

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DA
NATUREZA

Kelly Antunes

MYRTACEAE JUSS. DA SERRA DA MANTIQUEIRA, SUDESTE, BRASIL:
DISTRIBUIÇÃO, SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E CONSERVAÇÃO

JUIZ DE FORA

2020

Kelly Antunes

**MYRTACEAE JUSS. DA SERRA DA MANTIQUEIRA, SUDESTE, BRASIL:
DISTRIBUIÇÃO, SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E CONSERVAÇÃO**

Tese apresentada ao programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Biodiversidade e Conservação da Natureza

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho

Coorientador: Prof. Dr. Luiz Menini Neto

Juiz de Fora

2020

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Antunes, Kelly.

Myrtaceae Juss. da Serra da Mantiqueira, sudeste, Brasil :
distribuição, serviços ecossistêmicos e conservação / Kelly Antunes.

-- 2020.

208 f. : il.

Orientador: Fabrício Alvim Carvalho

Coorientador: Luiz Menini Neto

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto
de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em
Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2020.

1. Ecologia. 2. Domínio Atlântico. 3. Serra da Mantiqueira. 4.
Florestas Nebulares. 5. Myrtaceae. I. Alvim Carvalho, Fabrício, orient.
II. Menini Neto, Luiz, coorient. III. Título.

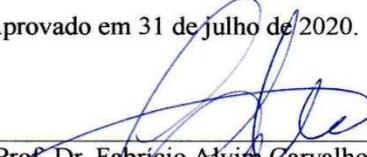
**“MYRTACEAE JUSS. DA SERRA DA MANTIQUEIRA, SUDESTE,
BRASIL: DISTRIBUIÇÃO, SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E
CONSERVAÇÃO”**

Kelly Antunes

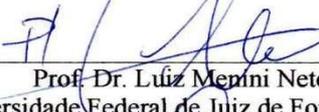
Orientador: Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho

Tese apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do Título de doutora em Biodiversidade e Conservação da Natureza.

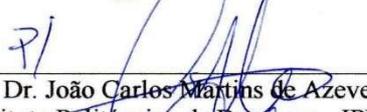
Aprovado em 31 de julho de 2020.



Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



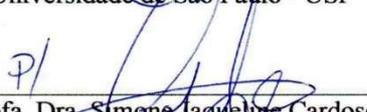
Prof. Dr. Luiz Meinini Neto
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



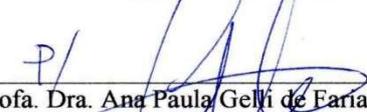
Prof. Dr. João Carlos Martins de Azevedo
Instituto Politécnico de Bragança - IPB



Prof. Dr. Leonardo Dias Meireles
Universidade de São Paulo - USP



Profa. Dra. Simone Jaqueline Cardoso
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



Profa. Dra. Ana Paula Gelli de Faria
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF

Neta da Ana e da Mariana, filha da Marta, irmã da Livia, mãe do Arthur e da Yara. Para todas que sonharam e não puderam, para todas as mulheres e mães na ciência que vencem limites, se superam, equilibram mil afazeres ao mesmo tempo e esboçam sorrisos com dores silenciosas... para as que amam montanhas, adoram uma mistura de desafio com desconhecido e no topo são elas mesmas, se sentem livres...

Esta tese eu dedico para as mulheres que me inspiraram e para as quem sabe um dia eu possa inspirar.

AGRADECIMENTOS

Um dia estava na sua varanda, naquela casa em um vale, com quintal, cheia de árvores e perguntei:

- Vó o que tem lá do outro lado daquela montanha?

- Minha filha vai lá, sobe lá para você ver... – Ela me respondeu

Eu subi... vi que tinham mais montanhas e voltei com uma revolta, uma inquietude dentro do peito

- Mas você, subi e do outro lado tem mais montanhas.

- Então minha filha, você terá que subir na outra e na outra, até que você possa ver o que quer ver...

Mal eu sabia que ali, menina, surgia a mulher que viveria de subir e conhecer um pouquinho das montanhas da Mantiqueira. Obrigada Vó.

Agradeço aos Orixás, deuses que são natureza, aos guias que me acompanham e nos deram licença para entrar em cada fragmento de mata que são sua casa.

Agradeço à minha família, pela vida, pela base, pela crença que eu pudesse fazer alguma coisa de bom com o ar que respiro, aqui termina e começa outro longo caminho que vocês ajudaram abrir e incentivaram eu construir no sonhar.

Agradeço ao meu Orientador Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho, que me acolheu sem conhecer, deu toda liberdade para eu ser e fazer, confiou e me apoiou incondicionalmente, virou referência não só como profissional, mas como pessoa, como ser humano na completude que a palavra traz.

Agradeço ao meu coorientador Prof. Dr. Luiz Menini Neto, Luiz de luz que ilumina com ideias, respeito, apoio, mesmo no teu silêncio, obrigada por ser sempre sim como resposta e ajuda. Obrigada por todos mapas, análises, ensinamentos e principalmente paciência.

Agradeço à minha eterna orientadora Dr^a Fátima Salimena, a primeira, mulher que sigo como exemplo no todo, minha inspiração para ser quem sou, para subir montanhas mesmo usando um cajado para os joelhos cansados. Obrigada por ser fonte, por ter me regado e acreditar que daqui cresceriam raízes fortes.

Agradeço ao Dr. Marcos Sobral, você só reafirma que devo ter acertado em algo nesta vida por ter tanta sorte em ter pessoas como você como referência, como norte. Obrigada por toda inspiração para meus estudos com Myrtaceae, por todo apoio, por cada ensinamento e nome dado para as plantinhas, pelas novas espécies, por estar junto sempre que foi preciso.

Agradeço ao Dr. Marcelo Bueno, que me mostrou a importância da palavra parceria, obrigada por toda disponibilidade com as análises, por ser ajuda e por se fazer presente na distância sempre com um simpático e honesto “qualquer coisa estou aqui”, parece simples, mas é muito bom ter com quem contar.

Agradeço ao Dr. Pedro Villa, um venezuelano mineiro, que chegou no último minuto do segundo tempo e mudou todo o jogo, nos trouxe novas abordagens, confiou sem me conhecer, multiplicou dados em um novo capítulo para a tese, abriu horizontes, possibilidades, prosperou com tua atenção e disponibilidade incondicional.

Agradeço a cada um que foi no trabalho de campo comigo e vocês não fazem ideia do quanto este agradecimento para mim é especial. Por trás de cada dado, cada parágrafo, cada capítulo tem o suor de vocês ao medir exatamente 3.566 árvores. Tudo só foi possível com a ajuda de vocês que junto andaram muito, subiram montanhas, passaram fome, sede, frio, chuva, se perderam, ficaram na serra sem lanterna no escuro, levantaram mil vezes o podão, marcaram parcelas, coletaram solos, viram a mula fugir com a comida morro abaixo, mas persistiram, me trouxeram as melhores histórias que poderia contar. Quando eu pensei em desistir vocês estavam ali, muito mais que parceiros de trabalho, amigos. Obrigada Nina Caldeira, José Hugo, Lucas Deziderio, Camila Nardy, Monize Altomare, Lucas Gonçalves, Patrícia Duffles, Mariano Alvez-Valles, Samyra Furtado, Luciana Pereira, Ludmyla Cruz, Pedro Cardoso, Breno Moreira, Taísa Souza, Érica Rievers.

Agradeço em especial à MSc. Pâmela Tavares quem montou o primeiro shape e banco de dados utilizado no presente trabalho e à MSc Luciana Pereira por ter cedido

seu shape da Serra da Mantiqueira utilizado em seu estudo e em nosso trabalho. Obrigada com muito carinho por compartilharem o trabalho e conhecimento de vocês para nossa realização.

Agradeço a quem com conhecimento validou, analisou comigo cada exemplar e identificou as espécies para o trabalho como um todo. Nada seria possível sem o trabalho realizado para chegar em cada nome, cada espécie. Obrigada MSc André Luiz Pereira por ajudar na determinação das espécies e aos especialistas da família Myrtaceae: Dr^a Carlyne Proença, Dr. Augusto Giaretti, MSc. Aline Standisk, Dr. Leonardo Meireles, Dr^a Mariana Bunger, MSc Fábio Speck.

Agradeço em especial à Nina Caldeira de Souza, se as palavras companhia e disponibilidade pudessem ganhar mais um sinônimo seria o seu nome. Não tenho como descrever tudo que você fez para este trabalho, tudo que compilou e organizou de dados. Este trabalho é nosso. Que você sempre saiba disto.

Agradeço no geral a todos do Laboratório de Ecologia Vegetal e Herbário CESJ da UFJF, por toda força, companhia e pelos muitos momentos descontraídos que davam gás para continuar nas pausas para o café e almoço.

Agradeço aos amigos que mantiveram o alicerce forte fora dos muros da Universidade, pois uma tese não se constrói sem apoio emotivo, para vocês que foram força incondicional: Natália Cunha, Carolina Freitas, Mayara Nable, Amanda Manso, Talita Del-Penho, Sana Keller, Michelly Cavalcante, Alessandra Castelo Branco, Cristianne Kiffer, Isabela Lopes, Emila, Luiza Paiva, Narjara Lopes, Carolina Matozinhos, Joana Miloski. Se transformasse todas as horas de atenção e apoio em terapia vocês seriam ricas.

Agradeço ao IEF e ICMBIO pelas licenças concedidas para realização de cada amostragem, por toda atenção e infraestrutura disponibilizada. Agradeço aos gestores das Unidades de Conservação por ter nos recebido como se os Parques também fossem nossas casas.

Agradeço aos amigos Lúcio Moreira Lima e Leonardo Moreira Lima proprietários da RPPN Chapadão da Serra Negra, por permitirem, apoiarem, fornecerem logística e infraestrutura para realização das coletas, por todo apoio profissional, emotivo e por construírem novas referências de conservação na Mantiqueira.

Agradeço a todo corpo de trabalho da Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza por todo apoio logístico para realização da tese, toda atenção para todas as minhas solicitações e necessidades, por toda compreensão e incentivo.

Agradeço a todos membros da banca por terem aceitado o convite para ler, contribuir, somar para melhoria deste trabalho, vocês com certeza são parte muito importante desta construção.

Agradeço à CAPES pela bolsa concedida, sem hipocrisias tudo se tornou possível com seu financiamento mensal sem atrasos no quinto dia útil. Que a ciência persista e resista a queda na quantidade de bolsas e recursos disponibilizados.

Agradeço ao CNPQ pela aprovação em edital Universal (Projeto 435598/2018-0) de um de nossos projetos que viabilizou alguns dos trabalhos de campo e possibilitou novas oportunidades de estudos e conhecimento da Serra da Mantiqueira.

Rio de vida, verde que corre
Lágrima da Mantiqueira
Corre por Minas Gerais
Cresce por Minas Gerais
Nasce na serra, na serra fina
E se destina quem queira
Querer a quem se destina
Água na mão cristalina
Que este rio venha nos molhar
Seu frescor venha banhar
Nosso amor fecundar
O chão de vida feliz
No seu navegar de viver e se dar
Vendo os paturís e garças
Aprendendo a voar, a voar
Vale dourado, vale do Tuá
Fonte de muitas ribeiras
Berço das águas mineiras
Que fazem as cachoeiras
Entre as pedras
Lavando as quedas
Faz seus remansos de paz
Num grande lago descansa
Inventa seu próprio mar
Que este rio venha nos molhar
Seu frescor venha banhar
Nosso amor fecundar
O chão de vida feliz
No seu navegar de viver e se dar
Vendo os paturís e garças
Aprendendo a voar, a voar
(Ceumar, 2014)

RESUMO

Áreas montanhosas são formações estruturalmente heterogêneas e devido a isso, são ambientes de alta diversidade, endemismo e altamente ameaçados devido a mudanças climáticas e fatores locais de perda de biodiversidade. A Serra da Mantiqueira (SM), no sudeste brasileiro, é um desses ambientes, classificada com importância extremamente alta para conservação e cuja flora não tem sua distribuição bem conhecida. Dentro das diversas formações vegetais da SM, destacam-se as florestas nebulares, que apresentam inúmeros serviços ecossistêmicos e que devido a interações complexas com nuvens ou nevoeiros, que dão o seu nome, são consideradas um dos ecossistemas mais raros e ameaçados do mundo. Considerando a importância dos ambientes montanos e das florestas nebulares para os serviços ecossistêmicos, e tendo em vista o desconhecimento de padrões de distribuição da flora para a SM e para as florestas nebulares, utilizamos Myrtaceae como um grupo “modelo” para o desenvolvimento do nosso trabalho. A família Myrtaceae, devido a seu amplo conhecimento e importância em comunidades do domínio atlântico, é bom modelo para estudos evolutivos e ecológicos, bem como um bom preditor para a diversidade de angiospermas. Neste contexto, nosso trabalho foi dividido em quatro capítulos, todos com análises em escala regional para a SM. O primeiro capítulo busca compreender como as espécies se distribuem nos gradientes altitudinais e edáficos, através da amostragem fitossociológica de sete fragmentos de florestas nebulares ao longo da SM. No segundo capítulo, através do banco de dados fitossociológicos formado, buscamos quantificar o estoque de carbono nas florestas nebulares da SM, abordando as espécies hiperdominantes em carbono que compõem as comunidades ao longo do gradiente altitudinal. Já para o terceiro capítulo montamos um banco de dados com o levantamento de todos os registros de Myrtaceae ocorrentes nos municípios delimitados para a SM, com o qual verificamos os padrões de distribuição geográfica e conservação de espécies de Myrtaceae, influência do esforço amostral, lacunas, e a eficácia das Unidades de Conservação na proteção de espécies ameaçadas. Além disto, geramos uma lista com 354 espécies de Myrtaceae ocorrentes na SM. O quarto capítulo foi desenvolvido a partir deste mesmo banco de dados, a partir do qual filtramos todas as espécies de Myrtaceae que ocorriam com exclusividade nas as florestas nebulares para análise de modelagem de espécies e preditiva. Buscamos compreender como as mudanças climáticas futuras podem afetar as florestas nebulares na SM e as implicações

das mesmas na conservação, considerando a vulnerabilidade atual dessas florestas às mudanças climáticas em todo o planeta. De forma geral concluímos que as espécies que se destacam na composição florística e caracterizam as florestas nebulares correspondem a espécies hiperdominantes em carbono, inclusive espécies ameaçadas de extinção, ao mesmo tempo que pertencem a linhagens ou gêneros que podem se tornar ameaçados com o avanço das mudanças climáticas. Nosso trabalho traz informações preciosas para embasar estratégias de conservação para a SM, em especial para as florestas nebulares, ambientes únicos que desempenham importantes serviços ecossistêmicos, bem como são fundamentais para o estoque de carbono e extramamente sensíveis às mudanças climáticas.

Palavras-chave: Ecologia. Domínio Atlântico. Serra da Mantiqueira. Florestas nebulares. Myrtaceae.

ABSTRACT

Montane regions are structurally heterogeneous formations, and therefore environments of high diversity and endemism. They are highly threatened due to climate change and local factors of biodiversity loss. Serra da Mantiqueira (SM), in southeastern Brazil, is one of these environments, classified with extremely high importance for conservation and whose flora distribution is not well known. Within the various plant formations of the SM, cloud forests are highlighted, presenting countless ecosystem services. Due to complex interactions with clouds or fogs, these forests are considered one of the rarest and most threatened ecosystems in the world. Considering the importance of montane environments and cloud forests for ecosystem services, and the lack of knowledge regarding the distribution patterns for SM and cloud forest species, we use Myrtaceae as a 'model' group for the development of our work. The Myrtaceae family, due to its broad knowledge and importance in Atlantic domain communities, is a fair model for evolutionary and ecological studies, as well as a good predictor for angiosperm diversity. We divided our work into four chapters, with regional-scale analyses for the SM. The first chapter aims to understand how the species are distributed in the altitudinal and soil gradients, through a phytosociological sampling of seven cloud forests patches along with the SM. In the second chapter, through the formed phytosociological database, we sought to quantify the carbon stock in the SM cloud forests, highlighting the hyperdominant carbon species that form the communities along the altitudinal gradient. In the third chapter, we formed a database with all records of Myrtaceae occurring in the municipalities of the SM to verify the patterns of geographical distribution and conservation of Myrtaceae species, sampling effort influence, gaps, and the Conservation Units' effectiveness in protecting endangered species. Additionally, we listed the 354 Myrtaceae species occurring in the SM. The fourth chapter was developed from the same database. We filtered all Myrtaceae species occurring exclusively in cloud forests for species modeling and predictive analysis. We sought to understand how future climate changes may affect cloud forests in SM and their conservation implications, considering the current vulnerability to climate change of these forests across the planet. In general, we concluded that the species that characterize the studied cloud forests and are the main

species in its floristic composition correspond to hyperdominant species in carbon, including threatened species. At the same time, these species belong to lineages or genus that may become threatened with the advance of climate change. Our work brings precious information to underpin conservation strategies for SM, especially for cloud forests, unique environments that perform important ecosystem services, as well as are critical to carbon stocks and extremely sensitive to climate change.

