Costão de Itacoatiara, Parque Estadual da Serra da Tiririca, Niterói, Rio de Janeiro, Brasil. *Natureza on line*. 11, 7-11.
- Young, N.E., Anderson, R.S., Chignell, S.M., Vorster, A.G., Lawrence, R., Evangelista, P.H., 2017. A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology*. 98, 920-932. <https://doi.org/10.1002/ecy.1730>.
- Zeri, M., Carvalho, V.S.B., Cunha-Zeri, G., Oliveira-Júnior, J.F., Lyra, G.B., Freitas, E.D., 2016. Assessment of the variability of pollutants concentration over the metropolitan area of São Paulo, Brazil, using the wavelet transform. *Atmospheric Science Letters*. 17, 87-95. <https://doi.org/10.1002/asl.618>.

CAPÍTULO IV

ESTIMATIVA DE BIOMASSA ARBÓREA NUM REMANESCENTE DE FLORESTA ATLÂNTICA USANDO DIFERENTES MÉTODOS DE MODELAGEM

Estimativa de biomassa arbórea num remanescente de Floresta Atlântica usando diferentes métodos de modelagem

Estimating tree aboveground biomass in an Atlantic Forest remnant using different modelling methods

Felipe Zuñe-da-Silva, Pablo J. F. Pena Rodrigues, Consuelo Rojas-Idrogo, Guillermo E. Delgado-Paredes, Alex Enrich-Prast & Cassia M. Sakuragui

Resumo

A Floresta Atlântica armazena grandes quantidades de biomassa arbórea (AGB). No entanto, ainda é um desafio estimar esses estoques com precisão em grandes áreas. Portanto, para o remanescente da Serra da Tiririca no Rio de Janeiro, Brasil objetivamos neste trabalho: i) determinar o atual estoque de AGB do remanescente; ii) avaliar o desempenho de diferentes métodos de modelagem que preveem a AGB, relacionando as informações de parcelas de campo com o solo, sensoriamento remoto e dados ambientais; e iii) selecionar o método de modelagem mais preciso para gerar um mapa AGB do remanescente. No campo, estabelecemos dez parcelas de 50 x 20 m, coletamos amostras de solos, e através da alometria estimamos a AGB de cada parcela a partir da relação diâmetro-altura-densidade da madeira de cada árvore. Os dados de sensoriamento remoto e dados ambientais foram adquiridos da base de dados da *United States Geological Survey* e da WorldClim, respectivamente. Comparamos a precisão entre os métodos de modelagem: *generalized linear model* (GLM) e *random forest* (RF) com base no desempenho dos modelos de AGB. As parcelas de campo apresentaram uma AGB média de 371,12 t.ha⁻¹. A comparação entre os métodos de modelagem mostrou que para a Serra da Tiririca o GLM é mais preciso, mas o RF também é adequado para estimar o AGB. Este método de modelagem mais preciso estimou um AGB de 405,31 t.ha⁻¹. Além disso, descobrimos que o desempenho dos modelos melhorou quando combinamos variáveis preditoras derivadas de solo, sensoriamento remoto e dados ambientais. Os possíveis fatores que influenciaram os resultados são detalhados e discutidos no texto. Este estudo nos permitiu melhorar as estimativas de AGB de um remanescente, e ao mesmo tempo contribui para o manejo e conservação de AGB do remanescente.

Palavras-chave: *Generalized linear model*, *random forest*, solos, sensoriamento remoto, dados ambientais.

Introdução

As florestas tropicais desempenham um papel essencial no ciclo global do carbono terrestre (Houghton, 2005). Seus grandes reservatórios de carbono, armazenados como biomassa acima do solo ou biomassa arbórea (AGB), fornecem vários serviços ecossistêmicos e ajudam a mitigar os gases de efeito estufa (GEE) (Pan et al., 2011; Poorter et al., 2016; Mitchard, 2018). No entanto, nas últimas décadas, o aumento das atividades antrópicas como desmatamento e mudanças no uso do solo, foi responsável pela diminuição significativa da AGB dos trópicos (Hansen et al., 2013). Grandes biomas brasileiros, como a Floresta Atlântica, perderam quase 90% de sua cobertura original (SOS Mata Atlântica & INPE, 2019). Sabe-se também, que a fragmentação do habitat e a consequente perda de biodiversidade estão fortemente relacionadas ao declínio da AGB (Laurance et al., 2018). Portanto, é indiscutivelmente essencial a realização de estudos que ajudem a compreender os processos que determinam os padrões de sua distribuição espacial (Chave et al., 2019). Ainda mais quando se trabalha em um bioma como a Floresta Atlântica, que é um *hotspot* de biodiversidade (Myers et al., 2000), mas cujas estimativas de AGB estão raramente disponíveis (Alves et al., 2010).

Vários estudos ecológicos destinados a compreender a dinâmica da floresta são baseados em estimativas robustas de AGB (p. Ex.: Saatchi et al., 2011a; Avitabile et al., 2016; Meira-Junior et al., 2020). Não obstante, a quantificação precisa dos estoques de AGB requer métodos tradicionais de amostragem de campo (Saatchi et al., 2011b). Esses métodos podem ser destrutivos, onde as árvores são arrancadas e seus componentes aditivos separados. Ou não destrutivos, onde a partir de equações alométricas, a AGB das árvores é estimada, relacionando as variáveis de diâmetro, altura e densidade da madeira (Chave et al., 2014). Embora ambos os métodos forneçam informações precisas, eles requerem um enorme gasto de tempo e dinheiro. Ademais, eles não são vantajosos para estimar a distribuição espacial de AGB em grandes áreas (Timothy et al., 2016). Por esse motivo, o uso alternativo de técnicas de baixo custo, como o sensoriamento remoto, é cada vez mais abordado nos estudos de estimativa de AGB (Lu et al., 2016).

Novas abordagens em sensoriamento remoto nos permitem uma estimativa mais precisa de grandes estoques de AGB (Avitabile et al., 2016). Porém, o sensoriamento remoto sozinho não pode determinar diretamente esses estoques, por isso é necessário vincular as informações de campo aos dados de sensoriamento remoto (Saatchi et al., 2011b). Por outro lado, o processamento dos dados de sensoriamento remoto só é possível por meio da aquisição de

imagens aéreas ou de satélite (Lu, 2005). Nesse sentido, entre as missões espaciais de longa data, apenas imagens de alguns satélites, como os satélites Landsat, são imensamente exploradas em estudos de estimativas de AGB (p. Ex.: Powell et al., 2010; Zhu & Liu, 2015; Silveira et al., 2019). Isso ocorre porque as imagens Landsat oferecem cobertura espacial abrangente, são livres para serem adquiridas e apresentam resolução espacial média (Goward et al., 2006). Adicionalmente, as imagens de satélite permitem a exploração e extração de uma ampla gama de variáveis necessárias para o desempenho dos modelos de previsão AGB (Gasparri et al., 2010; Barbosa et al., 2014; Chave et al., 2019).

Melhorar as estimativas de AGB depende tanto de variáveis preditoras quanto de métodos de predição (Lu et al., 2016). No primeiro caso, conhece-se que inúmeras variáveis, entre elas as variáveis climáticas e edáficas, destacam-se por influenciar os padrões de AGB (Chazdon, 2003; Poorter et al., 2017; Ali et al., 2019). Além disso, outros tipos de variáveis de sensoriamento remoto, como índices espectrais e topografia, também permitem um melhor entendimento da distribuição espacial da AGB (Lu et al., 2004; Barbosa et al., 2014; Silveira et al., 2019). Por esse motivo, a seleção de variáveis é uma etapa fundamental para garantir o melhor desempenho dos modelos de predição (Li et al., 2019). No segundo caso, vários métodos de modelagem empírica estimam a AGB (Zhu & Liu, 2015). Estes métodos variam de simples, como regressões lineares (Debastiani et al., 2019), a abordagens mais complexas, como algoritmos de aprendizado de máquina (Schuh et al., 2020). Assim, avaliar diferentes métodos de modelagem nos permite maximizar a precisão das previsões do AGB (Gagliasso et al., 2014).

Considerados a variedade de métodos de modelagem, as múltiplas variáveis de previsão de AGB, e o fato de que melhorar as estimativas de AGB na Floresta Atlântica ainda é um desafio, neste estudo pretendemos: i) determinar a AGB atual de um remanescente; ii) avaliar o desempenho de diferentes métodos de modelagem que preveja a AGB, relacionando as informações de parcela de campo com o solo, sensoriamento remoto e dados ambientais; e iii) selecionar o método de modelagem mais preciso para gerar um mapa AGB de um remanescente.

Material e métodos

Área de estudo - Este estudo foi realizado no remanescente da Serra da Tiririca, principal e maior setor do Parque Estadual da Serra da Tiririca (PESET) (Rio de Janeiro, 1991). Esta área protegida cobre 1788 ha e está localizada entre os municípios de Maricá e Niterói, no estado do

Rio de Janeiro (710427–701574E; 7477160–7455128N) (Figura 1). O clima regional é úmido e quente, com chuvas tempestuosas no verão e seca no inverno (clima Aw na classificação de Köppen atualizada em Alvares et al., 2013). O tipo de vegetação é floresta ombrófila densa (Floresta Atlântica) (Barros, 2008). Apresenta temperatura média anual de 23,7 °C, precipitação média anual de 1173 mm, umidade relativa anual de 80% e solos formados por Agrissolos, Gleissolos e Cambissolos (INEA, 2015).