Keywords: Ecology. Atlantic Domain. Serra da Mantiqueira. Cloud forests. Myrtaceae.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	17
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22
2	CAPÍTULO 1: VARIAÇÕES FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS DE COMUNIDADES ARBÓREAS EM GRADIENTES ALTITUDINAIS NAS FLORESTAS NEBULARES ATLÂNTICAS	27
3	CAPÍTULO 2: ARMAZENAMENTO DE CARBONO ACIMA DO SOLO AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL EM FLORESTAS NEBULARES NEOTROPICAIS: TESTANDO OS EFEITOS DE FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS.....	81
4	CAPÍTULO 3: O PAPEL CRUCIAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO CONHECIMENTO E NA PROTEÇÃO DA FLORA: UM ESTUDO DE CASO COM MYRTACEAE NA SERRA DA MANTIQUEIRA, SUDESTE DO BRASIL.....	138
5	CAPÍTULO 4: IMPACTO DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS NA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS DAS FLORESTAS NEBULARES DA SERRA DA MANTIQUEIRA, SUDESTE, BRASIL	177
6	CONCLUSÕES GERAIS.....	207

1 INTRODUÇÃO GERAL

Montanhas se formam a partir de diferentes processos tectônicos e estão inseridas em diversas regiões florísticas do globo, destacando-se na paisagem de forma imponente, intrigante e misteriosa chamando atenção de pesquisadores pelo mundo todo (KÖRNER, 1999). As montanhas são caracterizadas por distintos valores e fatores abióticos, bióticos, sociais, culturais, econômicos e espirituais. Devido à sua produtividade agrícola, clima favorável, segurança e riqueza de recursos naturais, as montanhas são centros de antigas residências humanas, fontes de subsistência e atividades socioeconômicas (MARTINELLI, 2007; GUO *et al.*, 2018; KIDANE *et al.*, 2019). Estruturalmente, as áreas montanhosas são muito heterogêneas devido à combinação de fatores como a altitude, topografia, variáveis edáficas e climáticas verifica-se a ocorrência de ambientes diferenciados e formações vegetacionais específicas (CHAVERRI-POLINI, 1998; MARTINELLI, 2007). As montanhas são ambientes de alta diversidade quando comparada aos ecossistemas de menor elevação, com grande número de espécies endêmicas e elevado grau de ameaça (CHAVERRI-POLINI, 1998; MARTINELLI, 2007; EISENLOHR *et al.*, 2013; TRIGAS *et al.*, 2013). Funcionalmente, as montanhas são essenciais para conservação da biodiversidade, para o aporte hídrico para as grandes bacias hidrográficas do mundo (MARTINELLI, 2007; NASCIMENTO *et al.*, 2010; POMPEU *et al.*, 2018; APARECIDO *et al.*, 2018). No entanto, esses ecossistemas preciosos estão ameaçados pelas mudanças climáticas e pelo uso da terra, juntamente com outros fatores locais de perda de biodiversidade (SALA *et al.*, 2000; PEPIN *et al.*, 2015; VAN BEUSEKOM *et al.*, 2017; STEINBAUER *et al.*, 2018; POMPEU *et al.*, 2018; GUO *et al.*, 2018; KIDANE *et al.*, 2019)

Uma das principais formações montanhosas do leste brasileiro no domínio Atlântico corresponde à Serra da Mantiqueira, que se estende pelos Estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo. O termo Mantiqueira parece ter se originado na toponímia geográfica tupi-guarani com a provável significação de “local de precipitações abundantes” ou “local em que se originam as águas” (GONZAGA; MENINI NETO, 2017; POMPEU *et al.*, 2018). Existe divergência sobre sua exata delimitação geográfica, sendo sua abrangência ora mais reduzida, ora mais ampliada (MACHADO-FILHO *et al.*, 1983). No entanto, há certo consenso de que se encontra

inserida no domínio Atlântico, com áreas fronteiriças de Cerrado e apresenta diferentes formações vegetacionais, sendo composta por florestas altomontanas, florestas de araucária, campos de altitude, campos rupestres e inselbergues (MEIRELLES *et al.*, 2014; GONZAGA; MENINI NETO, 2017). De acordo com o estudo realizado pelo MMA (2007), que diz respeito às áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade realizada para todo o território brasileiro, pode-se observar que a Serra da Mantiqueira apresenta classificação de importância como “extremamente alta” em sua maior parte. No entanto, sua flora não é suficientemente conhecida para garantir um desenvolvimento capaz de preservar sua diversidade florística (PELLISARI; ROMANIUC-NETO, 2013) e os dados de distribuição estão fragmentados em vários estudos, o que torna necessária uma ampla compilação para melhor visão geral do conhecimento da flora, bem como os padrões de distribuição geográfica ao longo desta cordilheira (GONZAGA; MENINI NETO, 2017).

Dentro das formações vegetacionais da Serra da Mantiqueira se destacam as Florestas Nebulares que geralmente ocorrem com coberturas freqüentes de nuvens e nevoeiros (BRUIJNZEEL *et al.*, 2011). Elas compõem uma unidade florística e fitogeográfica distinta (BERTONCELLO *et al.*, 2011), condicionada por interações complexas entre condições climáticas, topográficas e circulação de ar (SCATENA *et al.*, 2010). As Florestas Nebulares estão entre os ecossistemas mais raros e ameaçados do mundo (BRUIJNZEEL *et al.*, 2011), ocupando uma área estimada em 215.000 km², o que corresponde a apenas 1,4% de todas as florestas tropicais e 6,6% de todas as florestas tropicais montanas (SCATENA *et al.*, 2010). Embora ocupem uma área fragmentada e pequena, contêm um grande número de espécies com distribuição geográfica restrita a condições de áreas de alta altitude, com muitas espécies endêmicas, enfatizando a importância biológica e biogeográfica dessas florestas (BERTONCELLO *et al.*, 2011; MEIRELES; SHEPHERD, 2015). As Florestas Nebulares apresentam inúmeros serviços ecossistêmicos, dentre os quais: proteção das encostas (Becker *et al.*, 2013), entrada adicional de água por interceptação de nuvens nas cabeceiras das bacias hidrográficas (BRUIJNZEEL *et al.*, 2011; ARCOVA, 2013; POMPEU *et al.*, 2014), estoques de carbono (GIRARDIN *et al.*, 2010; MOSER *et al.*, 2011; GIRARDIN *et al.*, 2014) e proteção de espécies endêmicas e ameaçadas. No entanto, essa formação está ameaçada por mudanças climáticas nos cenários de aquecimento global (PONCE-REYES *et al.*, 2012; PONCE-REYES *et al.*, 2013; MARTIN; BELLINGHAM, 2016; POMPEU *et al.*, 2018) e uso da terra com a conversão de florestas em agricultura e

pastagens, invasões biológicas e construções de estradas (SCATENA *et al.*, 2010; PONCE-REYES *et al.*, 2012).

Os serviços ecossistêmicos podem ser definidos como os serviços diretos e indiretos contribuições dos ecossistemas para o bem-estar humano (FUNDAÇÕES TEEB, 2010). As pessoas dependem da natureza de várias formas e há uma preocupação crescente sobre como o atual e insustentável uso de recursos naturais comprometerá o bem-estar humano (PIRES *et al.*, 2020). Segundo o Relatório do Primeiro Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (JOLY *et al.*, 2015) a vegetação nativa é fonte de diversos recursos e serviços ecossistêmicos dentre eles: alimentares; produtos advindos da extração vegetal madeira e não madeira; produção de energia renovável; recursos medicinais, bioquímicos e genéticos; regulação do clima; armazenamento de carbono; regulação da qualidade das águas continentais e costeiras; manutenção de habitat para polinizadores de culturas agrícolas e para organismos que exercem o papel de controlador de pragas; prevenção de erosão e assoreamento de rios; regulação de microclimas; regulação de patógenos e vetores de doenças; além do apoio à identidades com grande pluralidade cultural, uma vez que a cultura e a identidade de um povo estão intrinsecamente ligadas aos elementos tangíveis e intangíveis da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.

Manter opções para usufruir dos benefícios da natureza no futuro exige estratégias e ações em diferentes escalas. Numa perspectiva regional, inclui o princípio de assegurar redes de áreas protegidas que possibilitarão a migração de organismos em cenários de mudanças climáticas e, com isso, a adaptação dos ecossistemas como um todo, preservando a biodiversidade regional e os serviços ecossistêmicos (JOLY *et al.*, 2015). As Unidades de Conservação cobrem cerca de 15% do território nacional e, somente no âmbito federal, somam 327 unidades, sendo 180 de uso sustentável e 147 de proteção integral (MMA, 2020). Considerando a importância dos ambientes montanos e das Florestas Nebulares para os serviços ecossistêmicos em escala regional, aliado ao desconhecimento de padrões de distribuição da flora para a Serra da Mantiqueira como um todo e para este importante tipo vegetacional em destaque que são as Florestas Nebulares, utilizamos a família Myrtaceae como um grupo “modelo” para o desenvolvimento do nosso trabalho. Myrtaceae é considerada a sétima maior família de angiospermas do mundo (cerca de 6040 espécies; GOVAERTS *et al.*, 2018), de ampla distribuição e razoável conhecimento taxonômico e filogenético (LUCAS; BÜNGER, 2015). No Brasil, existem 21 gêneros e aproximadamente 990 espécies, 83% delas

endêmicas. O domínio Atlântico é considerado um dos maiores centros da diversidade da família, e se destaca pela alta riqueza em estudos florísticos e fitossociológicos (MORI *et al.*, 1983; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; FRANÇA; STEHMANN 2004; CARVALHO *et al.*, 2005; MEIRELES *et al.*, 2008; COSTA *et al.*, 2011; VALENTE *et al.*, 2011; MEIRELES ;SHEPHERD, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2016; 2018; SANTANA *et al.*, 2018; MOREIRA *et al.*, 2018). Existe uma crescente compreensão da importância ecológica das Myrtaceae (LUGHADHA *et al.*, 2018), como grupo chave nos ecossistemas florestais, que fornece recursos aos polinizadores e dispersores de sementes, com disponibilidade contínua de alimentos ao longo do ano para diversos frugívoros (PIZO, 2002; GRESSLER, 2006; STAGGEMEIER *et al.*, 2010; 2017). Considerando a importância florística, estrutural e ecológica do grupo, Myrtaceae representa um bom modelo para estudos evolutivos e ecológicos, bem como um bom preditor para a diversidade de angiospermas (MURRAY-SMITH *et al.*, 2009).

Neste contexto, nosso trabalho foi dividido em quatro capítulos, todos com análises em escala regional para a Serra da Mantiqueira, sudeste, Brasil. No primeiro capítulo através da amostragem fitossociológica de sete fragmentos de Florestas Nebulares em diferentes Unidades de Conservação ao longo da Serra, podemos compreender melhor como as espécies se distribuem nos gradientes altitudinais e edáficos. Amostramos 3.566 indivíduos, distribuídos em 57 famílias, 114 gêneros e 286 espécies, com destaque para a família Myrtaceae com 72 espécies. Foram encontradas 15 espécies ameaçadas de extinção e uma endêmica para a Serra da Mantiqueira. No segundo capítulo, utilizamos o banco de dados fitossociológico gerado no primeiro para uma abordagem voltada para o armazenamento de carbono nas Florestas Nebulares e para as espécies hiperdominantes que compõem estas comunidades. Buscamos através deste capítulo quantificar o AGC nas Florestas Nebulares da Serra da Mantiqueira ao longo de um gradiente altitudinal e edáfico.

Já para o terceiro capítulo montamos um banco de dados com levantamento de todos os registros de Myrtaceae ocorrentes nos 398 municípios delimitados para a Serra da Mantiqueira. A delimitação que utilizamos foi proposta por PEREIRA (2018) e vem sendo empregada pelo nosso grupo de trabalho, para análises biogeográficas com diversos grupos de plantas. A partir deste shape podemos verificar os padrões de distribuição geográfica e conservação de espécies de Myrtaceae na Serra da Mantiqueira, influência do esforço amostral, lacunas, e a eficácia das Unidades de Conservação para salvar espécies ameaçadas. Além disto, geramos uma lista com

354 espécies de Myrtaceae ocorrentes na Serra da Mantiqueira, com distribuição geográfica e status de ameaça, um importante produto para futuros trabalhos. Desenvolvemos o quarto capítulo a partir deste mesmo banco de dados, a partir do qual filtramos todas as espécies de Myrtaceae que ocorriam com exclusividade para as Florestas Nebulares para análise de modelagem de nicho e preditiva. Buscamos compreender a partir deste último capítulo, como as mudanças climáticas futuras podem afetar as Florestas Nebulares na Serra da Mantiqueira e as implicações das mesmas na conservação, considerando a sensibilidade destas florestas ao clima, sua distribuição fragmentada e vulnerabilidade atual dessas comunidades montanas no mundo todo.

Nosso trabalho gerou muitas apresentações em congressos, apresentações de palestras e cursos nas Unidades de Conservação onde foram realizadas as coletas e recebeu um prêmio de terceiro melhor trabalho no V Simpósio Brasileiro de Biologia da Conservação em 2019. Apresentamos a seguir os capítulos em formato de artigos, os quais já foram ou estão sendo submetidos para diversas revistas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APARECIDO, Luiza Maria T. *et al.*, Ecohydrological drivers of Neotropical vegetation in montane ecosystems. **Ecohydrology**, v. 11, n. 3, p. 1932-1932, 12 jan. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1932> .

ARCOVA, F.C.s.. **Avaliação do potencial hidrológico dos nevoeiros e da precipitação oculta em ambiente de Floresta Ombrófila Densa Montana na Serra do Mar, Cunha, SP.** 2013. 175 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Geografia Física, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

BECKER, C. G. *et al.*, The Brazilian Adirondacks? **Science**, v. 340, n. 6131, p. 428-428, 25 abr. 2013. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.340.6131.428-a> .

BERTONCELLO, Ricardo *et al.*, A phytogeographic analysis of cloud forests and other forest subtypes amidst the Atlantic forests in south and southeast Brazil. **Biodiversity And Conservation**, v. 20, n. 14, p. 3413-3433, 18 ago. 2011. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0129-6> .

BRUIJNZEEL, L. A. *et al.*, **Tropical Montane Cloud Forests.** Cambridge: Cambridge University Press, 2011.

CHAVERRI-POLINI, A.. Mountains, biodiversity and conservation. **Unasyuva (Fao)**, v. 195, n. 49, p. 24-54, nov. 1998.

COSTA, Malcon do Prado *et al.*, Estrutura e diversidade da comunidade arbórea de uma floresta superomontana, no Planalto de Poços de Caldas (MG). **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, p. 711-725, 30 dez. 2011. Universidad Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/198050984515> .

EISENLOHR, Pedro V. *et al.*, Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity And Conservation**, v. 22, n. 12, p. 2767-2783, 31 ago. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0553-x> .

FOUNDATIONS, Teeb. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB):** ecological and economic foundations. London: Earthscan, 2010.

FRANÇA, Glauco S.; STEHMANN, João R.. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 1, p. 19-30, mar. 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042004000100003> .

GIRARDIN, C. A. J. *et al.*, Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. **Global Change**

Biology, v. 16, n. 12, p. 3176-3192, 14 abr. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02235.x> .

GIRARDIN, Cécile A.J. *et al.*, Spatial patterns of above-ground structure, biomass and composition in a network of six Andean elevation transects. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 161-171, 17 set. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2013.820806> .

GOVAERTS, R. *et al.*, **World Checklist of Myrtaceae**. 2020. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. Disponível em: <http://wcsp.science.kew.org/>. Acesso em: 30 maio 2020.

GRESSLER, Eliana *et al.*, Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 4, p. 509-530, dez. 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042006000400002> .

GUO, Fengyi; LENOIR, Jonathan; BONEBRAKE, Timothy C.. Land-use change interacts with climate to determine elevational species redistribution. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 1315-1315, 3 abr. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-018-03786-9> .

JOLY, C. A. *et al.*, **Primeiro Diagnóstico de Biodiversidade & Serviços Ecosistêmicos**. 2015. In Plataforma Brasileira de Biodiversidade & Serviços Ecosistêmicos. Disponível em: <https://www.bpbes.net.br>. Acesso em: 20 jun. 2020.

KIDANE, Yohannes O.; STEINBAUER, Manuel Jonas; BEIERKUHNLIN, Carl. Dead end for endemic plant species? A biodiversity hotspot under pressure. **Global Ecology And Conservation**, v. 19, p. 00670-00670, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00670> .

KÖRNER, C.. **Alpine Plant Life: functional plant ecology of high mountain ecosystems**. Berlim, Heidelberg: Springer-Verlag, 1999.

LUCAS, Eve J.; BÜNGER, Mariana O.. Myrtaceae in the Atlantic forest: their role as a model group. **Biodiversity And Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2165-2180, 29 ago. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0992-7> .

LUGHADHA, Eimear M. Nic *et al.*, Harnessing the potential of integrated systematics for conservation of taxonomically complex, megadiverse plant groups. **Conservation Biology**, v. 33, n. 3, p. 511-522, 19 fev. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13289> .

MACHADO-FILHO, L. *et al.*, **Projeto Radam Brasil, Geologia. Folhas SF: 23/24, Rio de Janeiro/Vitória**. 1983. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/bibliotecacatalogo?id=217129&view=detalhes>. Acesso em: 30 maio 2020.

MARTIN, Patrick H.; BELLINGHAM, Peter J.. Towards integrated ecological research in tropical montane cloud forests. **Journal Of Tropical Ecology**, v. 32, n. 5, p. 345-

354, set. 2016. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0266467416000432> .

MARTINELLI, Gustavo. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 587-597, dez. 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042007000400005> .

MEIRELES, Leonardo Dias *et al.*, Composição florística da vegetação altimontana do distrito de Monte Verde (Camanducaia, MG), Serra da Mantiqueira Meridional, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 65, n. 4, p. 831-859, dez. 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201465403> .

MEIRELES, Leonardo Dias *et al.*, Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 4, p. 0-0, dez. 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042008000400003> .

MEIRELES, Leonardo Dias; SHEPHERD, George John. Structure and floristic similarities of upper montane forests in Serra Fina mountain range, southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 1, p. 58-72, mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb3509> .

MMA. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. 2017. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs.html>. Acesso em: 29 maio 2020.

MOREIRA, Breno *et al.*, Phanerogamic flora and phytogeography of the Cloud Dwarf Forests of Ibitipoca State Park, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. 0-0, 16 abr. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0506> .

MORI, Scott A. *et al.*, Ecological Importance of Myrtaceae in an Eastern Brazilian Wet Forest. **Biotropica**, v. 15, n. 1, p. 68-70, mar. 1983. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/2388002> .

MOSER, Gerald *et al.*, Elevation effects on the carbon budget of tropical mountain forests (S Ecuador): the role of the belowground compartment. **Global Change Biology**, v. 17, n. 6, p. 2211-2226, 17 jan. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02367.x> .

MURRAY-SMITH, Charlotte *et al.*, Plant Diversity Hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. **Conservation Biology**, v. 23, n. 1, p. 151-163, fev. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01075.x> .

NASCIMENTO, Francisco Haroldo Feitosa do *et al.*, Diversidade arbórea das florestas alto montanas no Sul da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 3, p. 674-685, set. 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062010000300011> .

OLIVEIRA-FILHO, Ary T.; FONTES, Marco Aurelio L.. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of

Climate1. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 793-810, dez. 2000. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x> .

PELISSARI, Gisela; ROMANIUC NETO, Sergio. Ficus (Moraceae) da Serra da Mantiqueira, Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 1, p. 91-111, mar. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s2175-78602013000100009> .

PEPIN, N *et al.*, Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 5, p. 424-430, 23 abr. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2563> .

PIRES, Aliny P.F. *et al.*, Ecosystem services or nature's contributions? Reasons behind different interpretations in Latin America. **Ecosystem Services**, v. 42, p. 0-0, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101070> .

PIZO, M. A.. The seed-dispersers and fruit syndromes of Myrtaceae in the Brazilian Atlantic forest. In: LEVEY, D. J. *et al.*, **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. England: Cabi Publishing, 2002. p. 129-145.

POMPEU, Patrícia Vieira *et al.*, Assessing Atlantic cloud forest extent and protection status in southeastern Brazil. **Journal For Nature Conservation**, v. 43, p. 146-155, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2018.04.003> .

POMPEU, Patrícia Vieira *et al.*, Floristic composition and structure of an upper montane cloud forest in the Serra da Serra da Mantiqueira of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 3, p. 456-464, set. 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb3239> .

PONCE-REYES, Rocio *et al.*, Extinction risk in cloud forest fragments under climate change and habitat loss. **Diversity And Distributions**, v. 19, n. 5-6, p. 518-529, maio 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12064> .

PONCE-REYES, Rocío *et al.*, Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate change. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 6, p. 448-452, 18 mar. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1453> .

RIBEIRO, J. H. C. *et al.*, The woody vegetation of quartzite soils in a mountain landscape in the Atlantic Forest Domain (south-eastern Brazil): structure, diversity and implications for conservation. **Edinburgh Journal Of Botany**, v. 74, n. 1, p. 15-32, 15 dez. 2016. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s096042861600024x> .

RIBEIRO, José Hugo Campos *et al.*, Composition, structure and biodiversity of trees in tropical montane cloud forest patches in Serra do Papagaio State Park, southeast Brazil. **Edinburgh Journal Of Botany**, v. 75, n. 2, p. 255-284, 19 abr. 2018. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0960428618000082> .

SALA, O. E. *et al.*, Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 . **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770-1774, 10 mar. 2000. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.287.5459.1770> .

SANTANA, Lucas Deziderio *et al.*, Estrutura, Diversidade e Heterogeneidade de uma Floresta Ombrófila Mista Altomontana em seu extremo norte de distribuição (Minas Gerais). **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 567-579, 29 jun. 2018. Universidad Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509832039> .

SCATENA, F. N. *et al.*, **Tropical montane cloud forests**: science for conservation and management. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

STAGGEMEIER, Vanessa G. *et al.*, Hyperdominance in fruit production in the Brazilian Atlantic rain forest: the functional role of plants in sustaining frugivores. **Biotropica**, v. 49, n. 1, p. 71-82, 16 ago. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12358> .

STAGGEMEIER, Vanessa Grazielle *et al.*, The shared influence of phylogeny and ecology on the reproductive patterns of Myrteae (Myrtaceae). **Journal Of Ecology**, v. 98, n. 6, p. 1409-1421, 24 ago. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01717.x> .

STEINBAUER, Manuel J. *et al.*, Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. **Nature**, v. 556, n. 7700, p. 231-234, abr. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0005-6> .

TRIGAS, Panayiotis *et al.*, Elevational Gradient of Vascular Plant Species Richness and Endemism in Crete – The Effect of Post-Isolation Mountain Uplift on a Continental Island System. **Plos One**, v. 8, n. 3, p. 0-0, 12 mar. 2013. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0059425> .

VALENTE, Arthur Sérgio Mouço *et al.*, Composição, estrutura e similaridade florística da Floresta Atlântica, na Serra Negra, Rio Preto - MG. **Rodriguésia**, v. 62, n. 2, p. 321-340, jun. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201162209> .

VAN BEUSEKOM, Ashley E. *et al.*, Analyzing cloud base at local and regional scales to understand tropical montane cloud forest vulnerability to climate change. **Atmospheric Chemistry And Physics**, v. 17, n. 11, p. 7245-7259, 16 jun. 2017. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-17-7245-2017> .

2 CAPÍTULO 1

VARIAÇÕES FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS DE COMUNIDADES ARBÓREAS EM GRADIENTES ALTITUDINAIS NAS FLORESTAS NEBULARES ATLÂNTICAS¹

RESUMO

Os gradientes ambientais permitem mudanças graduais nos fatores abióticos através do espaço e do tempo e oferecem oportunidades para entender a relação entre a

¹ Manuscrito será submetido para a revista Flora

ocorrência da espécie e os preditores ecológicos. Nosso estudo teve como objetivo analisar os padrões e variações na composição florística e estrutural das florestas nebulares ao longo dos gradientes altitudinais e edáficos da Serra da Mantiqueira, sudeste do Brasil. As manchas de floresta nebulosa selecionadas para amostragem são distribuídas em sete localidades protegidas da Serra da Mantiqueira. Dez parcelas de 10x20m foram colocadas em cada uma das sete localidades, onde todas as árvores com circunferência ≥ 15 cm 1,30 m acima do solo foram medidas e identificadas. Os padrões de fertilidade do solo foram obtidos utilizando amostras compostas de solo de cada uma das 70 parcelas. Os resultados mostraram que existe uma variação florística e estrutural das manchas de floresta nebulosa nas sete localidades em gradientes altitudinais e edáficos, confirmando as hipóteses acordadas. O aumento da altitude provocou um padrão de diminuição da riqueza, aumento da área basal e dominância. Apesar da alta heterogeneidade no nível das espécies, as análises de diversidade taxonômica mostram que estas manchas de floresta nebulosa formam uma unidade florística. Além disso, as manchas florestais são diferentes em fisionomia, compondo uma vegetação peculiar em escala regional, o que reforça a importância da conservação destes ecossistemas como um todo.

Palavras-chave: Floresta atlântica. Florestas montanas. Serra da Mantiqueira. Fitossociologia. Diversidade taxonômica.

ABSTRACT

The environmental gradients allow gradual changes in the abiotic factors through space and time and offer opportunities to understand the relation between the

species occurrence and the ecological predictors. Our study aimed to analyze the patterns and variations in the floristic and structural composition of cloud forests along the altitudinal and edaphic gradients from Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. The cloud forest patches selected to be sampled are distributed in seven protected sites from Serra da Mantiqueira. Ten plots of 10x20m were placed in each of the seven sites, where all the trees with circumference $\geq 15\text{cm}$ 1.30 m above the soil were measured and identified. The soil fertility patterns were obtained using samples composed from soil of each of the 70 plots. The results showed that there is floristic and structural variation of the Cloud Forests patches in the seven sites in altitudinal and edaphic gradients, confirming the agreed hypotheses. The increase in altitude provoked a pattern of diminish in richness, increase in basal area and dominance. Despite the high heterogeneity in the species level, the taxonomic diversity analyses show that these cloud forest patches shape a floristic unity. Besides, the forest patches are different in physiognomy, compounding a peculiar vegetation in regional scale, what reinforces the importance of conservation in these ecosystems as a whole.

Keywords: Atlantic Rainforest. Mountain forests. Serra da Mantiqueira. Phytosociology. Taxonomic diversity.

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais estão entre os ecossistemas terrestres mais diversos e complexos em todo o mundo (BARTHLOTT *et al.*, 2007; MARTINELLI, 2007). Essas florestas são altamente variáveis no espaço e muitas podem ser encontradas em terrenos

acidentados (GRADSTEIN *et al.*, 2008). De acordo com a Convenção da Diversidade Biológica (CDB), as montanhas são estruturalmente áreas que tendem a possuir as seguintes combinações físicas e biológicas: altas elevações, climas variados, seletividade de espécies devido à filtros ambientais e diferentes graus de fragilidade, com grande número de espécies endêmicas (CHAVERRI-POLINI, 1998; MARTINELLI, 2007; EISENLOHR *et al.*, 2013; TRIGAS *et al.*, 2013). Funcionalmente, as florestas são essenciais para o aporte hídrico para as grandes bacias hidrográficas do mundo. Elas também são importantes estoques de carbono e podem ser um abrigo para muitas populações (MARTINELLI, 2007; NASCIMENTO *et al.*, 2010; POMPEU *et al.*, 2018).

Os gradientes ambientais são mudanças graduais nos fatores abióticos através do espaço e do tempo, e oferecem oportunidades interessantes para entender a relação entre a ocorrência da espécie e os preditores de interesse, como solo, precipitação e temperatura (NETTESHEIM *et al.*, 2018a). Um gradiente ambiental que atrai atenção especial é o gradiente altitudinal com a variação nos padrões de riqueza de espécies, tema intensamente debatido na pesquisa ecológica (RAHBK, 1995; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; ZHAO *et al.*, 2005; KÖRNER, 2007; SANCHEZ *et al.*, 2013). No caso específico de cordilheiras tropicais, a contribuição de preditores ambientais e espaciais na distribuição das espécies é bastante variável, dificultando a síntese de tendências gerais, sendo improvável que estudos sobre esse assunto encontrem um modelo realista (JONES *et al.*, 2011; EISENLOHR *et al.*, 2013; ARELLANO *et al.*, 2016; NETTESHEIM *et al.*, 2018a). Isso mostra que ainda são necessários esforços adicionais para entender padrões e fatores de riqueza e composição da comunidade ao longo de gradientes altitudinais em montanhas tropicais (NETTESHEIM *et al.*, 2018a).

Variações fitofisionômicas das florestas do domínio Atlântico podem ser resultado da distribuição desigual das chuvas, da diversidade de gradientes edáficos (JOHN *et al.*, 2007; SLIK *et al.*, 2010; JONES *et al.*, 2013; ZWIENER *et al.*, 2019) e altitude, fatores que promovem a diversificação florística (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; MEIRELES *et al.*, 2008; EISENLOHR *et al.*, 2013; SANCHEZ *et al.*, 2013). De fato, solo e altitude são amplamente conhecidos como fatores essenciais para variações de vegetação (SANCHEZ-GONZALEZ; LOPEZ-MATA, 2005; WILLIAMS-LINERA *et al.*, 2013). Muitos fatores como temperatura, variação da pressão do ar, precipitação e sazonalidade, umidade e frequência das nuvens, velocidade do vento, exposição solar, declividade, profundidade e grupos de solos, taxas de decomposição do

solo e distância do oceano variam simultaneamente ao longo do gradiente altitudinal (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; SANCHEZ-GONZALEZ; LOPEZ-MATA, 2005; SCHEER *et al.*, 2011; WILLIAMS-LINERA *et al.*, 2013; POMPEU *et al.*, 2014; MEIRELES; SHEPHERD, 2015; WILSON; RHEMTULLA, 2018). Entre esses fatores, os nutrientes do solo são os que afetam principalmente o crescimento das plantas e a distribuição das espécies (JOHN *et al.*, 2007; ROSADO *et al.*, 2016; NETTESHEIM *et al.*, 2018b). Alterações nas condições ambientais relacionadas a esses fatores podem ocorrer e fornecer heterogeneidade no habitat montano em escalas locais (JONES *et al.*, 2011; NETTESHEIM *et al.*, 2018b), influenciando em vários níveis da comunidade, como em padrões de riqueza e composição das espécies (NETTESHEIM *et al.*, 2018b). Portanto, entender a importância relativa dos fatores ambientais continua sendo um desafio atual para conhecer os padrões de biodiversidade em escalas locais e regionais (ZWIENER *et al.*, 2019).