Dados de parcelas – Realizamos o estudo de campo entre novembro de 2019 e dezembro de 2020. No remanescente, georreferenciamos e estabelecemos aleatoriamente dez parcelas de 50 x 20 m (1 ha) (Figura 1), com distância mínima de 200 m entre si. Marcamos as árvores dentro de cada parcela e registramos os dados de altura (estimada a partir do comprimento de uma tesoura de poda alta) e o diâmetro de todas as árvores vivas com um diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 10 cm. Da mesma forma, para a quantificação da densidade da madeira e estimativa de AGB das árvores, extraímos amostras de madeira de acordo com o protocolo de Chave (2006). Além disso, coletamos uma amostra de solo no centro de cada parcela (entre 0 e 20 cm de profundidade). As amostras foram ensacadas, etiquetadas e enviadas para a Unidade de Análise Ambientais (UMAA) da Universidade Federal do Rio de Janeiro, onde foram processadas e analisadas de acordo com os protocolos da EMBRAPA (1997). As propriedades avaliadas foram: nitrogênio (N), fósforo (P), carbono orgânico (C), matéria orgânica (MO) e frações granulométricas de cascalho, areia, silte e argila. O tipo de solo foi classificado de acordo com a textura granulométrica utilizada pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (EMBRAPA, 2018).

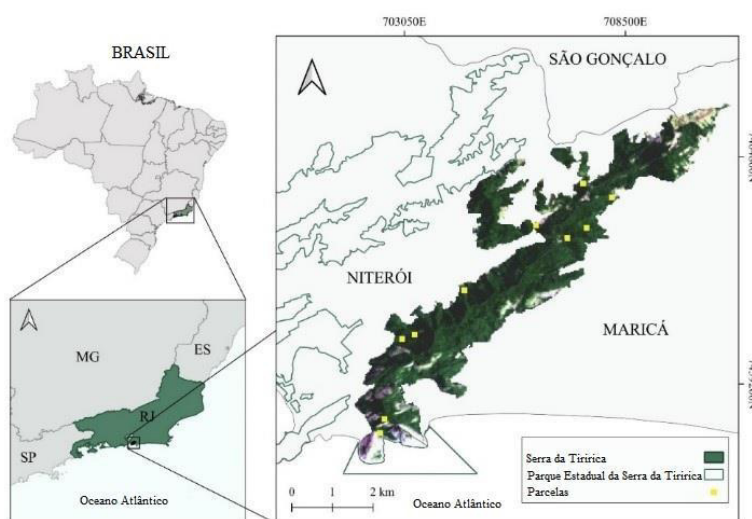


Figura 1. Mapa da área de estudo e localização das parcelas na Serra da Tiririca.

Após a secagem das amostras de madeira em estufa a 105 ± 2 °C, obtivemos a densidade da madeira através do método de imersão (ABNT, 2003). A densidade da madeira foi calculada a partir da fórmula:

$$\rho = \frac{m}{mdiff}$$

onde, ρ = densidade da madeira (g.cm^{-3}); m = peso seco da amostra (g); $mdiff$ = diferença de peso da amostra submersa, que corresponde ao seu volume (cm^3). Posteriormente, as amostras de madeira foram depositadas no Herbário Museu Nacional (R).

Determinamos a AGB das árvores seguindo alometria para árvores de floresta tropical (Chave et al., 2014), substituindo os valores das variáveis obtidas na equação:

$$AGB = 0,063[\rho(DBH)^2H]^{0,976}$$

onde, AGB = biomassa arbórea (t.ha^{-1}), ρ = densidade da madeira (g.cm^{-3}), DAP = diâmetro na altura do peito (cm) e H = altura (m). Após o cálculo, usamos as médias AGB das árvores por parcela como informação de campo. Daqui em diante, esta AGB calculada em parcelas de campo será tratada como AGB observada ou variável resposta.

Dados remotos - Para estimar a AGB por meio de modelagem, agrupamos as variáveis explicativas em cinco subconjuntos que se enquadram em dois grupos. Os grupos formados por dados individuais (de 1 a 4) e dados híbridos (5) compreendem os seguintes subconjuntos: (1) dados de solo, constituídos por oito variáveis edáficas da coleta de campo; (2) dados de índices espectrais, formados por cinco índices calculados por sensoriamento remoto; (3) dados de atributos topográficos, formados por sete variáveis derivadas do modelo digital de elevação (DEM); (4) dados ambientais, consistindo na seleção de 15 variáveis bioclimáticas adquiridas do banco de dados WorldClim 2.1 (<https://www.worldclim.org/data/index.html>); (5) dados combinados, formados pela integração de todas as variáveis dos subconjuntos mencionados acima (35 variáveis). Abaixo, detalhamos a coleta e o processamento de dados para todos os subconjuntos, exceto para o subconjunto de solos, já descrito.

Primeiro, adquirimos os dados de índices espectrais do banco de dados do *United States Geological Survey* (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), correspondente a uma imagem do satélite Landsat 8 OLI/TIRS C1 L1 com nove bandas espectrais. O produto corresponde ao ponto de órbita 217-076, com resolução espacial de 30 m, resolução temporal de 16 dias, nebulosidade mínima e data de aquisição de 5 de agosto de 2020 (data dentro do intervalo de

tempo da coleta de campo). Em seguida, realizamos o processamento das bandas espectrais através do programa QGIS 3.16.8 (QGIS, 2021). Utilizando o complemento do *semi-automatic classification plugin* 7.8.17 (SCP) (Congedo, 2016), onde aplicamos o método *dark object subtraction* (DOS) para correção atmosférica das bandas NIR, RED, BLUE e GREEN. Posteriormente, por meio da composição de bandas e por meio da calculadora *raster* QGIS (Graser et al., 2017), estimamos os cinco índices espectrais (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis explicativas de índices espectrais usados na modelagem de biomassa arbórea (AGB) na Serra da Tiririca.

Índices espectrais	Nome	Formula	Referência
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada	$\frac{NIR - RED}{NIR + RED}$	Rouse et al. (1973)
SAVI	Índice de Vegetação Ajustado ao Solo	$\left(\frac{NIR - RED}{NIR + RED} + 0.5\right)(1.5)$	Huete (1988)
EVI	Índice de Vegetação Melhorado	$2.5\left(\frac{NIR - RED}{NIR + 6 * RED - 7.5 - BLUE + 1}\right)$	Huete et al. (2002)
LAI	Índice de Área Foliar	$(18.37 * NDVI)^{1.51}$	Xavier & Vettorazzi (2004)
NDWI	Índice de Água da Diferença Normalizada	$\frac{GREEN - NIR}{GREEN + NIR}$	Gao (1996)

NIR (Infravermelho próximo) = Banda 5; RED (Vermelho) = Banda 4; BLUE (Azul) = Banda 2; GREEN (Verde) = Banda 3.

Da mesma forma, para obter os dados de atributos topográficos, inicialmente adquirimos uma imagem de satélite *shuttle radar topography mission* (SRTM) do banco de dados USGS, correspondendo a um DEM de 30 m de resolução espacial, coordenadas -23/-44 e data de publicação 23 de setembro de 2014. Em seguida, processamos a imagem no QGIS, onde, por meio da análise *raster* do complemento, calculamos todas as sete variáveis do subconjunto (Tabela 2).

Tabela 2. Variáveis explicativas de atributos topográficos usados na modelagem de biomassa arbórea (AGB) da Serra da Tiririca.

Variável	Descrição	Referência
Modelo de Elevação Digital (DEM)	Altitude (m) de cada parcela	
Aspecto (ASP)	Orientação do declive em relação ao norte	Wilson & Gallant (2000)
Sombreamento (HILLS)	O ângulo entre o sol e a superfície do terreno	
Índice de Concentração de Rugosidade (RCI)	Padrões de dissecção morfométricas	Sampaio & Augustin (2014)
Declive (SLP)	O ângulo de inclinação com a horizontal	
Índice de Posição Topográfica (TPI)	Compara a elevação de cada célula com a elevação de uma vizinhança	Guisan et al. (1999)
Índice de Rugosidade do Terreno (TRI)	Expressa a quantidade de diferença de elevação entre as células adjacentes de um DEM	Riley et al. (1999)

Para adquirir os dados ambientais (Tabela 3), acessamos o banco de dados da *WorldClim* 2.1 e selecionamos a opção bio30s (resolução espacial de 1 km²). Escolhemos esta opção porque contem variáveis derivadas de valores médios mensais de temperatura e precipitação no período 1997-2000 (Fick et al., 2017).

Tabela 3. Variáveis explicativas dos dados ambientais utilizados na modelagem da biomassa arbórea (AGB) da Serra da Tiririca.

Variáveis bioclimáticas	Descrição
B1	Temperatura média anual
B2	Intervalo médio diurno [média mensal (temp. Máx. - temp. Mín.)]
B3	Isotermalidade (B2/B7) × 100
B4	Sazonalidade da temperatura (desvio padrão × 100)
B5	Temperatura máxima do mês mais quente
B6	Temperatura mínima do mês mais frio
B7	Faixa anual de temperatura (B5-B6)
B8	Temperatura média do trimestre mais úmido
B9	Temperatura média do quarto mais seco
B10	Temperatura média do trimestre mais quente

B11	Temperatura média do trimestre mais frio
B12	Precipitação anual
B13	Precipitação do mês mais chuvoso
B14	Precipitação do mês mais seco
B15	Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)

Todas as variáveis explicativas estiveram em formato *raster* (.tiff), exceto as variáveis edáficas, cujos valores foram encontrados nas tabelas de atributos das coordenadas de cada plotagem em formato *shapefile* de pontos. Portanto, este último foi convertido para *raster* através da interpolação de seus valores pelo método determinístico *inverse distance weighting* (IDW) (Shepard, 1968). Para facilitar o geoprocessamento e extração de dados, cortamos todos os *rasters* das dimensões do polígono base (*shapefile*) da Serra da Tiririca. Para extrair os valores dos dados por gráficos de todas as variáveis e redirecioná-los para uma única matriz de dados no formato .csv, usamos o *Point Sampling Tool* 0.5.3 do QGIS.

Análise de dados - Primeiramente, para uma melhor compreensão deste estudo, descrevemos os resultados encontrados nas parcelas de campo, referentes à AGB observada e as variáveis edáficas. Posteriormente, por meio de fórmulas descritas em Kersten & Galvão (2011), verificamos a suficiência amostral com base no número de indivíduos por parcela, avaliando a intensidade amostral e o número ótimo de parcelas para a área de estudo. Por fim, descrevemos os resultados das relações entre as informações de campo e os dados remotos, onde avaliamos o desempenho de diferentes métodos de modelagem e selecionamos o modelo mais preciso para construir um mapa de AGB para o remanescente.