Devido à sua grande extensão geográfica, com áreas ao nível do mar e uma proporção substancial encontrada em cordilheiras que variam até altitudes acima de 2.000 m, as Florestas Atlânticas brasileiras apresentam alta heterogeneidade ambiental, com precipitação média anual entre 800 mm a 4.000 mm e temperatura média anual entre 15° a 25° C (STEHMANN *et al.*, 2009). As características edáficas apresentam diferenças consideráveis relacionadas à topografia (EMBRAPA, 2013). É considerada um hotspot de biodiversidade, com alta riqueza de espécies e altas taxas de endemismo de diferentes grupos de organismos (MYERS *et al.*, 2000; MURRAY-SMITH *et al.*, 2009). Estes remanescentes florestais mostram um sistema ideal para avaliar a estrutura espacial da diversidade de plantas e comparar com a importância relativa de diferentes fatores nas regiões tropicais montanas (NETTESHEIM *et al.*, 2018a; NETTESHEIM *et al.*, 2018b; ZWIENER *et al.*, 2019).

No domínio Atlântico brasileiro, existem algumas fitofisionomias florestais montanas dentre as quais, as Florestas Nebulares, geralmente ocorrem com coberturas frequentes de nuvens e nevoeiros (BRUIJNZEEL *et al.*, 2011). Elas compõem uma unidade florística e fitogeográfica distinta (BERTONCELLO *et al.*, 2011), condicionada por interações complexas entre condições climáticas, topográficas e circulação de ar (SCATENA *et al.*, 2010). Apresentam uma fisionomia peculiar com baixa estatura e alta densidade de indivíduos arbóreos com múltiplos fustes e com alta riqueza epifítica (FAHEY *et al.*, 2016; MOREIRA *et al.*, 2018). As Florestas Nebulares estão entre os ecossistemas mais raros e ameaçados do mundo (BRUIJNZEEL *et al.*,

2011), ocupando uma área estimada em 215.000 km², o que corresponde a apenas 1,4% do total das florestas tropicais e 6,6% do total das florestas tropicais montanas (SCATENA *et al.*, 2010). Embora ocupem uma área fragmentada e pequena, contêm um grande número de espécies com distribuição geográfica restrita a condições de áreas de alta altitude, com muitas espécies endêmicas, enfatizando a importância biológica e biogeográfica dessas florestas (BERTONCELLO *et al.*, 2011; MEIRELES; SHEPHERD, 2015).

As Florestas Nebulares apresentam inúmeros serviços ecossistêmicos, dentre os quais: proteção das encostas (BECKER *et al.*, 2013), entrada adicional de água por interceptação de nuvens nas cabeceiras das bacias hidrográficas (BRUIJNZEEL *et al.*, 2011; ARCOVA, 2013; POMPEU *et al.*, 2014), estoques de carbono (GIRARDIN *et al.*, 2010; 2014; MOSER *et al.*, 2011) e proteção de espécies endêmicas e ameaçadas. No entanto, essa formação está ameaçada por mudanças climáticas nos cenários de aquecimento global (PONCE-REYES *et al.*, 2012; PONCE-REYES *et al.*, 2013; MARTIN; BELLINGHAM, 2016; POMPEU *et al.*, 2018) e uso da terra com a conversão de florestas em agricultura e pastagens, invasões biológicas e construções de estradas (SCATENA *et al.*, 2010).

Para compreendermos melhor como as espécies das Florestas Nebulares se distribuem em gradientes ambientais no domínio Atlântico, nosso objetivo foi: analisar os padrões e variações na composição florística e estrutural de Florestas Nebulares ao longo de gradientes altitudinais e edáficos na Serra da Mantiqueira, região sudeste do Brasil. Nossas hipóteses consistem em: 1) com aumento da altitude a riqueza de espécies diminui; 2) com o aumento da altitude a densidade de indivíduos e a dominância de espécies aumentam, uma vez que as condições ambientais se tornam mais severas, 3) grandes semelhanças florísticas e baixa diversidade taxonômica entre as áreas estudadas, uma vez que compreendem a mesma unidade florística e fitogeográfica, 4) a riqueza de espécies será maior em áreas com maior fertilidade do solo e a dominância das espécies será maior nas áreas de menor fertilidade do solo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Nosso estudo foi realizado na Serra da Mantiqueira, que abrange os Estados do sudeste brasileiro de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo. Sete dos dez picos mais altos do Brasil são encontrados neste complexo de serras (IBGE, 2010). Além disso, é considerado um dos dez locais mais importantes para a conservação da biodiversidade mundial (LE SAOUT *et al.*, 2013). As áreas amostradas foram classificadas como Florestas Nebulares, com características típicas do microclima de altitude: baixa temperatura, alta pluviosidade, com cobertura frequente de nuvens mesmo nas estações mais secas, baixa insolação e forte ação do vento segundo Bruijnzeel *et al.*, (2011). Estas localidades encontram-se em sete áreas protegidas em diferentes categorias de Unidades de Conservação (Parques -Unidades de Proteção Integral, RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural e APA - Área de Preservação Ambiental) na Serra da Mantiqueira, sendo localidades que apresentam infraestrutura com alojamento e suporte para realização dos trabalhos de campo. Três áreas na Mantiqueira Meridional: Serra dos Marins (SMAR), Parque Nacional do Itatiaia (PNIT) e Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP); e quatro na Mantiqueira Setentrional: Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), Parque Nacional do Caparaó (PNCA), Parque Estadual do Ibitipoca (PEIB) e RPPN Chapadão da Serra Negra (RCSN) (Figuras 1 e 2). As pressões de cunho antrópico nestas localidades por estarem dentro de Unidades de Conservação caracterizam-se pelo turismo que nem sempre é controlado e ordenado, como o caso da Serra dos Marins na APA da Mantiqueira, além de queimadas esporádicas.

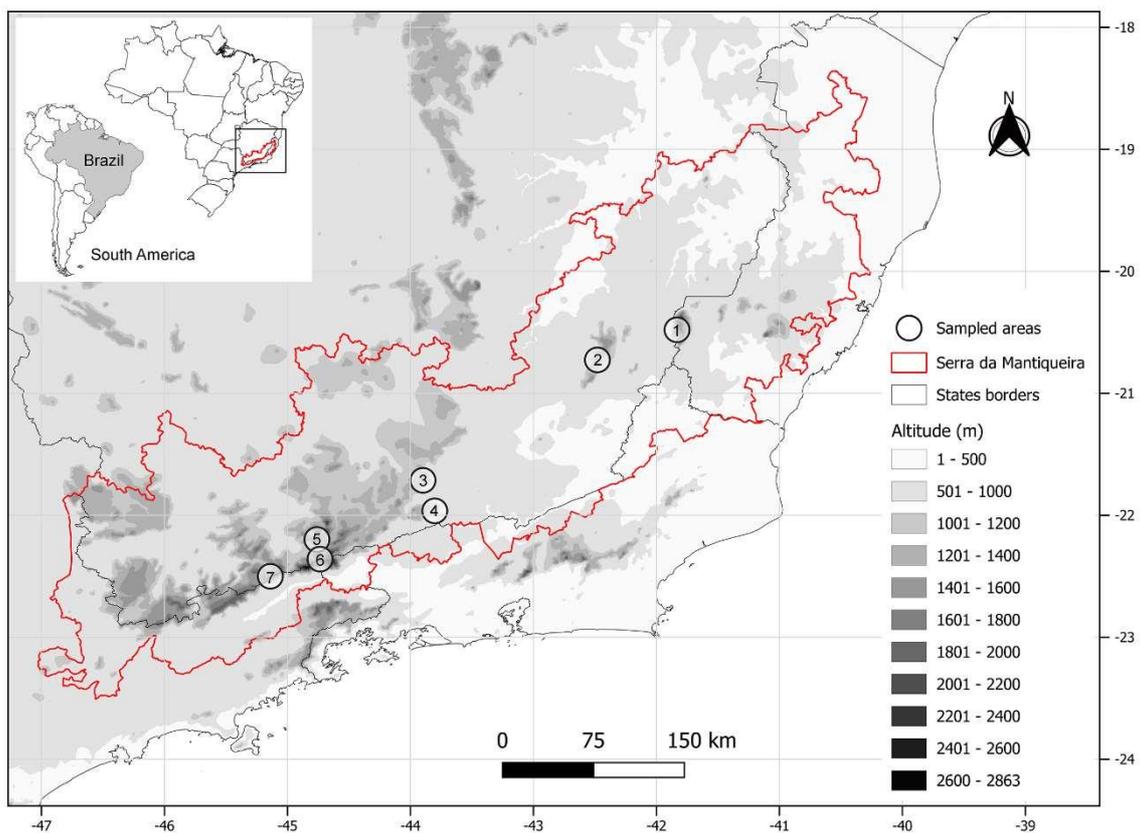


Figura 1: Mapa de localização das áreas amostradas, onde: 1) Parque Nacional do Caparaó; 2) Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; 3) Parque Estadual do Ibitipoca; 4) RPPN Chapadão da Serra Negra; 5) Parque Estadual da Serra do Papagaio; 6) Parque Nacional do Itatiaia; 7) Serra dos Marins.

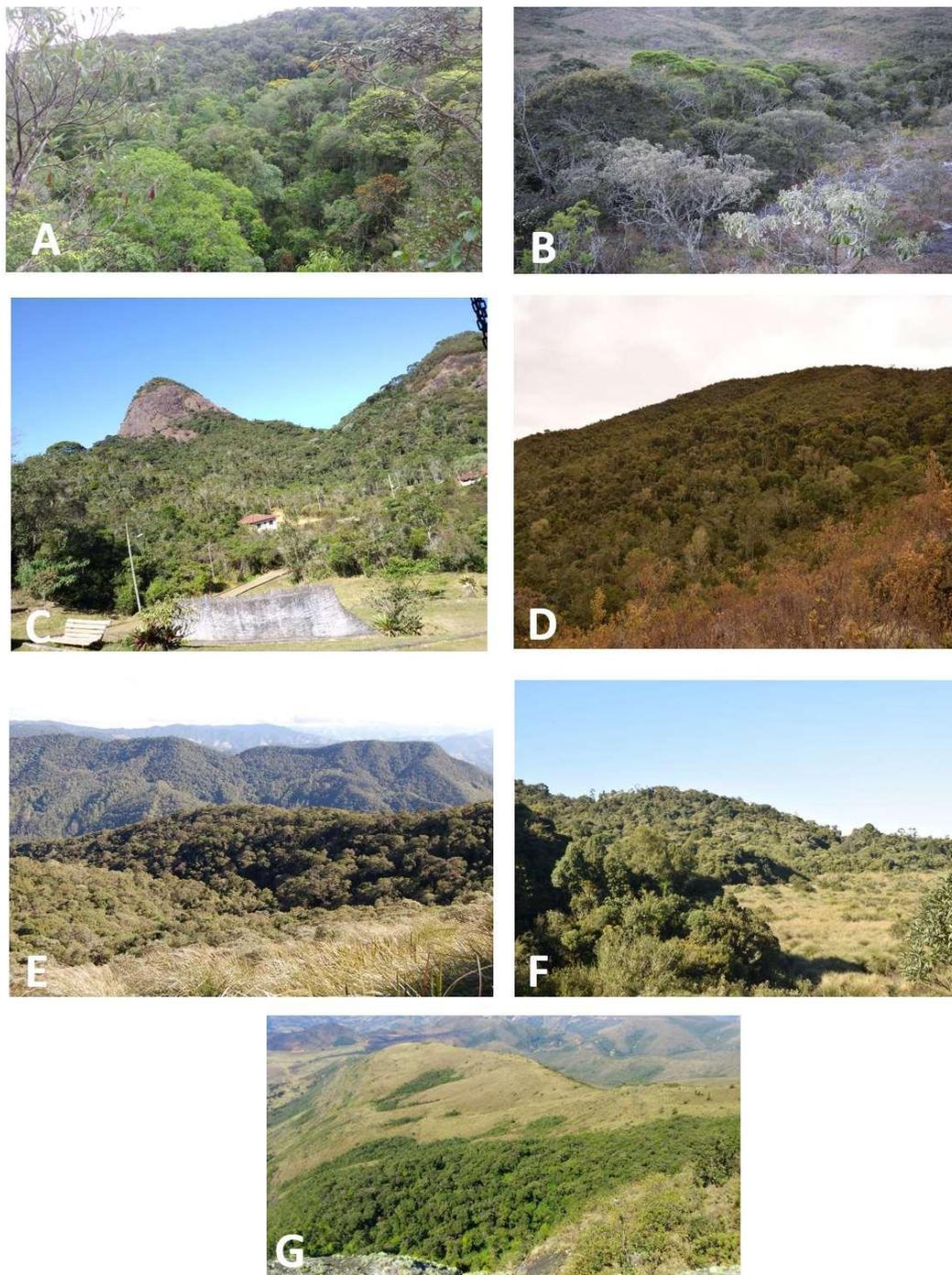


Figura 2: Fragmentos amostrados, onde: A) RPPN Chapadão da Serra Negra, B) Mata próximo ao alojamento no Parque Estadual Serra do Ibitipoca, C) Vista para o Pico do Grama onde se encontra a mata amostrada no Parque Estadual Serra do Brigadeiro, D) Vista para a mata das Macieiras no Parque Nacional do Caparaó, E) Vista para a Mata do Careca na Serra dos Marins, F) Vista para a mata do Brejo da Lapa no Parque Nacional do Itatiaia e G) Vista de cima da Mata do Santo Agostinho no Parque Estadual Serra do Papagaio

Coleta de dados

Em cada um dos sete fragmentos de Florestas Nebulares amostramos dez parcelas de 10 x 20 m distribuídas aleatoriamente (total de 1,4 hectare), onde mensuramos todas as árvores com a circunferência a 1,30 m do solo ≥ 15 cm. Registramos a altitude (m) e a localização geográfica de cada parcela utilizando a navegação do GPS (modelo Garmin Map 78S). Obtivemos as informações de declividade através do clinômetro (modelo Haglöf CI). Realizamos as coletas no período de outubro de 2016 a abril de 2018. Coletamos as espécies para confirmação da identificação, baseada na utilização de bibliografia especializada, consultas à herbários físicos e virtuais, além de consulta a especialistas das famílias amostradas. Incorporamos os indivíduos férteis coletados ao acervo do Herbário CESJ da Universidade Federal de Juiz de Fora. Verificamos e validamos todos os nomes de espécies de acordo com a grafia e delimitação geográfica da Flora do Brasil 2020 (BFG, 2018). As angiospermas seguem a classificação APG IV (APG, 2016), enquanto as samambaias seguem o PPG I (PPG I, 2016). Verificamos todas as espécies de acordo com o status de ameaça (IUCN, 2020) e (MARTINELLI; MORAES, 2013).

Coletamos amostras da superfície do solo (0 a 10 cm de profundidade), nos vértices e no centro de cada parcela para obter os padrões de solo analisados de acordo com EMBRAPA (1997). As análises do solo foram realizadas em um laboratório particular em Viçosa, onde foram quantificados os seguintes parâmetros: fósforo disponível (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), acidez trocável (H + Al), pH (H₂O), matéria orgânica (MO), capacidade efetiva de troca catiônica (t), capacidade efetiva potencial de troca catiônica (T), porcentagem de saturação básica (V%) e textura do solo, como areia, argila e silte. Caracterizamos os solos de acordo com sistemas de classificação da taxonomia do solo (WRB / FAO, 2014).

Análises dos dados

Calculamos os parâmetros fitossociológicos para cada parcela amostrada através do software Microsoft Office Excel 2007® e obtivemos os seguintes parâmetros definidos por Felfili e Resende (2003): área basal (AB), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR), valor de importância (VI). Para medir a dominância das

espécies utilizamos o valor da soma da importância (VI) para as dez primeiras espécies de cada localidade. Examinamos as diferenças na riqueza de espécies em cada local, a partir de curvas de rarefação/extrapolação baseadas em indivíduos (CHAO *et al.*, 2014), utilizando o pacote "iNEXT" (HSIEH *et al.*, 2016). Estimamos a riqueza de espécies com uma média de 500 repetições de bootstrap para avaliar o intervalo de confiança de 95%. Sempre que não houve sobreposição entre as curvas e os intervalos de confiança a riqueza de espécies diferiu significativamente, considerando $p < 0,05$ (COLWELL *et al.*, 2012). Para medirmos como a riqueza de espécies varia junto com o aumento da altitude, fizemos uma regressão linear entre a riqueza estimada e a curva de rarefação/extrapolação, consideramos um esforço amostral estimado de 756 indivíduos (o dobro do número de indivíduos amostrados em um local (CHAO *et al.*, 2014) e a altitude média de cada local. Também avaliamos a variação da densidade de indivíduos, área basal e dominância ao longo do gradiente altitudinal com o uso das regressões lineares.

Verificaremos a similaridade florística entre os locais utilizando uma matriz de distância com o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Fizemos uma análise de NMDS (Non metric multidimensional scaling) para examinarmos as diferenças na composição das espécies entre as localidades, também usando o índice de Bray-Curtis (CLARKE, 1993). Para estas análises usamos a função "metaMDS" do pacote "vegan" (Oksanen *et al.*, 2019). Calculamos dois índices de diversidade taxonômica pelo pacote "vegan" de acordo com (WARWICK; CLARKE, 1995), denominados distinção taxonômica média ($\Delta +$) e variação da distinção taxonômica ($\Lambda +$), que capturam variações estruturais na distribuição da abundância entre as espécies e a relação taxonômica das espécies em cada amostra (WARWICK; CLARKE, 1998). Utilizamos as categorias: linhagem evolutiva, ordem, família, gênero e espécie. Para todas as análises descritas utilizamos o programa R 3.6.1 (R CORE TEAM, 2017).

Para verificarmos as relações dos padrões florísticos com as correlações das variáveis ambientais e os dois eixos da NMDS, realizamos com a função "envfit" do pacote "vegan" (OKSANEN *et al.*, 2019), a seleção daquelas variáveis que apresentaram correlação significativa ($p < 0,05$) pelo menos em um dos eixos. Excluímos gradualmente as variáveis de alto valor no fator de inflação (VIF), até que todas as demais variáveis apresentassem $VIF < 10$. Selecionamos nove variáveis, sendo elas: altitude, argila, pH, P, Ca, Mg, t, M, OM. Fizemos os gráficos usando o pacote "ggplot2" (WICKHAM, 2009).

RESULTADOS

Composição florística

Registramos 57 famílias, 114 gêneros e 286 espécies; sete delas indeterminadas (Material Suplementar - Tabela S1). As principais famílias com alta taxa de riqueza foram Myrtaceae (72 spp. - 25,62% do total), seguida por Lauraceae (29 spp. - 10,32%), Melastomataceae (17 spp. - 6,04%), Asteraceae (13 spp. - 4,62%) e Fabaceae (10 spp. - 3,55%). O gênero mais representativo foi *Myrcia* (22 spp.), seguido por *Ocotea* (15 spp.), *Eugenia* (14 spp.) e *Miconia* (12 spp.). Foram encontradas quinze espécies ameaçadas, sendo oito consideradas por Martinelli e Moraes (2013): *Dicksonia sellowiana* Hook. *Euplassa semicostata* Plana (EN), *Euterpe edulis* Mart. (VU), *Myrceugenia bracteosa* (DC.) D.Legrand e Kausel (EN), *Myrsine glazioviana* Warm. (EN), *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (EN), *Panopsis multiflora* (Schott) Ducke (EN), *Siphoneugenia kuhlmannii* Mattos (VU). Sete outras espécies não consideradas por Martinelli e Moraes (2013) são consideradas ameaçadas pela IUCN (2019) e são *Campomanesia laurifolia* Gardner (EN), *Ficus mexiae* Standl. (VU), *Inga blanchetiana* Benth. (EN), *Mollinedia gilgiana* Perkins (CR), *Myrcia laxiflora* Cambess. (EN), *Podocarpus sellowii* Klotzsch ex Endl. (EN), *Trichilia emarginata* (Turcz.) C.DC.(VU).

Similaridade, riqueza de espécies, estrutura florestal

Encontramos 3566 indivíduos na amostra total (1,4 hectare). As curvas de rarefação/extrapolação mostram que a riqueza de espécies difere entre os locais (Figura 2). RCSN e PESB apresentam maior riqueza que os demais, seguidos por SMAR e PEIB. PNCA, PNIT e PESP apresentaram a menor riqueza entre os sete locais (Figura 2). Os valores de densidade, frequência e área basal são sintetizados por área amostrada (Tabela 1). As espécies com maior Valor de Importância (VI) por área (Material Suplementar - Tabela S2) foram: *Huberia glazioviana* Cogn. e *Euplassa semicostata* Plana no PESB; *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg. e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand na RCSN; *Myrceugenia bracteosa* (DC.) D.Legrand & Kausel e *Myrceugenia regnelliana* (O. Berg) D.Legrand & Kausel no PESP; *Myrceugenia*

myrcioides (Cambess.) O. Berg e *Myrceugenia alpigena* (DC.) Landrum em PNIT; *Daphnopsis coriacea* Taub. e *Myrsine gardneriana* A.DC. na SMAR; *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin e *Prunus myrtifolia* (L.) Urb. na PNCA; *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish e *Myrcia subcordata* DC. no PEIB.

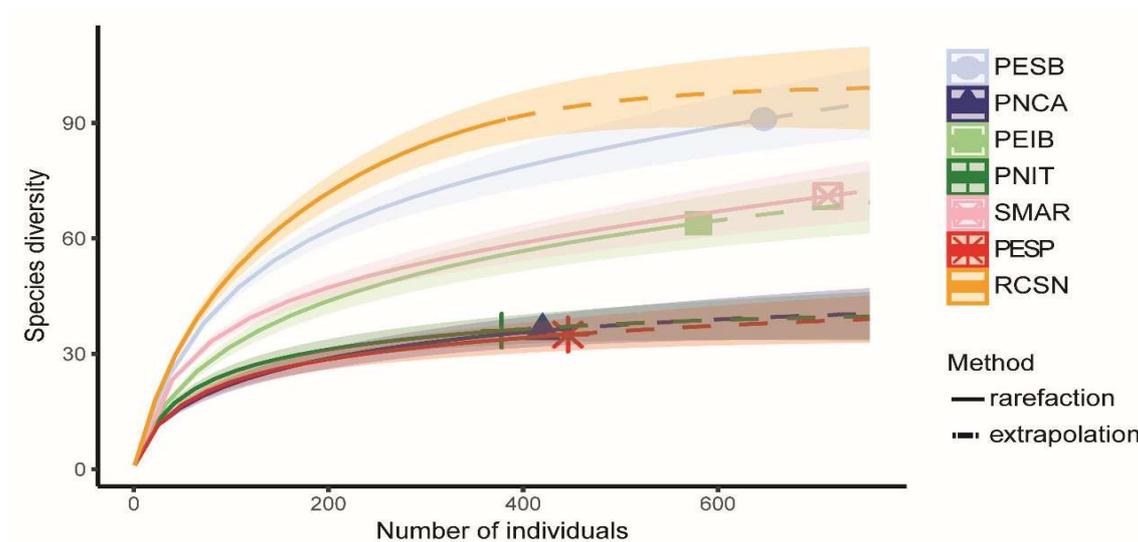


Figura 3: Curvas de rarefação / extrapolação com base no número de indivíduos em sete áreas de Florestas Nebulares na Serra da Mantiqueira, Brasil. Onde: PESB: Parque Estadual Serra do Brigadeiro, PNCA: Parque Nacional Serra do Caparaó, PEIB: Parque Estadual Serra do Ibitipoca, PNIT: Parque Nacional do Itatiaia, SMAR: Serra do Marins; PESP: Parque Estadual Serra do Papagaio; RCSN: RPPN Chapadão da Serra Negra.

Tabela 1: Dados dos sete fragmentos de Florestas Nebulares amostrados. Onde: Código = como as áreas foram tratadas no texto e análises; Alt (m) = altitude em metros; Dec (graus) = declividade média em graus; Lat (S) = latitude; Long (W) = longitude; Temp (° C) = temperatura média anual em graus Celsius; Pluvi (mm) = precipitação média anual em milímetros; S = riqueza de espécies; N = número de indivíduos encontrados; AB (m²) = área basal em metros quadrados.

Área	Código	Alt (m)	Dec (graus)	Lat (S)	Long (W)	Temp (°C)	Pluvi (mm)	S	N	AB (m ²)
RPPN Chapadão da Serra Negra	RCSN	1057-1109	14.72	-21.964038	-43.801661	18.7	1396	90	383	5.64
Parque Estadual Serra do Ibitipoca	PEIB	1335-1350	3.48	-21.713846	-43.897511	18.0	1519	64	580	6.83
Parque Estadual Serra do Brigadeiro	PESB	1474-1549	16.56	-20.726583	-42.479323	16.0	1465	91	647	8.73
Serra dos Marins	SMAR	1791-1812	17.39	-22.500541	-45.138661	15.5	1724	71	713	8.01
Parque Nacional do Caparaó	PNCA	1782-1893	22.77	-20.479990	-41.831868	12.7	1495	36	420	7.37
Parque Nacional do Itatiaia	PNIT	2156-2184	11.45	-22.360088	-44.734681	11.8	2192	36	378	9.81
Parque Estadual Serra do Papagaio	PESP	2226-2325	14.74	-22.198838	-44.759593	13.2	2095	34	445	12.51

A similaridade de espécies entre os locais foi baixa, variando de 0,0156 (PESP - PEIB) e 0,2673 (PESP - PNIT) (Tabela 2). Esse padrão também foi encontrado pelo NMDS, que mostrou diferenças florísticas entre os locais (Figura 3). A tabela 3 apresenta a correlação das variáveis ambientais selecionadas com os eixos da NMDS. Embora essas últimas abordagens apresentem locais heterogêneos, a análise da diversidade taxonômica (Figura 4) revela que não há valores de ambos os índices avaliados ($\Delta + e \Lambda +$) diferentes do esperado. As Florestas Nebulares são identificadas em escala regional como uma fitofisionomia coesa, com similaridade nas linhagens, famílias e gêneros, mas com alta diversidade de espécies dentro dessas linhagens, o que as torna heterogêneas em nível específico.

Tabela 2: Valores de similaridade (índice de Bray-Curtis) entre as sete amostras de Florestas Nebulares amostradas. PESB = Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; PNCA = Parque Nacional do Caparaó; PEIB = Parque Estadual do Ibitipoca; PNIT = Parque Nacional do Itatiaia; SMAR = Serra do Marins; PESP = Parque Estadual da Serra do Papagaio; RCSN = RPPN Chapadão da Serra Negra.

	PES B	PN CA	PEI B	PNI T	SMA R	PES P	RCSN
PESB	1	0.0562	0.1059	0.0390	0.1515	0.0824	0.1398
PNCA		1	0.0860	0.0451	0.1289	0.0786	0.0374
PEIB			1	0.0355	0.1005	0.0156	0.1288
PNIT				1	0.0770	0.2673	0.0237
SMAR					1	0.2263	0.1697
PESP						1	0.0531
RCSN							1

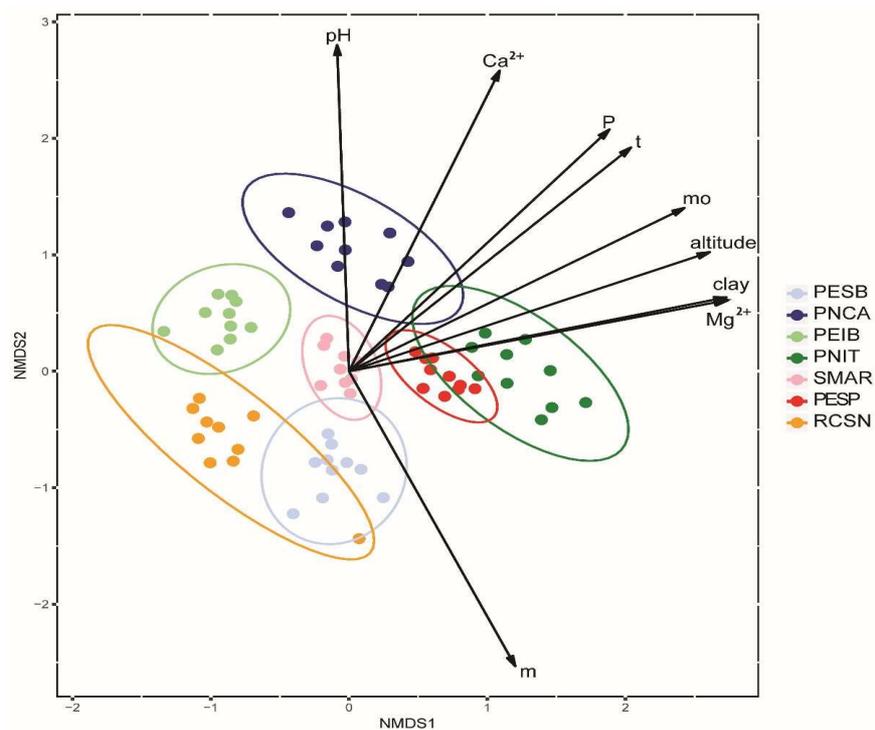


Figura 4: Análise NMDS usando o índice de Bray-Curtis (Stress: 0.1855861). Círculos coloridos representam as parcelas, as elipses representam as áreas e as setas as variáveis ambientais selecionadas. Onde as variáveis respostas foram: Ph, CA^{2+} (cálcio), P (potássio), Mg^{2+} (magnésio), t (capacidade efetiva de troca catiônica), mo (matéria orgânica), m (índice de saturação de alumínio), clay (argila).

Tabela 3: Correlação entre variáveis ambientais e eixos da NMDS (NMDS 1 = eixo 1 e NMDS 2 = eixo 2). Onde: declivity (declividade); altitude (altitude); clay (argila); silt (silte); sand (areia); ph (ph); P (potássio); K (fósforo); ca2 (cálcio); mg2 (magnésio); al3 (alumínio); hal (hidrogênio + alumínio), sb (soma de bases trocáveis); t (capacidade efetiva de troca catiônica); T (Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0); V (Índice de Saturação de Bases); m(índice de saturação de alumínio);om (matéria orgânica)

	NMDS 1	NMDS 2	r ²	Pr(>r)
	0.9232	0.3842		
declivity	4	3	0.0239	0.439
	0.9403	0.3402		
altitude	2	9	0.8577	0.001
	0.9807	0.1950		
clay	9	8	0.5312	0.001
	0.9998	0.0154		
silt	8	7	0.4811	0.001
sand	-0.9956	-0.0943	0.5734	0.001
		0.9996		
ph	-0.0276	2	0.1259	0.015
	0.6734	0.7392		
P	7	1	0.1002	0.024
	0.8449	0.5348		
K	3	8	0.6747	0.001
	0.4052	0.9142		
ca2	2	2	0.1807	0.001
	0.9832	0.1821		
mg2	6	9	0.2897	0.001
	0.9977	0.0676		
al3	1	1	0.441	0.001
	0.9100			
hal	1	0.4146	0.5594	0.001
	0.4221	0.9065		
sb	9	1	0.2353	0.001
	0.7403	0.6721		
t	9	8	0.2474	0.001
	0.8961	0.4437		
T	6	2	0.5601	0.001
V	-0.9375	-0.3481	0.0232	0.582
	0.4094			
m	9	-0.9123	0.1276	0.013
	0.8757	0.4827		
om	6	5	0.5066	0.001