Para selecionar o modelo mais preciso, comparamos o desempenho de um método semi-paramétrico (*generalized linear model*, GLM) e um método não paramétrico (*random forest*, RF). Nos últimos anos, ambos os métodos foram amplamente explorados em estudos de modelagem de AGB (p. Ex.: Zhu & Liu, 2015; Lopatin et al., 2016; Almeida et al., 2019; Silveira et al., 2019; Schuh et al., 2020). Por esse motivo, decidimos comparar essas duas abordagens de modelagem supondo que: 1) O GLM é um método que reúne vários modelos estatísticos em um único modelo generalizado (Guisan et al., 2002), e ao contrário de outros métodos de modelagem paramétrica, usa dados que não assumem uma distribuição normal e tem uma função de ligação para unir o modelo componentes (McCullagh & Nelder, 2019); e 2) O RF é um conjunto de métodos de aprendizagem baseados em técnicas determinísticas que integram uma configuração extensa de árvores de regressão (Breiman, 2001). Por sua vez, o RF

seleciona constantemente amostras *bootstrap* aleatórias de dados de treinamento e tem uma previsão final que é uma média ponderada de todas as árvores de regressão (Cutler et al., 2012).

No ajuste dos modelos, dividimos aleatoriamente nossa matriz de dados em 60% para treinamento (6 parcelas de amostra) e 40% para dados de teste (4 parcelas de amostra). Essa divisão foi realizada por meio da função *createDataPartition* do pacote *caret* 6.00-88 (Kuhn et al., 2016) no R 4.1.0 (R Core Team, 2021). Ainda usando R, calculamos os dois métodos de modelagem, onde usamos o pacote MASS (Ripley et al., 2013) e suas funções para otimizar os modelos GLM, e o pacote *randomForest* (Liaw e Wiener, 2002) para ajustar os parâmetros dos modelos RF.

Como os GLM trabalham com explicações parcimoniosas (Guisan et al., 2002), selecionamos manualmente para cada modelo, por meio da função *dropterm*, as melhores variáveis explicativas por subconjunto. Para todos os GLM, usamos a distribuição Gaussiana com *identity link*. Submetemos as variáveis explicativas a uma análise de variância com teste F para avaliar a qualidade do ajuste dos modelos. Verificamos as medidas de discrepâncias por meio de resíduos da *deviance* (Sakate et al., 2014). Por fim, selecionamos os modelos com os valores mais baixos de acordo com o *akaike information criterion* (AIC) (Burnham et al., 2011).

Por outro lado, para a avaliação dos modelos de RF, utilizamos como métrica de suporte o percentual de explicação da variância do modelo (*% var. explained*) e selecionadas manualmente para cada modelo, as melhores variáveis explicativas com base no método da importância (Liaw & Wiener, 2002). Este método permitiu o cálculo do decréscimo médio Gini (*IncNodePurity*) através da permutação *out-of-bag*, que indica o valor de importância de cada variável para o modelo (Liaw & Wiener, 2002). Finalmente, usamos 500 árvores de decisão (*ntree*) para todos os modelos e deixamos como padrão os preditores aleatórios por árvore (*mtry*). Ambos os métodos de modelagem foram treinados pelos dados de treinamento, e em seguida, aplicados para prever o AGB dos dados de teste.

Para avaliar a precisão dos modelos, relacionamos por meio de regressão linear simples a AGB observada e a AGB prevista. Para essa etapa, elegemos como medida de desempenho o coeficiente de determinação (R^2), a raiz do erro quadrático médio (RMSE, em $t.ha^{-1}$) e o valor de $p < 0,05$, obtido por meio de análise de variância (ANOVA). Posteriormente, selecionamos o modelo mais preciso (com o melhor desempenho). Através de sua predição, geramos em R, utilizando as funções do pacote *raster* (Hijmans, 2021), o mapa AGB da Serra da Tiririca. Finalmente, importamos o mapa AGB para o QGIS para personalizá-lo. Todos os mapas neste

estudo foram gerados a partir do Sistema de Coordenadas Geográficas e Datum WGS 84/UTM zonas 23S (EPSG: 32723).

Resultados

Biomassa arbórea (AGB) e dados de solos

Entre 2019 a 2020, registramos 403 árvores e observamos uma AGB média de $371,12 \pm 207,82 \text{ t.ha}^{-1}$ (rango de 163,3 a $578,9 \text{ t.ha}^{-1}$) (Tabela 4). A composição granulométrica dos solos apresentou altas porcentagens de areia e cascalho, variando de solos arenosos com pouco cascalho (Parcelas 2, 3 e 9) a solos de arenosos cascalhosos (demais parcelas) (Tabela 4). O carbono, comparado ao nitrogênio e fósforo, apresentou os maiores valores em todas as parcelas (Tabela 4). O teor percentual de matéria orgânica foi maior nas parcelas 8 (83,9%) e 4 (66%) e menor nas parcelas 6 (34,8%) e 5 (44%) (Tabela 4). A intensidade amostral foi de 0,45%, indicando por meio da suficiência amostral a necessidade de adicionar 89 parcelas na área de estudo para se obter estabilidade no número de indivíduos.

Tabela 4. Biomassa observada (AGB) e dados de solo usados na modelagem de biomassa arbórea da Serra da Tiririca. $\pm$ = desvio padrão; N = nitrogênio. C = carbono; P = fósforo; MO = matéria orgânica.

Parcelas (Número de árvores)	AGB observada (t.ha^{-1})	Variáveis edáficas							
		Cascalho (%)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	N (mg.g^{-1})	C (mg.g^{-1})	P (mg.g^{-1})	MO (%)
1 (32)	$746,50 \pm 909,24$	18,47	72,76	8,35	0,42	1,82	20,62	0,20	5,13
2 (35)	$280,19 \pm 301,43$	9,02	84,56	5,63	0,79	1,82	13,67	0,13	4,49
3 (33)	$662,03 \pm 670,22$	8,62	83,73	7,08	0,58	2,43	23,68	0,15	6,25
4 (26)	$627,18 \pm 1122,21$	25,82	72,28	1,86	0,04	3,08	31,87	0,12	6,60
5 (40)	$149,37 \pm 111,67$	23,60	72,40	3,79	0,21	1,40	17,20	0,07	4,10
6 (49)	$203,17 \pm 268,35$	22,85	68,75	7,70	0,70	1,42	18,09	0,02	3,48
7 (92)	$255,19 \pm 437,39$	26,00	70,30	3,51	0,19	1,47	17,64	0,10	4,54
8 (32)	$324,87 \pm 461,52$	20,43	73,73	5,54	0,30	2,02	28,34	0,22	8,39
9 (31)	$247,05 \pm 207,02$	13,50	80,33	6,03	0,14	2,27	32,86	0,05	5,96
10 (33)	$215,61 \pm 161,25$	23,35	70,96	5,34	0,35	1,45	20,01	0,02	4,64
Média	$371,12 \pm 207,82$	$19,17 \pm 5,95$	$74,98 \pm 5,42$	$5,48 \pm 1,89$	$0,37 \pm 0,23$	$1,92 \pm 0,51$	$22,40 \pm 6,23$	$0,11 \pm 0,06$	$5,36 \pm 1,38$

Comparação entre as abordagens do GLM e RF

A partição aleatória selecionou as parcelas 2, 3, 4, 6, 7 e 10 para dados de treinamento e as parcelas 1, 5, 8 e 9 para dados de teste. Para a construção dos modelos GLM, as variáveis que melhor explicaram a variação da AGB observada foram: silte, P e C, para o subconjunto de dados de solos; SAVI, NDVI e LAI, para o subconjunto de dados de índices espectrais; DEM, SLP e TPI, para o subconjunto de dados de atributos topográficos; B1, B9 e B12, para o subconjunto de dados ambientais; e B4, SLP, SAVI e N, para o subconjunto de dados combinado (Tabela 5). Para a construção dos modelos de RF, foram utilizadas todas as variáveis de cada subconjunto, destacando-se como variáveis essenciais para as explicações do modelo: MO, C e N, para o subconjunto de dados do solo; NDVI, SAVI e NDWI, para o subconjunto de dados de índices espectrais; TPI, DEM e HILLS, para o subconjunto de dados de atributos topográficos; B3, B13 e B6, para o subconjunto de dados ambientais; e N, TPI, B3 e EVI, para o subconjunto de dados combinado (Tabela 5). A avaliação dos resíduos de *deviance* dos GLM mostrou que a seleção das variáveis do modelo saturado contribuiu para uma melhor explicação dos modelos, com baixos valores de AIC e significância para as variáveis selecionadas por subconjunto (Tabela 5). A variância explicada dos modelos de RF apresentou valores negativos para os subconjuntos de atributos topográficos e índices espectrais, enquanto os demais subconjuntos apresentaram baixos valores positivos (Tabela 5).

Tabela 5. Modelos com dados de treinamento usando *generalized linear model* (GLM) e *random forest* (RF) para efeitos de biomassa observada (AGB) sobre os subconjuntos. Os modelos GLM mostram os coeficientes das variáveis selecionadas por subgrupo para construir os modelos. Em contraste, os modelos de RF mostram as variáveis mais importantes dos modelos em cada subconjunto.