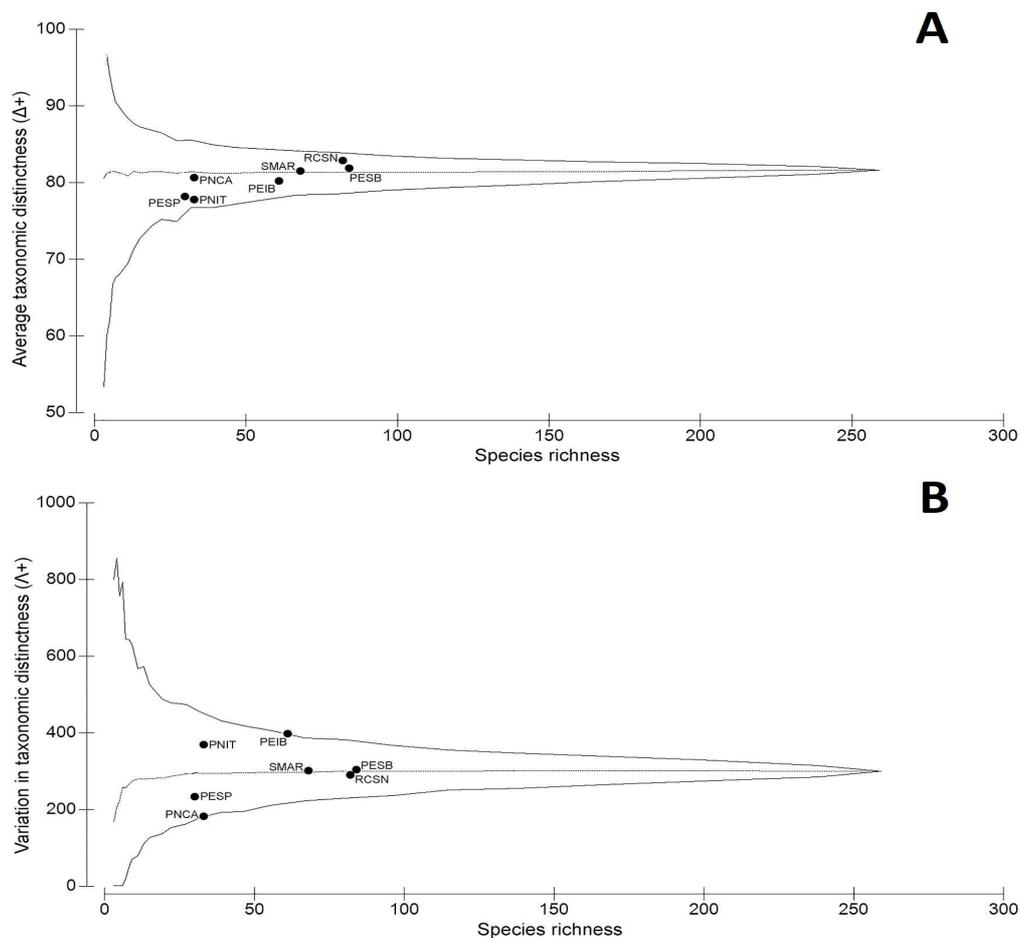


Figura 5: Resultados da análise da diversidade taxonômica, onde: A) distinção taxonômica média ($\Delta+$) e B) variação da distinção taxonômica ($\Lambda+$). ($p < 0,05$).

Heterogeneidade ambiental

A riqueza de espécies apresentou forte correlação negativa com a altitude ($F = 14,6$, $p = 0,01$) (Figura 5a). Ao contrário, a área basal ($F = 13,2$, $p = 0,01$) (Figura 5b) e o valor de importância das dez primeiras espécies ($F = 7,6$, $p = 0,04$) (Figura 5c) apresentaram forte correlação positiva com a altitude. O número de indivíduos não apresentou relação com o gradiente altitudinal ($F = 0,2$, $p = 0,6$) (Figura 5d). Isso significa que comunidades em altitudes mais altas (PNCA, PNIT, PESP), em geral, tendem a mostrar um número menor de espécies; no entanto, níveis mais altos de área basal e dominância específica, ou seja, a concentração do valor de importância (VI) em menos espécies.

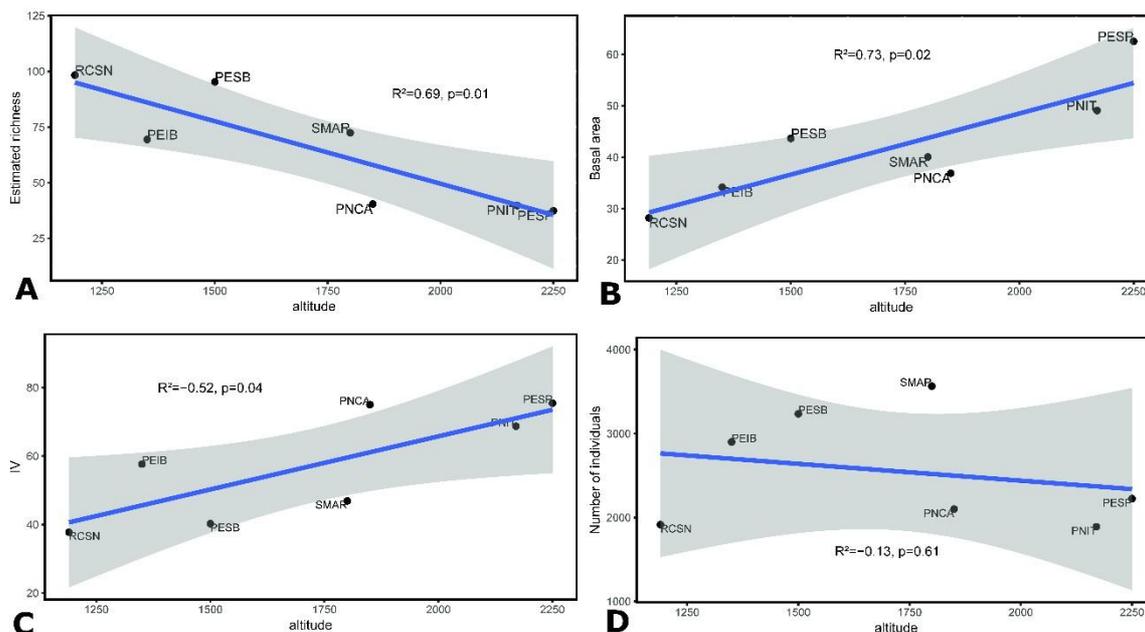


Figura 6: Regressão linear A) Correlação negativa entre riqueza e altitude altitude ($F = 14,6$ $p = 0,01$); B) correlação positiva entre área basal (m^2 / ha) e altitude ($F = 13,2$, $p = 0,01$); C) correlação positiva entre valor de importância das dez primeiras espécies ('IV') e altitude ($F = 7,6$, $p = 0,04$) e D) ausência de correlação entre número de indivíduos (ha) com variação altitudinal ($F = 0,2$, $p = 0,6$).

De um modo geral, classificamos todas as amostras de solo como do tipo 1 (ou 2 (arenoso à franco- arenoso) com poucas amostras na área do PNIT que consideramos como do tipo 3 (argiloso). Quanto a classificação estrutural do solo, consideramos as amostras da RCSN e PEIB compostas de Areia, enquanto as demais áreas no geral apresentaram estrutura franco-arenosa, com poucas parcelas no PNCA e PNIT consideradas como franco-argilo-arenosas. No geral, encontramos valores de pH abaixo de 7 e os valores mais altos (até 5,5) correspondem às amostras do PNCA. Os maiores valores de nutrientes do solo e de matéria orgânica correspondem às áreas mais elevadas PNIT e PESP.

DISCUSSÃO

Este estudo fornece evidências de que a composição, estrutura e riqueza da comunidade arbórea apresentam padrões de variação em escala regional ao longo do gradiente altitudinal e edáfico na Serra da Mantiqueira . As hipóteses de nosso trabalho foram corroboradas, uma vez que os locais apresentam um padrão de diminuição da riqueza de espécies, aumento da área basal e domínio de espécies à medida que as

altitudes aumentam de acordo com o que era esperado. Além disso, os trechos florestais diferem em composição e são heterogêneos, compondo uma fitofisionomia com características peculiares em escala regional, o que reforça a importância da conservação desse ecossistema como um todo.

Composição florística

A família Myrtaceae se destacou em nosso estudo, pois possui o maior valor de riqueza, com espécies de alta abundância e valor de importância como também foi registrado em diversos outros trabalhos realizados nas florestas montanas do domínio Atlântico (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; FRANÇA; STEHMANN, 2004 ; CARVALHO *et al.*, 2005; PEREIRA *et al.*, 2006; MEIRELES *et al.*, 2008; COSTA *et al.*, 2011; SCHEER *et al.*, 2011; VALENTE *et al.*, 2011; POMPEU *et al.*, 2014; MEIRELES; SHEPHERD, 2015; MOREIRA *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2018). Outras famílias bem representativas nos locais amostrados como Melastomataceae, também são mencionadas como famílias dominantes em florestas localizadas acima de 1000 m no sudeste do Brasil (POMPEU *et al.*, 2014; ZORZANELLI *et al.*, 2016; MOREIRA *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2018). Algumas famílias indicadoras de florestas montanas no sudeste brasileiro também foram encontradas, tais como: Aquifoliaceae, Clethraceae, Clusiaceae, Cunoniaceae, Escalloniaceae, Proteaceae, Elaeocarpaceae, Podocarpaceae, Rosaceae, Symplocaceae e Winteraceae (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; ALCÁNTARA *et al.*, 2002; FRANÇA; STEHMANN, 2004; MEIRELES *et al.*, 2008; BERTONCELLO *et al.*, 2011).

A importância relativa de alguns gêneros pode aumentar junto com a altitude. Os gêneros *Myrcia*, *Ocotea*, *Eugenia* e *Miconia* também são considerados os mais representativos em outros estudos em florestas montanas e alto- montanas (FRANÇA; STEHMANN, 2004; PEREIRA *et al.*, 2006), bem como considerados por Oliveira-Filho; Fontes (2000) como típicos destas formações vegetacionais. A altitude envolve um pacote de variáveis climáticas que permitem o estabelecimento de gêneros pantropicais, austral-antárticos e neotropicais, com grupos indicadores de formações florestais de altitude como *Drimys*, *Ilex*, *Escallonia*, *Macropelplus*, *Myrceugenia* e *Weinmannia* (FRANÇA; STEHMANN, 2004; MEIRELES *et al.*, 2008; SCHEER *et al.*, 2011) que também foram encontrados nos levantamentos arbóreos em nosso estudo. Além disso, outros gêneros fortemente relacionados à altitude foram registrados,

embora com menos espécies, mas são considerados de distribuição pantropical e ocorrem em Florestas Nebulares em escala mundial, como: *Clethra*, *Myrsine*, *Prunus* e *Symplocos* (ALCÁNTARA *et al.*, 2002; MEIRELES; SHEPHERD, 2015).

Similaridade, riqueza de espécies, estrutura florestal

Entre as 286 espécies amostradas, 201 (70%) ocorrem apenas em um local, o que destaca o número extremamente baixo de espécies compartilhadas, apenas uma espécie, *Clethra scabra*, ocorre em seis locais e nenhuma espécie é compartilhada pelos sete locais amostrados. Da mesma forma, Williams-Linera *et al.*, (2013) e Wilson e Rhemtulla (2018) também encontraram baixo compartilhamento de espécies entre as Florestas Nebulares em Veracruz (México) e nos Andes (Equador), respectivamente, com um número extremamente baixo de espécies ocorrendo em todos os locais amostrados. A mudança na composição ao longo do gradiente altitudinal também em escala local foi verificada por Oosterhoorn e Kappelle (2000), Meireles *et al.*, (2008) e Sanchez *et al.*, (2013). Em cada nível de uma encosta, a vegetação é o resultado de uma confluência de espécies, clima, solo e distúrbios (ZHAO *et al.*, 2005). A confluência desses fatores, que ocorrem há milhares de anos, podem resultar em zonação de elevação, refletindo em variações nos níveis de diversidade de espécies para diferentes regiões da encosta (NETTESHEIM *et al.*, 2018a).

Os sete fragmentos de Florestas Nebulares que amostramos são significativamente distintos entre si, com diferenças de composição estrutural e florística ao longo dos gradientes altitudinais e edáficos. Dois padrões de variação da riqueza ao longo de um gradiente altitudinal são bem conhecidos, onde podemos citar uma extensão da regra de Rapoport (RAPOPORT, 1975), segundo a qual a riqueza diminui à medida que a elevação aumenta. E um segundo padrão, com um número maior de espécies ocorrendo em elevação intermediária (Efeito de Domínios Intermediários - MDE) (RAHBK, 1995), onde a restrição geométrica nas faixas de espécies é um fator que contribui para um pico de riqueza em cotas intermediárias, produzindo gráficos de efeito “humpback” (LOMOLINO, 2001). Nossa distribuição de dados aparentemente segue a tendência da primeira suposição de distribuição, bem apresentada em outros trabalhos (CULMSEE *et al.*, 2010; JOLY *et al.*, 2012; SANCHEZ *et al.*, 2013; TRIGAS *et al.*, 2013; MEIRELES; SHEPHERD, 2015).

Os locais de maior densidade estão concentrados em cotas intermediárias (PESB e SMAR), e locais de alta altitude (PNIT e PESP) apresentam as maiores áreas basais. Em condições ambientais mais restritas, espécies que melhor se adaptam às condições ecológicas podem dominar a comunidade, mostrando uma divergência na abundância relacionada a outras espécies (MEIRELES; SHEPHERD, 2015). Isto ocorre com as espécies da família Myrtaceae em altitudes mais elevadas, com predominância de duas espécies que correspondem a mais de 50% da abundância individual e 34% do valor de importância, por exemplo, no PNIT e no PESP. Outros autores acreditam que as Florestas Nebulares apresentam padrões estruturais como alta densidade de indivíduos, baixa riqueza de espécies e alta dominância de espécies (MEIRELES *et al.*, 2008; MEIRELES; SHEPHERD, 2015). Em nosso estudo, encontramos dados complementares, apesar de não termos diagnosticado uma relação linear da altitude com o aumento da densidade de indivíduos na escala regional, mostramos que este parâmetro varia ao longo do gradiente. Portanto, podemos caracterizar a Serra da Mantiqueira como ambientalmente heterogênea, o que dificulta a padronização do comportamento de sua comunidade arbórea, destacando a importância da conservação dos diferentes sítios florestais remanescentes de acordo com a variabilidade estrutural (POMPEU *et al.*, 2014).

A heterogeneidade dos locais amostrados na Serra da Mantiqueira é sustentada pela análise de similaridade florística que revelou áreas muito distintas entre si, com maior compartilhamento entre os locais PNIT e PESP. Essa heterogeneidade também foi encontrada por Pompeu *et al.*, (2014), segundo esses autores, é difícil caracterizar as Florestas Nebulares da Mantiqueira por seus padrões florísticos e estruturais. Zorzaneli *et al.*, (2016), também encontraram divergência em suas análises para formações vegetais distintas nas montanhas do Caparaó, no complexo montanhoso da Mantiqueira e Serra do Mar. Pereira *et al.*, (2006), também não encontraram similaridade significativa entre as florestas comparadas, e citam a possibilidade histórica de intervenção humana e o estágio de regeneração florestal como fatores que podem estar influenciando esses aspectos. Apesar da alta heterogeneidade no nível das espécies, as análises da diversidade taxonômica mostram que esses fragmentos de Florestas Nebulares constituem uma sólida unidade florística, concordando com Bertonecello *et al.*, (2011), devido à presença de gêneros e famílias exclusivas dessas formações que mantêm sua integridade florística. Nenhum local no presente estudo apresentou valores de distinção taxonômica média ($\Delta +$) e variação de distinção taxonômica ($\Lambda +$),

diferentes dos valores esperado, mostrando uma concentração de linhagens, famílias e gêneros similares na composição. Wilson e Rhemtulla (2018), também encontraram baixo compartilhamento de espécies nas Florestas Nebulares nos Andes entre as localidades amostradas, revelando comunidades distintas. No entanto, a mudança no nível genérico não foi tão alta quanto a variação das espécies, e a variação para o nível taxonômico de família foi considerada menor com índice de similaridade de até 0,95.

Por outro lado, Meireles e Shepherd (2015), encontraram alta similaridade florística entre formações nebulares na Serra Fina (divisa dos Estados de Minas Gerais e São Paulo - Brasil), justificando que um número menor de espécies é capaz de tolerar condições mais restritivas. Ribeiro *et al.*, (2018) também encontraram homogeneidade entre comunidades de fragmentos de Florestas Nebulares em um local no PESP, diferente do amostrado no presente trabalho, atribuída à pequena distância entre os fragmentos florestais e condições ambientais similares (altitude e locais de vales profundos cercados por campos de altitude na paisagem), mostrando que uma escala fina ou local pode ter um viés nesta abordagem.

Heterogeneidade ambiental

Da mesma forma que as áreas responderam a um gradiente altitudinal, elas responderam de forma significativa a um gradiente edáfico, tanto considerando variáveis de textura quanto de fertilidade. Costa *et al.*, (2011), também encontraram correlação entre a distribuição das espécies e as características do substrato, enfatizando as cotas altitudinais, a disponibilidade de Mg e a acidez do solo. No geral, as áreas associadas à um solo raso com maiores concentrações de areia do que de silte apresentaram menor altura do dossel formando fitofisionomias nebulares que podem ser classificadas como Nanoflorestas Nebulares (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2013), cujo perfil florístico possui laços com a Floresta Nebular e denuncia traços associados à altitude mais elevada, acrescentando também elementos característicos de campo e savanas como a presença de *Eremanthus erythropappus* (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2013; MOREIRA *et al.*, 2018).

Nas áreas mais elevadas, o clima é mais frio, o que reduz a taxa de decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, aumenta o acúmulo de carbono e nitrogênio no solo (JOLY *et al.*, 2012). Essa interação, que vem ocorrendo há milhares de anos, pode resultar em um zonamento altitudinal, refletindo diferenças dos

níveis de diversidade em diferentes regiões topográficas (ZHAO *et al.*, 2005). Nosso estudo mostra que áreas associadas a maior quantidade de argila, silte, magnésio, alumínio e matéria orgânica do solo estão localizadas em cotas de altitude elevadas, sendo elas PNIT e PESP. Isto possivelmente pode ser explicado pela conformação topográfica de ambas em locais de pouca declividade, maior deposição de matéria orgânica e possibilidade de maior acúmulo de solo. Nestas áreas, foram encontradas as menores riquezas e densidades, mas, em contraste, maior área basal. De acordo com Sanchez *et al.*, (2013), espera-se que maiores diversidades sejam encontradas em solos de fertilidade intermediária, porque fertilidades mais baixas e mais altas promovem a dominância de espécies e, portanto, menor diversidade. Relações positivas entre variáveis estruturais e químicas do solo com áreas em cotas altitudinais também foram encontradas em outros estudos (CARVALHO *et al.*, 2005; SANCHEZ-GONZALEZ; LOPEZ-MATA, 2005; COSTA *et al.*, 2011).

Implicações para conservação

As Florestas Nebulares neotropicais, com sua topografia complexa, alta biodiversidade, alto número de espécies ameaçadas e endêmicas, são uma das principais prioridades para a conservação global (BRUIJNZEEL *et al.*, 2011; POMPEU *et al.*, 2018). Este estudo fornece evidências de que a composição, a estrutura e a riqueza da comunidade arbórea podem exibir padrões de variação em escala regional, ao longo dos gradientes edáficos e altitudinais nas Florestas Nebulares brasileiras. Nossos resultados, mostram o baixo compartilhamento de espécies entre as áreas associado principalmente às condições ambientais heterogêneas nas áreas de estudo, resultados que são compartilhados por levantamentos em florestas dos Andes e México (WILLIAM-LINERA *et al.*, 2013; WILSON; RHEMTULLA, 2018), sugerindo a relevância da proteção dos remanescentes de Florestas Nebulares como um todo. As Florestas Nebulares são encontradas em faixas altitudinais estreitas e são essenciais para preservar a diversidade de árvores no nível da paisagem, e mesmo pequenas reservas florestais contribuem significativamente para a conservação da biodiversidade (WILSON; RHEMTULLA, 2018).

No entanto, a distribuição de espécies em escalas regionais e até mesmo locais em Florestas Nebulares ainda é pouco compreendida, em parte porque poucas regiões foram pesquisadas (MEIRELES; SHEPHERD, 2015; WILSON; RHEMTULLA, 2018).

Estudos mais precisos nas Florestas Nebulares brasileiras são recentes, e a heterogeneidade encontrada entre os locais merece ser melhor estudada. Através da investigação do uso da terra e da ocupação do solo, palinologia e estudos de modelos paleoclimáticos para entender as flutuações da colonização, o compartilhamento de espécies e possíveis retrações das fitofisionomias que podem ser consideradas refúgios importantes para espécies e gêneros neotropicais, austral-antárticos ou pantropicais, com espécies restritas e indicadoras das florestas montanas do sul e sudeste do Brasil (MEIRELES *et al.*, 2008; POMPEU *et al.*, 2014; MEIRELES; SHEPHERD, 2015).

Nossos resultados, reforçam a importância da conservação de cada remanescente que contam uma história e mantém uma diversidade particular. A peculiaridade destas florestas, portanto, justifica também o investimento de longo prazo, através de parcelas permanentes, para compreender sua dinâmica e funcionamento, bem como monitorar as mudanças climáticas, uma das grandes ameaças para essas formações a médio-longo prazo (JOLY *et al.*, 2012).

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é resultado da tese de doutorado da primeira autora do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza (PPGBiodiversidade). Agradecemos ao programa pelo apoio logístico; a equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal e o Herbário CESJ (UFJF) pela ajuda no trabalho de campo, identificação de espécies e processamento de dados; à Luciana Pereira por nos ceder o shapefile com a delimitação da Serra da Mantiqueira; aos taxonomistas Marcos Sobral, Leonardo Meireles, Fábio Speck, Luciana Leitão; IEF e ICMBio por fornecer as licenças de coleta e infraestrutura para conduzir o trabalho de campo, RPPN Serra Negra por autorizar as pesquisas e fornecer infraestrutura para realização do trabalho de campo. Financiamento: Este trabalho foi financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (Projetos 454008 / 2014-7 e 435598 / 2018-0) e parcialmente financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código Financeiro 001. A FAC possui uma bolsa de produtividade do CNPq.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCÁNTARA, O. *et al.* Altitudinal distribution patterns of Mexican cloud forests based upon preferential characteristic genera. **Plant Ecology**, v. 161, n. 2, p. 167-174, 2002. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1020343410735> .
- ANTUNES, K. *et al.* Aboveground carbon storage along an altitudinal gradient in Neotropical cloud forests: Testing the effects of biotic and abiotic drivers. **Unpublished data**. 2020.
- APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal Of The Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 24 mar. 2016. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1111/boj.12385> .
- ARCOVA, F.C.S.. **Avaliação do potencial hidrológico dos nevoeiros e da precipitação oculta em ambiente de Floresta Ombrófila Densa Montana na Serra do Mar, Cunha, SP**. 2013. 175 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Geografia Física, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- ARELLANO, Gabriel *et al.* Disentangling environmental and spatial processes of community assembly in tropical forests from local to regional scales. **Oikos**, v. 125, n. 3, p. 326-335, 29 jul. 2015. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/oik.02426> .
- BARTHLOTT, W *et al.* Global centers of vascular plant diversity. **Nova Acta Leopoldina**, v. 342, n. 92, p. 61-83, nov. 2005.
- BECKER, C. G. *et al.* The Brazilian Adirondacks? **Science**, v. 340, n. 6131, p. 428-428, 25 abr. 2013. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.340.6131.428-a> .
- BERTONCELLO, Ricardo *et al.* A phytogeographic analysis of cloud forests and other forest subtypes amidst the Atlantic forests in south and southeast Brazil. **Biodiversity And Conservation**, v. 20, n. 14, p. 3413-3433, 18 ago. 2011. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0129-6> .
- BFG. Brazilian Flora 2020: innovation and collaboration to meet target 1 of the global strategy for plant conservation (gspc). **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 1513-1527, dez. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201869402> .

BRUIJNZEEL, L. A. *et al.*, **Tropical Montane Cloud Forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 2011.

CARVALHO, Douglas Antônio de *et al.* Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 1, p. 91-109, mar. 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062005000100010> .

CHAO, Anne *et al.* Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, fev. 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0133.1> .

CHAVERRI-POLINI, A.. Mountains, biodiversity and conservation. **Unasyuva (Fao)**, v. 195, n. 49, p. 24-54, nov. 1998.

CLARKE, K. R.. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Austral Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, mar. 1993. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x> .

COLWELL, R. K. *et al.* Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal Of Plant Ecology**, v. 5, n. 1, p. 3-21, 12 jan. 2012. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/jpe/rtr044> .

COSTA, Malcon do Prado *et al.*, Estrutura e diversidade da comunidade arbórea de uma floresta superomontana, no Planalto de Poços de Caldas (MG). **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, p. 711-725, 30 dez. 2011. Universidad Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/198050984515> .

CULMSEE, Heike *et al.* Forest aboveground biomass along an elevational transect in Sulawesi, Indonesia, and the role of Fagaceae in tropical montane rain forests. **Journal Of Biogeography**, v. 37, n. 5, p. 960-974, maio 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02269.x> .

EISENLOHR, Pedro V. *et al.* Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity And Conservation**, v. 22, n. 12, p. 2767-2783, 31 ago. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0553-x> .

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2013.

FAHEY, Timothy J. *et al.* Tropical montane cloud forest: environmental drivers of vegetation structure and ecosystem function. **Journal Of Tropical Ecology**, v. 32, n. 5, p. 355-367, 9 nov. 2015. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0266467415000176> .

- FELFILI, J.M.; RESENDE, R.P.. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília: Departamento de Engenharia Florestal, UNB, 2003.
- FRANÇA, Glauco S.; STEHMANN, João R.. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 1, p. 19-30, mar. 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042004000100003> .
- GIRARDIN, C. A. J. *et al.*, Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. **Global Change Biology**, v. 16, n. 12, p. 3176-3192, 14 abr. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02235.x> .
- GIRARDIN, C. A.J. *et al.*, Spatial patterns of above-ground structure, biomass and composition in a network of six Andean elevation transects. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 161-171, 17 set. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2013.820806> .
- GRADSTEIN, S. R. *et al.* **The tropical mountain forest - Patterns and processes in a biodiversity hotspot**. Göttingen: Univ.-Verl. Göttingen, 2008.
- HSIEH, T. C. *et al.* INEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods In Ecology And Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, 6 ago. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210x.12613> .
- IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2010. Disponível em: [http://download-ads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm/](http://download.ads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm/). Acesso em: 27 abr. 2020.
- IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1**. 2020. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 27 abr. 2020.
- JOHN, Robert *et al.* Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, v. 104, n. 3, p. 864-869, 10 jan. 2007. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0604666104> .
- JOLY, Carlos Alfredo *et al.* Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 125-145, mar. 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/s1676-06032012000100012> .
- JONES, Mirkka M. *et al.* Microhabitat partitioning promotes plant diversity in a tropical montane forest. **Global Ecology And Biogeography**, v. 20, n. 4, p. 558-569, 7 jan. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00627.x> .
- JONES, Mirkka M. *et al.* Strong congruence in tree and fern community turnover in response to soils and climate in central Panama. **Journal Of Ecology**, v. 101, n. 2, p. 506-516, 14 jan. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12053> .

- KENT, M.; COOKER, P.. **Vegetation Description and Analysis: A Practical Approach**. New York: John Wiley And Sons, 1992.
- KÖRNER, Christian. The use of 'altitude' in ecological research. **Trends In Ecology & Evolution**, v. 22, n. 11, p. 569-574, nov. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006> .
- LE SAOUT, S. *et al.* Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 803-805, 14 nov. 2013. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1239268> .
- LOMOLINO, Mark. V.. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. **Global Ecology And Biogeography**, v. 10, n. 1, p. 3-13, jan. 2001. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1466-822x.2001.00229.x> .
- MARTIN, Patrick H. *et al.* Vegetation Zonation in a Neotropical Montane Forest: environment, disturbance and ecotones. **Biotropica**, v. 43, n. 5, p. 533-543, 3 jan. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00735.x> .
- MARTIN, Patrick H.; BELLINGHAM, Peter J.. Towards integrated ecological research in tropical montane cloud forests. **Journal Of Tropical Ecology**, v. 32, n. 5, p. 345-354, set. 2016. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0266467416000432> .
- MARTINELLI, G.; MORAES, M. A.. **Livro Vermelho da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100 p.
- MARTINELLI, Gustavo. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 587-597, dez. 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042007000400005> .
- MEIRELES, Leonardo Dias *et al.*, Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 4, p. 0-0, dez. 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042008000400003> .
- MEIRELES, Leonardo Dias; SHEPHERD, George John. Structure and floristic similarities of upper montane forests in Serra Fina mountain range, southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 1, p. 58-72, mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb3509> .
- MOREIRA, Breno *et al.*, Phanerogamic flora and phytogeography of the Cloud Dwarf Forests of Ibitipoca State Park, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. 0-0, 16 abr. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0506> .
- MOSER, Gerald *et al.* Elevation effects on the carbon budget of tropical mountain forests (S Ecuador): the role of the belowground compartment. **Global Change Biology**, v. 17, n. 6, p. 2211-2226, 17 jan. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02367.x>

MURRAY-SMITH, Charlotte *et al.* Plant Diversity Hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. **Conservation Biology**, v. 23, n. 1, p. 151-163, fev. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01075.x> .

MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, fev. 2000. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501> .

NASCIMENTO, Francisco Haroldo Feitosa do *et al.* Diversidade arbórea das florestas alto montanas no Sul da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 3, p. 674-685, set. 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062010000300011> .

NETTESHEIM, Felipe C. *et al.* Local-scale elevation patterns of Atlantic Forest tree community variation and assembly drivers in a conservation hotspot in southeastern Brazil. **Flora**, v. 248, p. 61-69, nov. 2018a. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2018.08.016> .

NETTESHEIM, Felipe C. *et al.* Environment is more relevant than spatial structure as a driver of regional variation in tropical tree community richness and composition. **Plant Ecology & Diversity**, v. 11, n. 1, p. 27-40, 2 jan. 2018b. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2018.1473520> .

OKSANEN, F. J. *et al.* **Vegan: Community Ecology Package R package version 2.4-5**. 2020. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 27 abr. 2020.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. *et al.* O mosaico de fitofisionomias do Parque Estadual do Ibitipoca. In: FORZZA, R. C. *et al.* **Flora do Parque Estadual do Ibitipoca e seu entorno**. Juiz de Fora: Editora Ufjf, 2013. p. 54-93.

OLIVEIRA-FILHO, Ary T.; FONTES, Marco Aurelio L.. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate1. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 793-810, dez. 2000. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x> .

OOSTERHOORN, M; KAPPELLE, M. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology And Management**, v. 126, n. 3, p. 291-307, fev. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0378-1127\(99\)00101-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0378-1127(99)00101-2) .

PEREIRA, Israel Marinho *et al.* Composição florística do compartimento arbóreo de cinco remanescentes florestais do Maciço Do Itatiaia, Minas Gerais E Rio De Janeiro. **Rodriguésia**, v. 57, n. 1, p. 103-126, jan. 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860200657108> .

POMPEU, Patrícia Vieira *et al.* Assessing Atlantic cloud forest extent and protection status in southeastern Brazil. **Journal For Nature Conservation**, v. 43, p. 146-155, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2018.04.003> .

POMPEU, Patrícia Vieira *et al.* Floristic composition and structure of an upper montane cloud forest in the Serra da Mantiqueira of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 3, p. 456-464, set. 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb3239> .

PONCE-REYES, Rocio *et al.* Extinction risk in cloud forest fragments under climate change and habitat loss. **Diversity And Distributions**, v. 19, n. 5-6, p. 518-529, maio 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12064> .

PONCE-REYES, Rocío *et al.* Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate change. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 6, p. 448-452, 18 mar. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1453> .

PPG I. A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal Of Systematics And Evolution**, v. 54, n. 6, p. 563-603, nov. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/jse.12229> .

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. 2017. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org>. Acesso em: 20 fev. 2020.

RAHBEEK, Carsten. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern?. **Ecography**, v. 18, n. 2, p. 200-205, jun. 1995. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.1995.tb00341.x> .

RIBEIRO, José Hugo Campos *et al.*, Composition, structure and biodiversity of trees in tropical montane cloud forest patches in Serra do Papagaio State Park, southeast Brazil. **Edinburgh Journal Of Botany**, v. 75, n. 2, p. 255-284, 19 abr. 2018. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0960428618000082> .