Resultados de treinamento GLM			Resultados de treinamento RF	
Subconjunto / variáveis	Estimado (Std. error)	Res. Deviance (AIC)	Subconjunto / variáveis	% var. explained / IncNodePurity (%)
Solos	-574.18 (58.05)	224248 (57.05)	Solos	18.53
Silte	33.01 (5.15) *	209599	MO	98.65
P	2300.33 (175.29) **	108005	C	79.94
C	27.36 (1.77) **	895	N	73.01
Índices espectrais	53534.50 (13054.50)	224248 (74.05)	Índices espectrais	-95.31
SAVI	-6853.80 (1327.30) ns	210061	NDVI	98.52
NDVI	-224812.40 (54673.10) ns	145706	SAVI	95.82

LAI	2239.90 (538.70) .	15109	NDWI	90.96
Atributos topográficos	366.85 (34.45)	224248 (62.10)	Atributos topográficos	-27.98
DEM	-2.41 (0.37) *	174781	TPI	94.28
SLP	25.37 (3.17) ***	28414	DEM	44.01
TPI	-84.23 (16.77) *	2075	HILLS	42.92
Ambiental	874.89 (7568.54)	224248 (73.35)	Ambiental	11.73
B1	-8456.37 (1818.47) ns	204952	B3	94.58
B9	8510.30 (1618.99) *	53946	B13	85.84
B12	16.70 (6.83) ns	13529	B6	80.58
Combinado	297.18 (16.43)	224248 (1.39)	Combinado	2.71
B4	-5.96 (0.07) ***	145440	N	98.64
SLP	6.07 (0.38) ***	114119	TPI	94.25
SAVI	1251.03 (2.45) **	100454	B3	72.79
N	361.84 (0.27) ***	0	EVI	10.68

Parâmetros positivos em GLM indicam efeitos positivos e parâmetros negativos indicam efeitos negativos. $p > (F) = 0,001$ '***', 0,01 '***', 0,5 '**', 0,1 '*'; ns = não significativo.

Testando o GLM e RF, os modelos mostraram grandes diferenças no desempenho de cada subconjunto (Figura 2). O desempenho dos modelos GLM apresentou uma redução de 67% do RMSE dos subconjuntos de dados individuais quando comparados ao subconjunto combinado (de 288,53 para 94,36 t.ha⁻¹). Enquanto nos modelos de RF, para a mesma comparação, a diminuição foi de 30% (de 98,76 a 68,17 t.ha⁻¹) (Figura 2). Ao comparar os subconjuntos de dados individuais do GLM e RF, o RF apresentou um melhor desempenho para os subconjuntos de dados de índices espectrais, dados de atributos topográficos e dados ambientais. Em contraste, o GLM apresentou melhor desempenho apenas para o subconjunto de dados do solo (Figura 2a-h). Ao comparar o subconjunto de dados combinados, o GLM apresentou maior potencial explicativo ($R^2 = 0,65$) do que o RF ($R^2 = 0,57$). No entanto, o RF mostrou um menor RMSE (68,17 t.ha⁻¹) do que o GLM (94,36 t.ha⁻¹). Ambos foram significativos (Figura 2i-j). Entre todos os modelos, o modelo de melhor desempenho foi dado pelo subconjunto de dados de atributos topográficos do método de modelagem de RF ($R^2 = 0,82$; RMSE = 32,14 t.ha⁻¹; $p = 0,0002$) (Figura 2f).

Modelos ajustados

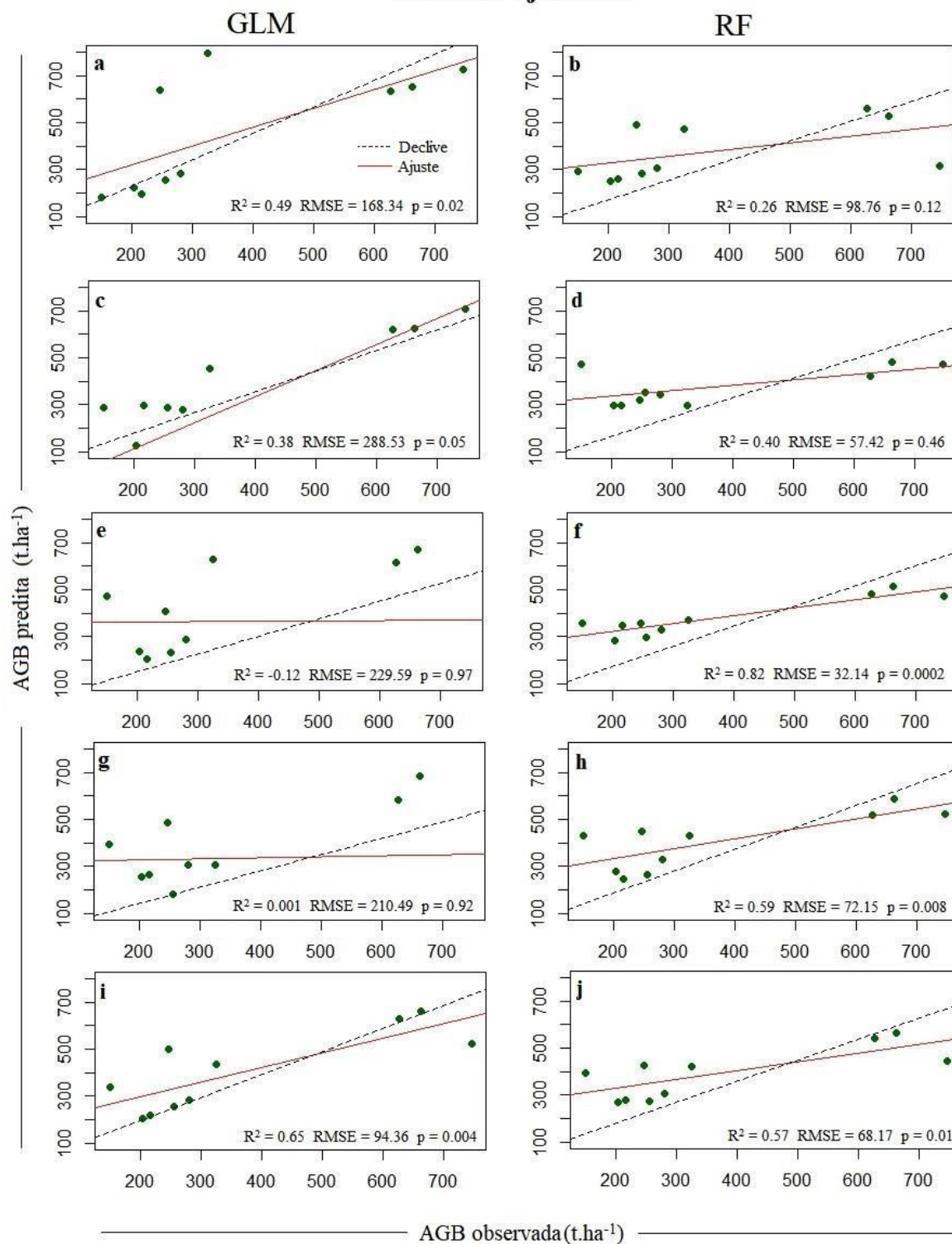


Figura 2. AGB observada versus AGB prevista pelos métodos *generalized linear model* (GLM) e *random forest* (RF) usando como entrada: a-b, dados do solo; c-d, índices espectrais; e-f, atributos topográficos; g-h, dados ambientais e; i-j, a combinação de todos os outros dados.

Construção do mapa de biomassa arbórea (AGB)

Para construir o mapa de AGB da Serra da Tiririca, escolhemos a partir da comparação do desempenho dos modelos, o modelo do subconjunto de dados combinados do GLM. Este modelo estimou para o remanescente uma AGB média de $405,31 \pm 160,79 \text{ t.ha}^{-1}$. A estimativa atual de AGB na área de estudo mostrou áreas com baixos estoques de AGB para os terminais norte e sul e locais próximos às formações rochosas. Em contrapartida, o interior do remanescente apresentou intermediários e altos estoques de AGB (Figura 3).

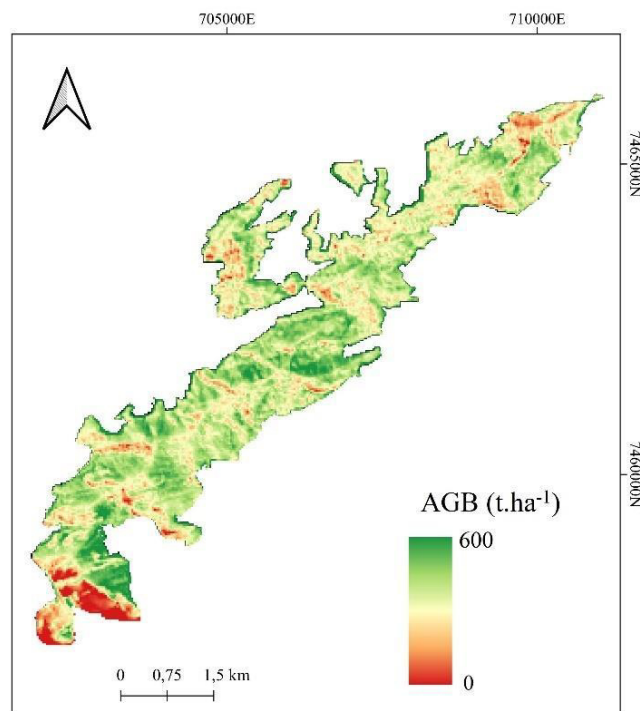


Figura 3. Mapa de estimativa de biomassa arbórea (AGB) da Serra da Tiririca entre 2019 e 2020 aplicando o método de modelagem GLM usando dados combinados de solos, índices espectrais, atributos topográficos e dados ambientais.

Discussão

Melhorar as estimativas de biomassa arbórea (AGB) é essencial para compreender os padrões de distribuição espacial em florestas tropicais (Chave et al., 2019). Este estudo determinou a AGB de um remanescente de Floresta Atlântica e selecionou o método de modelagem mais preciso para gerar um mapa de AGB. Avaliou também a melhor abordagem (GLM ou RF) para gerar o referido mapa. Encontramos uma média de AGB de 405 t.ha^{-1} e

selecionamos os dados combinados da abordagem GLM para a criação do mapa. A combinação de variáveis de solo, sensoriamento remoto e dados ambientais melhorou os modelos de GLM e RF.

Em florestas tropicais, os padrões de distribuição espacial da AGB são muito dinâmicos (Poorter et al., 2016). Por exemplo, um intervalo entre 50 e 300 t.ha⁻¹ é amplamente relatado para a Floresta Atlântica (p. Ex.: Cunha et al., 2009; Alves et al., 2010; Medeiros e Aidar, 2011; Silva et al., 2018; Silveira et al., 2019). Poucos estudos, entretanto, relatam valores acima dessa faixa (p. Ex.: Rolim et al., 2005; Lindner & Sattler, 2012). Aqui, prevemos uma média de AGB de 405 t.ha⁻¹, a mesma que facilmente se encaixaria na faixa relatada para a floresta amazônica (entre 100 e 500 t.ha⁻¹) (Nascimento & Laurance et al., 2002; Saatchi et al., 2002; Saatchi et al., 2007; Mazzei et al., 2010; Benítez et al., 2016). Nesse contexto, a nossa previsão poderia estar sendo influenciada principalmente pelo tipo de vegetação do remanescente, dado que a Serra da Tiririca é uma floresta heterogênea em diferentes estágios sucessionais e possui uma ampla diversidade arbórea (Barros, 2008). Poucas árvores grandes em áreas com alta densidade de árvores pequenas, quando não tratadas como *outliers*, podem influenciar diretamente a variabilidade das médias e do desvio padrão da AGB das parcelas.

Entre outros fatores que também poderiam estar influenciando nossa previsão de AGB, como tamanho da amostragem e tamanho das parcelas (Chave et al., 2004), as variáveis explicativas desempenham um papel essencial (Silveira et al., 2019). Propriedades do solo, por exemplo, são necessárias para entender a variabilidade na estrutura, como a AGB (Poorter et al., 2015). Neste estudo, encontramos um padrão de solo semelhante a outros remanescentes da Floresta Atlântica (Sanchez et al., 2013; Diniz et al., 2015; Cysneiros et al., 2021). Porém, diferentemente das demais variáveis edáficas, observamos que o C, N e P contribuíram mais para explicar a variação da AGB nos modelos, tanto com dados individuais quanto combinados. Essa contribuição pode ser explicada pela correlação positiva entre esses elementos (C, N e P) e os estoques de AGB em florestas tropicais (Laurance et al., 1999). Na Floresta Atlântica, principalmente em remanescentes costeiros, observa-se que a variação da AGB relacionada à concentração desses elementos pode ser afetada por variáveis climatológicas e topográficas (Alves et al., 2010; Vieira et al., 2011; Martins et al., 2015). Por outro lado, outras variáveis edáficas deste estudo tiveram pouca influência nos modelos, como granulometria e matéria orgânica. As mesmas que, dependendo do tipo de vegetação da Floresta Atlântica, poderiam ser consideradas boas preditoras de AGB (Toledo et al., 2018).

Outras variáveis preditoras derivadas de sensoriamento remoto, como índices espectrais, muitas vezes mostraram uma forte relação com as previsões de AGB (Gasparri et al., 2010; Ferraz et al., 2014; Zhu & Liu, 2015). Devido à densidade da vegetação, no entanto, alguns índices podem não ser apropriados para prever a AGB (Lu et al., 2016). Aqui, os índices espectrais não atuaram como bons preditores de AGB. Observamos que a variável com potencial explicativo mais significativo foi o índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI). Esta, teve grande importância para explicar os modelos de dados individuais e foi significativa para justificar o modelo mais adequado para gerar o mapa de AGB da Serra da Tiririca. No sensoriamento remoto, o SAVI corrige o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) aplicando o fator de correção de brilho do solo (Huete, 1988). Embora o SAVI geralmente tenha um melhor desempenho na previsão de AGB de áreas agrícolas (Ren et al., 2018), é observado, que também pode ter uma alta correlação com o AGB de florestas tropicais (Debastini et al., 2019).

Similarmente aos índices espectrais, os atributos topográficos têm um grande potencial para prever a AGB (Asner et al., 2009). Este estudo constatou que as variáveis derivadas de DEM, TPI e SLP, foram as que mais contribuíram para explicar os modelos com dados individuais e híbridos. Na Floresta Atlântica, uma relação positiva foi observada entre esses atributos topográficos e a AGB, onde à medida que aumentam a altitude e a topografia, aumenta a AGB (Alves et al., 2010). Por outro lado, o uso de atributos topográficos derivados de sensoriamento remoto nas previsões de AGB poderia ser uma parte fundamental da estimativa de AGB na Floresta Atlântica, uma vez que a adição dessas variáveis melhoraria significativamente as previsões dos modelos (Barbosa et. al., 2014).

Entre as inúmeras variáveis abióticas usadas na previsão de processos ecológicos, as variáveis climatológicas são as mais exploradas (Fick et al., 2011). Nossos resultados revelaram que as variáveis bioclimáticas distintas associadas à temperatura foram essenciais para explicar a variação da AGB em modelos com dados individuais e híbridos. Na Floresta Atlântica, porém, as variáveis bioclimáticas oferecem apenas uma pequena parte da explicação dos modelos AGB (David et al., 2017). Apesar de que as variáveis individuais foram essenciais para explicar os diferentes modelos, a combinação dessas variáveis melhorou significativamente as explicações dos modelos híbridos. Conforme mostrado em outros estudos na Floresta Atlântica (p. Ex.: Silveira et al., 2019), a combinação dessas variáveis preditivas aumentou o desempenho dos modelos de AGB.

A precisão das previsões do AGB pode variar significativamente entre os diferentes métodos de modelagem (Zhu & Liu, 2015). Neste estudo observamos que os modelos de RF, com dados individuais e híbridos, tinham baixo RMSE em comparação com os modelos GLM. Por outro lado, os modelos GLM apresentaram maior R^2 do que os modelos RF. Embora ambos os métodos apresentem modelos eficientes, o GLM oferece maior precisão para estimativas de AGB do que o RF, tanto em florestas esclerófilas (Lopatin et al., 2016) quanto em florestas tropicais (Schuh et al., 2020). Também observamos que a seleção de variáveis é essencial para explicar os modelos, principalmente nos modelos de RF, onde tivemos valores negativos para o percentual da variância dos modelos com as variáveis de atributos topográficos e índices espectrais. Esses valores negativos poderiam indicar que o modelo é mal suportado, e, portanto, ofereceria ao modelo, um desempenho muito fraco ou errôneo (Breiman, 2001). Por fim, nossa escolha de gerar o mapa de AGB da Serra da Tiririca utilizando o modelo com dados combinados do GLM, deveu-se a este modelo apresentar maior potencial explicativo do que o modelo com dados combinados do RF. Embora o modelo de dados combinados de RF tenha um RMSE menor do que o modelo de dados combinados GLM, este último mostrou uma porcentagem maior de redução de RMSE em relação aos modelos com dados individuais do que o RF.

Estimar com precisão os estoques de AGB de grandes áreas ainda se mostra como um desafio. Este estudo contribui de forma substancial para a questão pois compara métodos de modelagem e variáveis preditoras e permite chegar a um modelo otimizado para estimar a AGB em um remanescente de Floresta Atlântica. O mapa de AGB gerado neste estudo permite ainda compreender os padrões de distribuição espacial da AGB da Serra da Tiririca. Adicionalmente, contribui para a implantação de estratégias de conservação do remanescente. Por fim, é essencial avaliar outros remanescentes litorâneos que seguem essa mesma linha de pesquisa para melhorar as estimativas de AGB, e dessa forma, ampliar o conhecimento dos estoques de AGB das Floresta Atlântica.

Conclusões

As parcelas de campo apresentaram uma AGB de $371,12 \text{ t.ha}^{-1}$. A comparação entre os métodos de modelagem mostrou que para a Serra da Tiririca o GLM é mais preciso, mas o RF também é adequado para estimar o AGB. Este método de modelagem mais preciso previu um AGB média de $405,31 \text{ t.ha}^{-1}$. Além disso, os resultados apontam que o desempenho dos modelos

melhorou quando combinamos variáveis preditoras derivadas de solo, sensoriamento remoto e dados ambientais. O mapa de AGB gerado a partir do GLM com dados combinados mostrou que os maiores estoques de AGB estão concentrados no interior do remanescente. Por fim, o mapa AGB da área protegida contribuirá para a implementação de ações de manejo e conservação.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado ao primeiro autor. Ao coordenador de uso público do Parque Estadual da Serra da Tiririca (PESET), André Costa, e aos guardasparques do PESET, Erbersson da Conceição, Rafael Fonseca e Ângelo Coutinho pelo apoio em campo. À Dra. Vera Huszar, do Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro, pelas sugestões e revisão do manuscrito. Ao Herbário do Museu Nacional pelo recebimento das amostras.

Referências

- Ali A, Lin SL, He JK, Kong FM, Yu JH, Jiang HS. 2019. Elucidating space, climate, edaphic, and biodiversity effects on aboveground biomass in tropical forests. *Land Degradation & Development*. 30(8):918-927.
- Almeida CT, Galvao LS, Ometto JPHB, Jacon AD, Souza Pereira FR, Sato LY, et al. 2019. Combining LiDAR and hyperspectral data for aboveground biomass modeling in the Brazilian Amazon using different regression algorithms. *Remote Sensing of Environment*. 232:111323.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 2(6):711-728.
- Alves LF, Vieira AS, Scaranello MA, Camargo PB, Santos FA, Joly CA, Martinelli LA. 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest ecology and management*. 260(5):679-691.

- Asner GP, Hughes RF, Varga TA, Knapp DE, Kennedy-Bowdoin T. 2009. Environmental and biotic controls over aboveground biomass throughout a tropical rain forest. *Ecosystems*. 12(2):261-278.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2003. Madeira: determinação da densidade básica: NBR 11941. Rio de Janeiro.
- Avitabile V, Herold M, Heuvelink GB, Lewis SL, Phillips OL, Asner GP, et al. 2016. An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. *Global change biology*. 22(4):1406-1420.
- Barbosa JM, Melendez-Pastor I, Navarro-Pedreño J, Bitencourt, M. D. 2014. Remotely sensed biomass over steep slopes: An evaluation among successional stands of the Atlantic Forest, Brazil. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 88:91-100.
- Barros AAM. 2008. Análise florística e estrutural do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Niterói e Maricá, RJ, Brasil. Tese de Doutorado. Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 225p.
- Benitez FL, Anderson LO, Formaggio AR. 2016. Evaluation of geostatistical techniques to estimate the spatial distribution of aboveground biomass in the Amazon rainforest using high-resolution remote sensing data. *Acta Amazonica*. 46:151-160.
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine learning*, 45(1):5-32.
- Burnham KP, Anderson DR, Huyvaert KP. 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral ecology and sociobiology*. 65(1):23-35.
- Chave J, Condit R, Aguilar S, Hernandez A, Lao S, Perez R. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 359(1443):409-420.
- Chave J. 2006. Measuring wood density for tropical forest trees: A field manual, Pan-Amazonia Project. 6p.
- Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, Chidumayo E, Colgan MS, Delitti WB, et al. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global change biology*. 20(10):3177-3190.

- Chave J, Davies SJ, Phillips OL, Lewis SL, Sist P, Schepaschenko D, et al. 2019. Ground data are essential for biomass remote sensing missions. *Surveys in Geophysics*. 40(4):63-880.
- Chazdon RL. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, evolution and systematics*. 6(1-2):51-71.
- Congedo L. 2016. Semi-automatic classification plugin documentation. Release. 4(0.1): 29.
- Cunha GDM, Gama-Rodrigues AC, Gama-Rodrigues EF, Velloso ACX. 2009. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da Mata Atlântica na região norte do estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 33:1175-1185.
- Cutler A, Cutler DR, Stevens JR. 2012. Random forests. In: *Ensemble machine learning*. Springer, Boston, MA. 157-175 p.
- Cysneiros VC, Souza FC, Gaui TD, Pelissari AL, Orso GA, Amaral Machado S, Silveira-Filho TB. 2021. Integrating climate, soil and stand structure into allometric models: An approach of site-effects on tree allometry in Atlantic Forest. *Ecological Indicators*. 127:107794.
- David HC, Araújo EJG, Morais VA, Scolforo JRS, Marques JM, Netto SP, MacFarlane, DW. 2017. Carbon stock classification for tropical forests in Brazil: Understanding the effect of stand and climate variables. *Forest Ecology and Management*. 404:241-250.
- Debastiani AB, Moura MM, Rex FE, Sanquetta CR, Dalla Corte AP, Pinto N. 2019. Regressões robusta e linear para estimativa de biomassa via imagem sentinel em uma floresta tropical. *BIOFIX Scientific Journal*, 4(2):81-87.
- Diniz AR, Machado DL, Pereira MG, Balieiro FDC, Menezes CEG. 2015. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. *Embrapa Solos-Artigo em periódico indexado*. 11p
- [EMBRAPA] Empresa Brasileira de Agropecuária. 1997. Manual de métodos de análise de solo. Embrapa Solos, Rio de Janeiro. 212p.
- [EMBRAPA] Empresa Brasileira de Agropecuária. 2018. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5a ed. Embrapa, Brasília. 353p.

- Ferraz AS, Soares VP, Soares CPB, Ribeiro CAAS, Binoti DHB, Leite HG. 2014. Estimativa do estoque de biomassa em um fragmento florestal usando imagens orbitais. *Floresta e Ambiente*. 21:286-296.
- Fick SE, Hijmans RJ. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 37(12):4302-4315.
- Gao BC. 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote sensing of environment*. 58(3):257-266.
- Gagliasso D, Hummel S, Temesgen H. 2014. A comparison of selected parametric and non-parametric imputation methods for estimating forest biomass and basal area. *Open Journal of Forestry*. 4(1):42-48.
- Gasparri NI, Parmuchi MG, Bono J, Karszenbaum H, Montenegro CL. 2010. Assessing multi-temporal Landsat 7 ETM+ images for estimating aboveground biomass in subtropical dry forests of Argentina. *Journal of Arid Environments*. 74(10):1262-1270.
- Goward S, Arvidson T, Williams D, Faundeen J, Irons J, Franks S. 2006. Historical record of Landsat global coverage. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 72(10):1155-1169.
- Graser A, Mearns B, Mandel A, Ferrero VO, Bruy A. 2017. QGIS: Becoming a GIS power user. Packt Publishing Ltd.
- Guisan A, Weiss SB, Weiss AD. 1999. GLM versus CCA Spatial Modeling of Plant Species Distribution. *Plant Ecol*. 143:107–122.
- Guisan A, Edwards Jr TC, Hastie T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling*. 157(2-3):89-100.
- Hansen MC, Potapov PV, Moore R, Hancher M, Turubanova SA, Tyukavina A, et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*. 342(6160):850-853.
- Hijmans RJ. 2021. Geographic Data Analysis and Modeling [R package raster version 3.4-10].
- Huete AA. 1998. Soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*. *Remote sensing of environment*. 25:295-309.

- Huete A, Didan K, Miura T, Rodriguez EP, Gao X, Ferreira LG. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote sensing of environment*. 83(1-2):195-213.
- Houghton RA. 2005. Aboveground Forest biomass and the global carbon balance. *Global change biology*. 11(6):945-958.
- [INEA] Instituto Estadual do Ambiente. 2015. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra da Tiririca. Governo do Estado do Rio de Janeiro. 105p
- Kersten RA, Galvão F. 2011. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*. Editora UFV. Viçosa, MG. 156-173p.
- Kuhn M, Wing J, Weston S, Williams A, Keefer C, Engelhardt A, Cooper T. 2016. *Caret: Classification and Regression Training* (version 6.0-64).
- Laurance WF, Fearnside PM, Laurance SG, Delamonica P, Lovejoy TE, Rankin-de Merona JM., et al. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*. 118(1-3):127-138.
- Laurance WF, Camargo JL, Fearnside PM, Lovejoy TE, Williamson GB, Mesquit RC, et al. 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews*. 93(1):223-247.
- Li Y, Li C, Li M, Liu Z. 2019. Influence of variable selection and forest type on forest aboveground biomass estimation using machine learning algorithms. *Forests*. 10(12):1073.
- Liaw A, Wiener M. 2002. Classification and regression by randomForest. *R news*. 2(3):18-22.
- Lindner A, Sattler D. 2012. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. *New Forests*. 43(3):287-301.
- Lopatin J, Dolos K, Hernández HJ, Galleguillos M, Fassnacht FE. 2016. Comparing generalized linear models and random forest to model vascular plant species richness using LiDAR data in a natural forest in central Chile. *Remote Sensing of Environment*. 173:200-210.

- Lu D, Mausel P, Brondizio E, Moran E. 2004. Relationships between forest stand parameters and Landsat TM spectral responses in the Brazilian Amazon Basin. *Forest Ecology and Management*. 198(1-3):149-167.
- Lu D. 2005. Aboveground biomass estimation using Landsat TM data in the Brazilian Amazon. *International Journal of Remote Sensing*. 26(12):2509-2525.
- Lu D, Chen Q, Wang G, Liu L, Li G, Moran E. 2016. A survey of remote sensing-based aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems. *International Journal of Digital Earth*. 9(1):63-105.
- Nascimento HEM, Laurance WF, 2002. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*. 168:311–321
- Martins SC, Neto ES, Cássia Piccolo M, Almeida D, Camargo P, Carmo JB, et al. 2015. Soil texture and chemical characteristics along an elevation range in the coastal Atlantic Forest of Southeast Brazil. *Geoderma Regional*. 5:106-116.
- Mazzei L, Sist P, Ruschel A, Putz FE, Marco P, Pena W, Ferreira JER. 2010. Aboveground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*. 259(3):367-373.
- McCullagh P, Nelder JA. 2019. *Generalized linear models*. Routledge.
- Medeiros MCMPPD, Aida MPM. 2011. Structural variation and content of aboveground living biomass in an area of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. *Hoehnea*. 38(3):413-428.
- Meira Junior MS, Pinto JRR, Ramos NO, Miguel EP, Gaspar RDO, Phillips OL. 2020. The impact of long dry periods on the aboveground biomass in a tropical forest: 20 years of monitoring. *Carbon balance and management*. 15:1-14.
- Mitchard ET. 2018. The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature*. 559(7715):527-534.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403(6772):853-858.
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*. 333(6045):988-993.

- Poorter L, van der Sande MT, Thompson J, Arets EJ, Alarcón A, Álvarez-Sánchez J, et al. 2015. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*. 24(11):1314-1328.
- Poorter L, Bongers F, Aide TM, Zambrano AMA, Balvanera P, Becknell JM, et al. 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*. 530(7589): 211-214.
- Poorter L, van der Sande MT, Arets EJ, Ascarrunz N, Enquist BJ, Finegan B, et al. 2017. Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests. *Global ecology and biogeography*. 26(12):1423-1434.
- Powell SL, Cohen WB, Healey SP, Kennedy RE, Moisen GG, Pierce KB, Ohmann JL. 2010. Quantification of live aboveground forest biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. *Remote Sensing of Environment*. 114(5):1053-1068.
- [QGIS] QGIS Development Team. 2021. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Found.
- [R] R Core Team. 2021. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ren H, Zhou G, Zhang F. 2018. Using negative soil adjustment factor in soil-adjusted vegetation index (SAVI) for aboveground living biomass estimation in arid grasslands. *Remote Sensing of Environment*. 209:439-445.
- Riley SJ, DeGloria SD, Elliot R. 1999. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity, *Intermountain Journal of Sciences*. 5(1):1-4.
- Ripley B, Venables B, Bates DM, Hornik K, Gebhardt A, Firth D, Ripley MB. 2013. Package ‘mass’. *Cran r*. 538:113-120.
- Rio de Janeiro. 1991. Lei Estadual nº 1.901, de 29 de novembro de 1991. Dispõe sobre a criação do Parque Estadual da Serra da Tiririca e dá outras providencias.
- Rolim SG, Jesus RM, Nascimento HEM, Couto HTZ, Chambers JC. 2005. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia*. 142:238–246

- Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW, Harlan JC. 1973. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. NASA/GSFC Type III Final Report. Greenbelt. 371p.
- Saatchi SS, Houghton RA, Dos Santos Alvala RC, Soares JV, Yu Y. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global change biology*. 13(4):816-837.
- Saatchi SS, Harris NL, Brown S, Lefsky M, Mitchard ET, Salas W, et al. 2011a. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the national academy of sciences*. 108(24):9899-9904.
- Saatchi S, Marlier M, Chazdon RL, Clark DB, Russell AE. 2011b. Impact of spatial variability of tropical forest structure on radar estimation of aboveground biomass. *Remote Sensing of Environment*. 115(11):2836-2849.
- Sanchez M, Pedroni F, Eisenlohr PV, Oliveira-Filho AT. 2013. Changes in tree community composition and structure of Atlantic rain forest on a slope of the Serra do Mar range, southeastern Brazil, from near sea level to 1000 m of altitude. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*. 208(3):184-196.
- Sakate DM, Kashid DN. 2014. A deviance-based criterion for model selection in GLM. *Statistics*. 48(1):34-48.
- Sampaio TVM, Augustin CHRR. Índice de concentração da rugosidade: uma nova proposta metodológica para o mapeamento e quantificação da dissecação do relevo como subsídio a cartografia geomorfológica. *Revista Brasileira de Geomorfologia*. 15(1):47-60.
- Silva LC, Araújo EJG, Angeli Curto R, Nascimento AM, dos Santos Ataíde DH, Moraes VA. 2018. Estoques de biomassa e carbono em unidade de conservação no Bioma Mata Atlântica. *BIOFIX Scientific Journal*. 3(2):243-251.
- Schuh M, Favarin JAS, Marchesan J, Alba E, Berra EF, Pereira RS. 2020. Machine learning and generalized linear model techniques to predict aboveground biomass in Amazon rainforest using LiDAR data. *Journal of Applied Remote Sensing*. 14(3):034518.
- Shepard D. 1968. A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. In: *Proceedings of the 1968 23rd ACM national conference*. 517-524pp.

- Silveira EMDO, Cunha LIF, Galvão LS, Withey KD, Acerbi Júnior FW, Scolforo JRS. 2019. Modelling aboveground biomass in forest remnants of the Brazilian Atlantic Forest using remote sensing, environmental and terrain-related data. *Geocarto International*. 36(3):281-298.
- SOS Mata Atlantica, INPE. 2019. Relatório anual 2019. 29p.
- Timothy D, Onesimo M, Cletah S, Adelabu S, Tsistsi B. 2016. Remote sensing of aboveground forest biomass: A review. *Tropical Ecology*. 57(2):125-132.
- Toledo RM, Santos RF, Baeten L, Perring MP, Verheyen K. 2018. Soil properties and neighbouring forest cover affect aboveground biomass and functional composition during tropical forest restoration. *Applied Vegetation Science*. 21(2):179-189.
- Vieira SA, Alves LF, Duarte-Neto PJ, Martins SC, Veiga LG, Scaranello MA, et al. 2011. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above-and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. *Ecology and Evolution*. 1(3):421-434.
- Wilson JP, Gallant JC. 2000. Book Review *Terrain Analysis: Principles and Applications*. *Ecol Eng. John Wiley & Sons, Inc.* 18:121–122.
- Xavier AC, Vettorazzi CA. 2004. Mapping leaf area index through spectral vegetation indices in a subtropical watershed. *International Journal of Remote Sensing*. 25(9):1661-1672.
- Zhu X, Liu D. 2015. Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 102:222-231.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Num contexto global, nosso estudo mostrou que a falta de padrões sobre atributos funcionais, como a densidade da madeira, em distintos habitats, poderia servir como base para outros questionamentos, principalmente sobre a origem e evolução desta magnitude nas árvores tropicais. Num contexto regional, nosso estudo suportou alguns padrões ainda pouco discutidos da Floresta Atlântica, tais como: distribuição de espécies ocorrentes em floresta ombrófila densa submontana, incremento de queimadas no inverno, principalmente nas bordas, e estoques de biomassa arbórea. Encontramos também, que esses padrões estão fortemente associados a diferentes filtros ambientais. Numa escala local, vimos que os solos teriam um papel importantíssimo na configuração da biomassa da Serra da Tiririca, pelo que também seriam necessários mais estudos sobre a influência desta variável na distribuição das espécies. Ainda numa escala local, nosso estudo contribui com algumas ferramentas-chaves (mapas) para a prevenção e conservação do remanescente.

O Parque Estadual da Serra da Tiririca (PESET) é um magnífico mosaico de ecossistemas e habitats que permitem naturalmente a conservação das mais diversas espécies vegetais da Floresta Atlântica. Durante mais de duas décadas, vários pesquisadores se dedicaram ao estudo florístico do maior remanescente do PESET, a Serra da Tiririca. Neste remanescente inefável, já foi observada a presença de espécies endêmicas, espécies ameaçadas e inclusive, já foram descritas muitas novas espécies vegetais. No viés social, este remanescente é refúgio de lazer para atividades ao ar livre, turismo ecológico e educação ambiental. No entanto, em algumas áreas, ainda existem vulnerabilidades associadas ao controle de impactos negativos causados pelo homem.

Um desses impactos é a contínua passagem de grandes veículos, carros, motos e cavalos sobre a estrada da barrinha (caminho de Darwin). Esta estrada de terra, com pouco mais de 2 km, que atravessa a Serra da Tiririca e entrelaça Engenho do Mato a Maricá, já foi uma importante rota comercial intermunicipal no século XIX. Na mesma época, serviu de travessia para a passagem de um dos maiores naturalistas da história, Charles Darwin. Não obstante, décadas mais tarde, fez-se iminente o abandono comercial desta rota devido à decadência das carvoarias e monoculturas no entorno do PESET, sendo usada depois apenas para a passagem dos moradores das adjacências. Na atualidade, esta estrada é popularmente transitada por grandes veículos motorizados, assim como, serve de senda para o trânsito de moradores, esportistas amadores e turistas que visitam o núcleo Darwin. Um dos danos causados pelos

veículos que trafegam neste caminho, é a aceleração dos processos de erosão do solo, que em conjunto com oscilações de fatores ambientais, como fortes chuvas ou fortes insolações, imperceptivelmente vão moldando esta estrada de solos arenosos-argilosos e arenosos-cascalhosos. Contudo, sabe-se que estas ações produzem inúmeras consequências ambientais, entre elas o ampliamiento das bordas, deslizamento de terra e declínio da biodiversidade. Portanto, é importante realizar ações que promovam o uso sustentável desta estrada. Cabe destacar, que no fim deste estudo, o PESET instalou três cilindros de concreto próximos ao núcleo Darwin. Estas barricadas, *a priori*, visariam impedir o cruzamento de grandes veículos, como carros, camionetes e quadriciclos, mas não a passagem de motos e cavalos, principalmente nos fins de semana, quando o tráfego de pessoas é mais intenso.

Pelo comentado anteriormente, faz-se evidente questionar: será que uma estrada de terra que entrecruza um remanescente florestal e que durante décadas foi vulnerável a impactos antrópicos poderia ter influenciado no desenvolvimento das comunidades vegetais em seu entorno? Coincidentemente, neste estudo, instalamos duas parcelas próximas a esta estrada, uma de cada lado. Neste caso, a parcela proximal a estrada, registrada como parcela G, apresentou um maior número de espécies (27), maior número de árvores (92), maior mediana da densidade da madeira ($0,85 \text{ g.cm}^3$), maior mediana de diâmetros ($14,80 \text{ cm}$) e maior mediana para altura (13 m) que sua contrastante, a parcela H, parcela distal a estrada que apresentou 17 espécies, 32 árvores, densidade mediana da madeira de $0,75 \text{ g.cm}^3$, diâmetro mediano de $21,49 \text{ cm}$ e altura mediana de 9 m . Até o momento de terminar de escrever esta dissertação, não realizamos nenhuma análise que poderia tentar responder essas diferenças. No entanto, uma hipótese é que poderia dever-se a uma série de fatores não abordados neste estudo. Por isso, é necessário aprofundar sob este enfoque para poder ter uma resposta sólida e conclusiva.

Outro impacto de maior envergadura e com consequências imediatas são as queimadas. Sejam iniciadas naturalmente ou propositalmente, as queimadas destroem enormes áreas e extinguem grande parte da diversidade. Neste estudo, geramos um mapa de risco de fogo para a Serra da Tiririca. Este mapa produzido com informações de mais uma década de registros de queimadas, será consideravelmente útil para a prevenção de queimadas no PESET. Este mapa foi produzido a partir dos registros de distintos satélites do programa BDQueimadas – INPE, que princípio são limitados, pois registram apenas as queimadas sobre áreas maiores a 1 km^2 e onde o fogo atinge as copas das árvores. Contudo, é importante ter uma base de dados locais com registros de todas as queimadas. Outro anseio, seria a instalação de uma pequena base meteorológica no PESET, com o afã de registrar diariamente dados climatológicos. Com tudo

isso, poderia gerar-se um mapa de risco de fogo com mais precisão para à Serra da Tiririca, e consequentemente, elaborar estratégias preventivas mais eficientes.

Prevenir queimadas e conservar caminhos históricos, são apenas dois dos mais peculiares desafios que a gestão da Serra da Tiririca enfrenta. Mas, o principal desafio ainda presente é a falta de informações sobre seus recursos naturais. Por tal, é de vital necessidade atrair a atenção de pesquisadores das mais distintas disciplinas acadêmicas, com o intuito de estudar e divulgar a riqueza deste remanescente, ao mesmo tempo, preencher as lacunas do conhecimento. Infelizmente, pela falta de tempo, não nos foi possível realizar outros estudos que possivelmente abordariam a **diversidade funcional** e **aspectos ecológicos** do PESET. Por essa razão, recomendamos dar sequência a este trabalho, visando um desses temas, com a finalidade de compreender adequadamente a dinâmica florestal da Serra da Tiririca.

Uma consideração não menos importante que as anteriores, refere-se sobre a instalação das parcelas e as marcações das árvores. Primeiramente, as parcelas deste estudo não foram instaladas orientadas ao norte, como se costuma realizar em estudos florestais. As parcelas aqui instaladas, não tiveram esta orientação padrão porque foram adaptadas ao tipo de terreno, onde em alguns casos, como nas aparcelas B, E, F, H e J, o declive íngreme do terreno impedia avançar mais de 50 m floresta adentro. Já em outras parcelas, como a D e a I, embora o terreno tenha sido menos hostil, a vegetação herbácea densa ou as grandes rochas não permitiam o avanço orientado ao norte. Secundariamente, em campo, duas árvores foram marcadas erroneamente, estas são: o indivíduo 47 da parcela F, que no campo está marcado com o número 50, e o indivíduo 17 da parcela G, que no campo está marcado como indivíduo 93. Em terceiro lugar, as placas que levam a identificação dos indivíduos são de alumínio, as quais foram elaboradas a partir de pedaços retangulares de latas de cervejas. Por último, os códigos gravados nas placas, foram rabiscados com um ferro e em seguida ressaltados com uma caneta preta indelével, pelo que é muito provável que em um par de anos os números se apaguem. Portanto, para a continuidade do estudo, recomendamos trocar as placas por outras de material mais resistente e com codificações gravadas permanentemente.

Finalmente, dado o período crítico da pandemia de COVID-19 no estado do Rio de Janeiro, não foi possível cumprir com todos os objetivos inicialmente projetados. Tal adversidade, deixa em evidência as limitações nos resultados deste estudo. Um exemplo disso, é grande quantidade de árvores indeterminadas. A não identificação das árvores sob algum nível taxonômico, deve-se a que não foram coletadas, seja por serem muito altas ou pela dificuldade

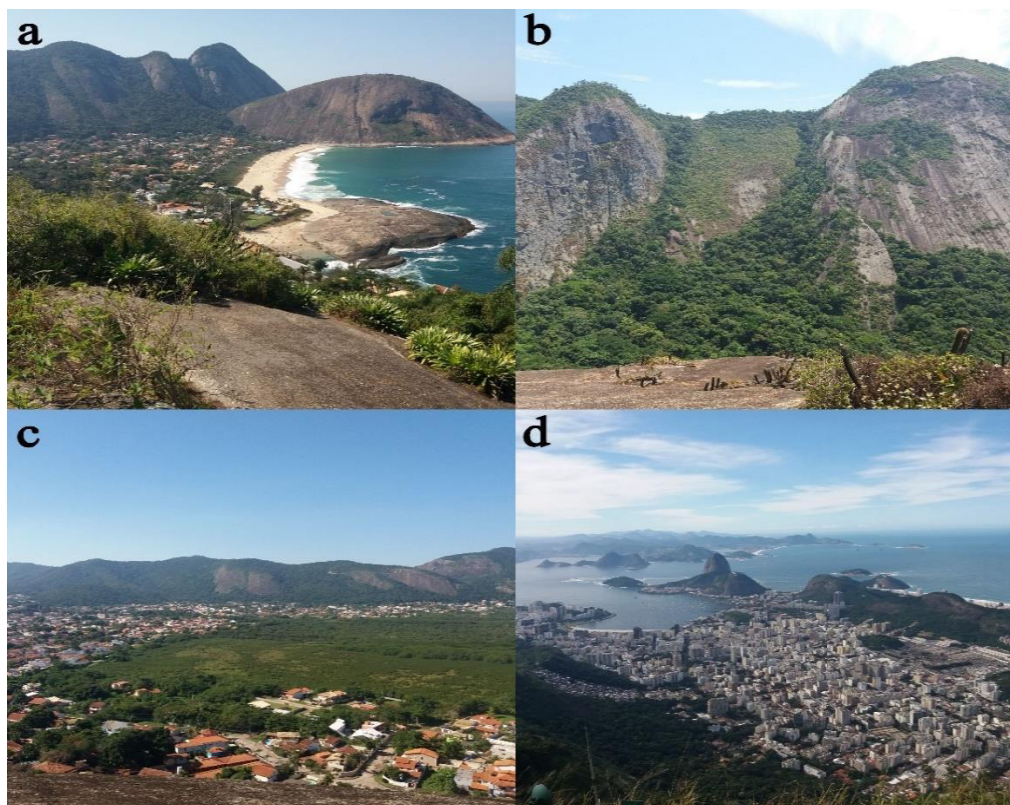
da coleção. 99% de todas as árvores coletadas estavam estéreis, o que dificultou a identificação de alguns indivíduos, no caso classificando-os apenas por família ou por gênero. Por tais limitações, recomendamos realizar coletas nessas árvores, aproveitando o fato de que em campo elas já se encontram marcadas. Outra limitação, foi o esforço amostral. Neste estudo objetivamos instalar o mínimo de 1 ha. Mas, sugerimos instalar um maior número de parcelas, dado que através dos resultados deste estudo, ficou evidenciado a grande variedade de árvores com características dendrológicas distintas. Tal aumento na amostragem, melhoraria e incrementaria o desempenho dos modelos de predição sobre a biomassa vegetal e proporcionariam resultados imparcialmente confiáveis. Por último, sugerimos um monitoramento anual do diâmetro e altura nas árvores das parcelas, com o intuito de produzir relatórios sobre a dinâmica destas comunidades e testar novas hipóteses ecológicas.

5. ANEXOS

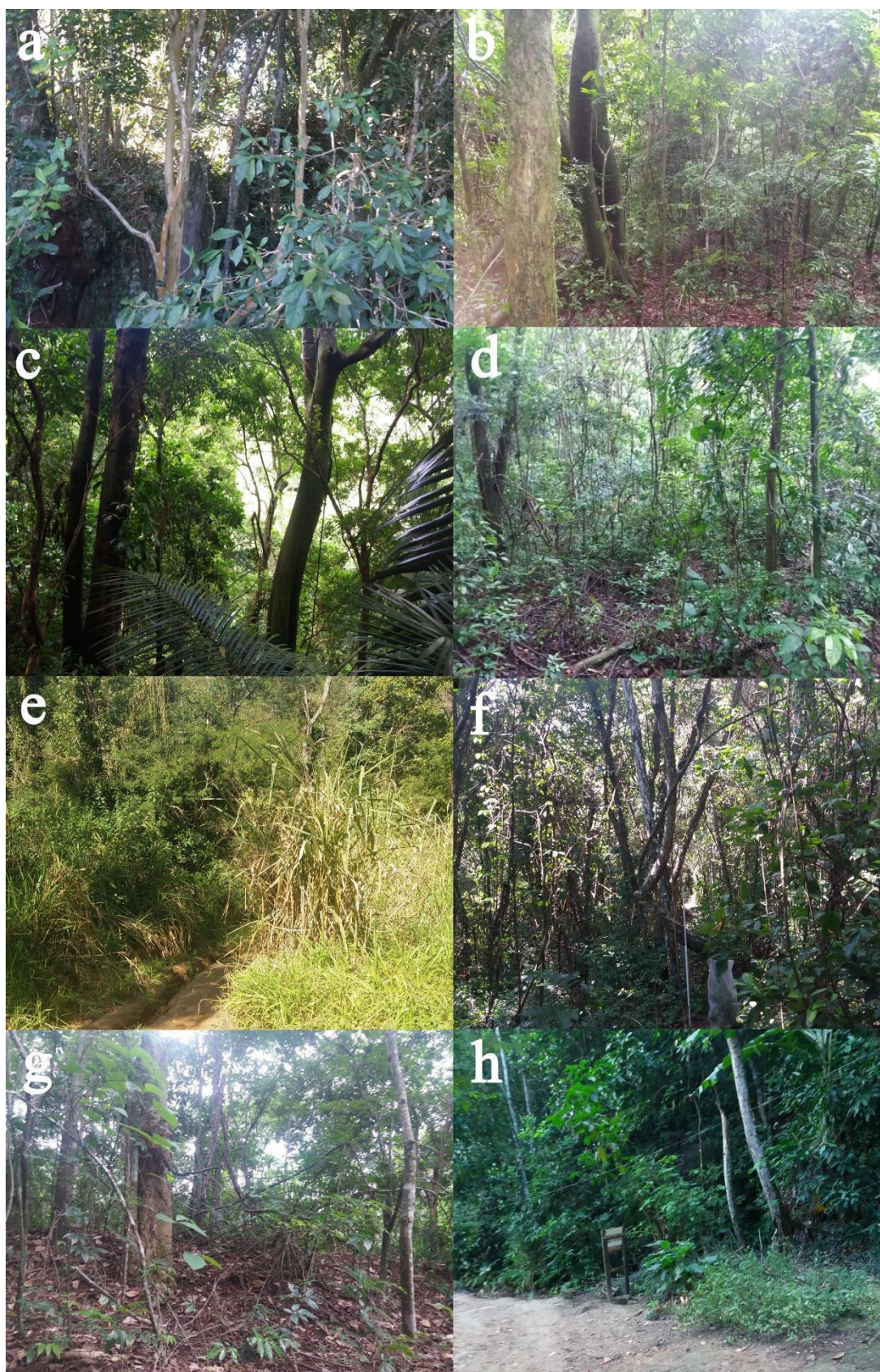
Anexo 1. Codificação e coordenadas das parcelas instaladas entre 2019 e 2020 no Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil.

Parcela	Código (informado)	Código (campo)	Coordenadas-S	Coordenadas-W
1	P1	A	22°57'53.56"	43°01'31.17"
2	P2	B	22°57'42.36"	43°01'27.43"
3	P3	C	22°56'37.01"	43°01'13.10"
4	P4	D	22°56'34.20"	43°01'02.28"
5	P5	E	22°55'58.15"	43°00'19.81"
6	P6	F	22°55'05.23"	42°59'18.61"
7	P7	G	22°55'15.18"	42°58'51.41"
8	P8	H	22°55'06.62"	42°58'34.80"
9	P9	I	22°54'42.04"	42°58'13.09"
10	P10	J	22°54'31.15"	42°58'38.34"

Anexo 2. Serra da Tiririca vista sob diferentes panoramas. Costão de Itacoatiara e Pedra do Elefante vista do Morro das Andorinhas (a); Morro da Solidão vista do Costão de Itacoatiara (b); Córrego dos Colibris visto do Morro da Peça (c); PESET visto do Cristo Redentor (d).



Anexo 3. Tipos de vegetação da Serra da Tiririca. Vegetação de interior (a-d); e vegetação de borda (e-h).



Anexo 4. Distintas etapas do trabalho de campo (a-d); e laboratório (e-h).