ROSADO, Bruno H. P. *et al.* Changes in plant functional traits and water use in Atlantic rainforest: evidence of conservative water use in spatio-temporal scales. **Trees**, v. 30, n. 1, p. 47-61, 21 fev. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-015-1165-8> .

SANCHEZ, Maryland *et al.* 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 1000m of altitude. **Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology Of Plants**, v. 208, n. 3, p. 184-196, mar. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2013.03.002> .

SANCHEZ-GONZALEZ, Arturo; LOPEZ-MATA, Lauro. Plant species richness and diversity along an altitudinal gradient in the Sierra Nevada, Mexico. **Diversity**, v. 11, n. 6, p. 567-575, nov. 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00186.x> .

SCATENA, F. N. *et al.*, **Tropical montane cloud forests: science for conservation and management**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.

SCHEER, Maurício Bergamini *et al.* Estrutura arbórea da Floresta Ombrófila Densa Altomontana de serras do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 735-750, dez. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062011000400002>

SLIK, J. W. F. *et al.* Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity and stem density gradients in Borneo's tropical forests. **Global Ecology And Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 50-60, 1 out. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00489.x> .

STEHMANN, J.R. *et al.* **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009.

TRIGAS, Panayiotis *et al.* Elevational Gradient of Vascular Plant Species Richness and Endemism in Crete – The Effect of Post-Isolation Mountain Uplift on a Continental Island System. **Plos One**, v. 8, n. 3, p. 0-0, 12 mar. 2013. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0059425> .

VALENTE, Arthur Sérgio Mouço *et al.*, Composição, estrutura e similaridade florística da Floresta Atlântica, na Serra Negra, Rio Preto - MG. **Rodriguésia**, v. 62, n. 2, p. 321-340, jun. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201162209> .

WARWICK, R. M.; CLARKE, K R.. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal Of Applied Ecology**, v. 35, n. 4, p. 532-543, ago. 1998. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.3540532.x> .

WARWICK, R.M.; CLARKE, K.R.. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecology Progress Series**, v. 129, p. 301-305, 1995. Inter-Research Science Center. <http://dx.doi.org/10.3354/meps129301> .

WICKHAM, H.. **Ggplot2: Elegant graphics for data analysis**. 2009. Disponível em: <http://ggplot2.org>>. 978-0-387-98140-6 . Acesso em: 27 abr. 2020.

WILLIAMS-LINERA, Guadalupe *et al.* How heterogeneous are the cloud forest communities in the mountains of central Veracruz, Mexico? **Plant Ecology**, v. 214, n. 5, p. 685-701, 3 abr. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11258-013-0199-5> .

WILSON, Sarah Jane; RHEMTULLA, Jeanine M.. Small montane cloud forest fragments are important for conserving tree diversity in the Ecuadorian Andes. **Biotropica**, v. 50, n. 4, p. 586-597, 14 abr. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12542> .

WRB/FAO. **World reference base for soil resources 2014: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. Rome: Fao, 2014.

ZHAO, Chang-Ming *et al.* Altitudinal Pattern of Plant Species Diversity in Shennongjia Mountains, Central China. **Journal Of Integrative Plant Biology**, v. 47, n. 12, p. 1431-1449, dez. 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7909.2005.00164.x> .

ZORZANELLI, João Paulo Fernandes *et al.* Richness, structure and vegetation relationships of the woody layer in an upper montane forest in Caparaó National Park,

Minas Gerais state, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 02, p. 315-321, jul. 2016.
Oecologia Australis. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2016.2002.13> .

ZWIENER, Victor P. *et al.* The mechanisms explaining tree species richness and composition are convergent in a megadiverse hotspot. **Biodiversity And Conservation**, v. 29, n. 3, p. 799-815, 25 nov. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-019-01910-9>

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1: Checklist de espécies que ocorrem nos sete fragmentos de Florestas Nebulares da Serra da Mantiqueira, onde: PESB = Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; PNCA = Parque Nacional do Caparaó; PEIB = Parque Estadual do Ibitipoca; PNIT = Parque Nacional do Itatiaia; SMAR = Serra dos Marins; PESP = Parque Estadual da Serra do Papagaio; RCSN = RPPN Chapadão da Serra Negra.

Família	Espécie	PES B	PNC A	PEI B	PNIT	SMAR	PESP	RCSN	IUCN	Martinelli e Moraes (2013)
Anacardiaceae	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	x	-	-	-	-	-	x	NE	NE
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	-	-	x	-	-	-	x	LC	LC
	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	-	-	x	-	-	-	-	LC	LC
	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	-	-	x	-	-	-	-	LC	LC
	<i>Guatteria pohliana</i> Schltdl.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NT
	<i>Guatteria polyantha</i> R.E.Fr.	-	-	-	-	x	-	-	DD	NE
	<i>Guatteria sellowiana</i> Schltdl.	X	-	-	-	-	-	-	LC	LC
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	x	-	-	-	-	-	x	NE	NE
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	x	-	-	x	x	-	-	NT	LC
	<i>Ilex</i> sp 1	x	x	-	-	x	-	-		

	<i>Ilex</i> sp 2	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Ilex</i> sp 3	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Ilex</i> sp 4	-	x	-	-	-	-	-		
	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	-	-	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. & Schltld.) Frodin & Fiaschi	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> L.	x	-	-	-	-	-	-	NE	VU
Asteraceae	Asteraceae sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	Asteraceae sp 2	-	x	-	-	-	-	-		
	<i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	-	x	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	-	-	x	-	x	-	-	LC	NE
	<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	x	x	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	-	-	-	-	x	-	-	LC	NE
	<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	-	x	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Piptocarpha</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Symphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	-	-	-	x	-	x	-	NE	NE

	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob	-	-	-	x	x	x	-	LC	NE
	<i>Vernonanthura</i> sp 1	-	x	-	-	-	x	-		
	<i>Vernonanthura</i> sp 2	-	-	-	-	-	x	-		
Bignoniaceae	<i>Handroanthus</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Handroanthus vellosi</i> (Toledo) Mattos	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	-	-	-	-	x	-	-	LC	LC
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp 1	-	-	-	-	x	-	-		
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	-	-	x	-	-	-	x	NE	DD
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera</i> aff. <i>membranacea</i> Casar.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	-	-	-	x	-	-	-	NE	NE
Celastraceae	<i>Maytenus</i> cf. <i>robusta</i> Reissek	-	-	-	-	-	-	x	NE	LC
	<i>Maytenus</i> sp 1	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Monteverdia evonymoides</i> Reissek	-	x	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.) Biral	x	-	-	-	-	x	-	NE	NE
Chrysobalanaceae	<i>Couepia venosa</i> Prance	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. Ex DC.	X	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	X	x	x	x	x	x	-	LC	LC
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	x	-	x	-	x	-	x	NE	NE

Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	X	x	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	-	-	-	x	x	x	-	NE	NT
	<i>Weinmannia pinnata</i> L.	-	x	-	-	-	-	-	LC	NE
Cyatheaceae	<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin	-	x	-	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Cyathea</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Cyathea</i> sp 2	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Cyathea</i> sp 3	-	-	-	-	-	-	x		
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	-	x	-	-	-	-	-	NE	EN
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	-	-	-	-	x	-	-	NE	LC
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
Escalloniaceae	<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	-	x	-	-	-	-	-	NE	NE
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg	x	-	x	-	x	-	x	LC	NE
	<i>Croton alchorneicarpus</i> Croizat	-	-	-	x	-	x	-	NE	NE
	<i>Tetrorchidium parvulum</i> Müll. Arg.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Chamaecrista itambana</i> (Mart. Ex Benth.) H.S.Irwin & Barneby	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE

	<i>Dalbergia foliolosa</i> Benth.	X	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	Fabaceae sp1	-	-	x	-	-	-	x		
	<i>Inga</i> aff. <i>sellowiana</i> Benth.	x	-	-	-	-	-	-	EN	NT
	<i>Inga blanchetiana</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	x	EN	LC
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Ormosia altimontana</i> Meireles & H.C.Lima	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Swartzia apetala</i> Raddi	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
Hypericaceae	<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Vismia parviflora</i> Cham. & Schldl.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
Indeterminate	Indet 1	x	-	-	-	-	-	-		
	Indet 2	-	-	-	-	-	-	x		
	Indet 3	-	-	-	-	x	-	-		
	Indet 4	-	-	-	-	-	-	x		
	Indet 5	-	-	-	-	-	x	-		
	Indet 6	-	-	-	-	x	-	-		
	Indet 7	-	-	-	x	-	-	-		

Lamiaceae	<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Spreng.) Harley	-	-	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Vitex polygama</i> Cham.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
Lauraceae	<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Beilschmiedia taubertiana</i> (Schwacke & Mez) Kosterm.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Cinnamomum</i> sp 1	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	x	-	-	x	-	-	-	LC	NE
	Lauraceae sp 1	-	-	x	x	-	x	x		
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	x	-	-	-	-	-	-	LC	NT
	<i>Ocotea</i> aff. <i>dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	x	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	-	-	-	x	-	-	-	NE	LC
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	-	-	x	-	x	-	-	LC	NE
	<i>Ocotea daphnifolia</i> (Meisn.) Mez	x	-	-	-	-	-	-	LC	LC
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE	
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	-	-	x	-	-	-	x	NE	NE	

	<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	x	-	x	-	x	-	x	NE	EN
	<i>Ocotea oppositifolia</i> S.Yasuda	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	-	-	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Ocotea</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	x		
	<i>Ocotea</i> sp 2	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Ocotea</i> sp 3	-	-	-	-	-	-	x		
	<i>Ocotea tristis</i> (Nees & Mart.) Mez	-	-	x	-	-	-	x	NE	LC
	<i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Persea microphylla</i> Mez	-	-	-	-	x	-	x	NE	NE
	<i>Persea rufotomentosa</i> Nees & Mart.	-	-	-	-	x	-	x	NE	NT
	<i>Persea</i> sp 1	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Persea venosa</i> Nees & Mart.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
Malpighiaceae	<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Byrsonima variabilis</i> A.Juss.	-	-	-	-	-	-	x	LC	LC
Malvaceae	<i>Pachira endecaphylla</i> (Vell.) Carv.-Sobr.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A.Robyns	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
Melastomataceae	<i>Huberia glazioviana</i> Cogn.	x	-	-	-	-	-	x	NE	NE

	<i>Huberia nettoana</i> Brade	-	-	-	-	x	-	-	NE	NT
	<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	-	x	-	x	x	x	-	NE	LC
	<i>Leandra salicina</i> (DC.) Cogn.	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Leandra</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Miconia budlejoides</i> Triana	-	-	-	x	-	x	-	LC	NE
	<i>Miconia chartacea</i> Triana	x	-	x	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	-	x	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Miconia lepidota</i> DC.	X	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Miconia mellina</i> DC.	X	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	-	-	x	-	x	x	-	NE	NE
	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	x	x	x	x	x	-	-	LC	NE
	<i>Miconia</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	x		
	<i>Miconia</i> sp 2	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Miconia</i> sp 3	-	-	-	-	-	-	x		
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	x	-	-	-	x	x	x	LC	NE
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE

	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	-	-	x	-	-	-	-	VU	LC
Monimiaceae	<i>Macropelus dentatus</i> (Perkins) I.Santos & Peixoto	x	-	-	-	x	x	x	NE	NE
	<i>Macropelus ligustrinus</i> (Tul.) Perkins	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Mollinedia gilgiana</i> Perkins	x	-	-	-	x	-	-	CR	LC
	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	-	-	-	x	-	-	x	LC	NE
Moraceae	<i>Ficus mexiae</i> Standl.	-	-	x	-	-	-	-	VU	LC
	<i>Ficus obtusiuscula</i> (Miq.) Miq.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.,	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	-	x	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Calyptranthes</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Calyptranthes</i> sp 2	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Calyptranthes tricona</i> D.Legrand	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Calyptranthes widgreniana</i> O.Berg	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner	x	-	-	-	-	-	-	EN	LC
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	-	-	x	-	x	-	-	NE	LC
	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	-	-	-	-	-	-	x	NE	LC
	<i>Eugenia florida</i> DC.	-	-	-	-	x	-	-	LC	LC

<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	X	x	-	-	-	-	x	LC	NE
<i>Eugenia ligustrina</i> DC.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
<i>Eugenia longipedunculata</i> Nied.	-	-	-	-	x	-	x	NE	NE
<i>Eugenia moonioides</i> O.Berg	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
<i>Eugenia nutans</i> O.Berg	-	-	-	-	x	-	x	NE	LC
<i>Eugenia</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
<i>Eugenia</i> sp 2	x	-	-	-	-	-	-		
<i>Eugenia</i> sp 3	x	-	-	-	-	-	-		
<i>Eugenia</i> sp 4	-	-	x	-	-	-	-		
<i>Eugenia</i> sp 5	-	-	-	-	-	-	x	NE	
<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	-	-	-	x	-	-	-	NE	LC
<i>Myrceugenia bracteosa</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	-	-	-	x	x	x	-	VU	EN
<i>Myrceugenia cucullata</i> D.Legrand	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	-	-	-	-	-	x	-	NT	LC
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	-	-	-	x	-	-	-	NT	LC
<i>Myrceugenia ovalifolia</i> (O.Berg) Landrum	x	-	-	x	-	-	-	LC	NE

<i>Myrceugenia regnelliana</i> (O.Berg) D.Legrand & Kausel	-	x	-	x	x	x	-	NE	NE
<i>Myrceugenia</i> sp 1	-	-	-	-	-	x	-		
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
<i>Myrcia anacardiifolia</i> Gardner	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
<i>Myrcia anceps</i> (Spreng.) O.Berg	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
<i>Myrcia coelosepala</i> Kiaersk.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	x	-	x	-	-	-	-	NE	LC
<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk	-	-	x	-	x	-	-	NE	NE
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	-	x	-	x	-	-	-	LC	NE
<i>Myrcia laxiflora</i> Cambess.	-	-	-	-	x	-	-	EN	NE
<i>Myrcia montana</i> Cambess.	-	-	-	-	-	x	-	NE	NE
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	-	-	-	x	-	-	-	NE	LC
<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
<i>Myrcia</i> sp 1	x	-	x	-	-	-	-		
<i>Myrcia</i> sp 2	x	-	x	-	-	-	-		
<i>Myrcia</i> sp 3	-	-	-	-	x	-	-		
<i>Myrcia</i> sp 5	-	-	x	-	-	-	-		

<i>Myrcia</i> sp 6	-	-	x	-	-	-	-		
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	X	-	x	-	x	x	x	LC	NE
<i>Myrcia subalpestris</i> DC.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
<i>Myrcia subcordata</i> DC.	-	-	x	x	x	-	x	LC	NE
<i>Myrcia vauthiereana</i> O.Berg	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	-	-	-	-	-	-	x	NE	LC
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	x	-	x	-	-	-	x	LC	LC
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	-	-	x	-	-	-	-	NE	DD
Myrtaceaes p 1	x	x	x	-	x	x	-	LC	
Myrtaceae sp 2	x	x	-	-	-	-	x		
Myrtaceae sp 3	-	-	-	-	-	-	x		
Myrtaceae sp 4	-	-	-	-	-	-	x		
Myrtaceae sp 5	-	-	-	-	-	x	-		
Myrtaceae sp 6	-	-	-	-	-	-	x		
Myrtaceae sp 7	x	-	-	-	-	-	-		
Myrtaceae sp 8	-	x	-	-	-	-	-		
Myrtaceae sp 9	-	-	x	-	-	-	-		
Myrtaceae sp 10	-	-	-	x	-	-	-		

	Myrtaceae sp 11	-	x	-	-	-	-	-		
	Myrtaceae sp 12	-	-	-	-	-	-	x		
	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	x	x	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Psidium cattleyanum</i> Sabine	x	-	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	-	-	x	-	-	x	x	LC	NE
	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	-	-	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Siphoneugena dussii</i> (Krug & Urb.) Proença	-	-	x	-	-	-	-	NE	
	<i>Siphoneugena kuhlmannii</i> Mattos	-	-	-	x	x	-	-	NE	VU
	<i>Siphoneugena</i> sp 1	-	-	-	x	-	-	-		
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
Ochnaceae	<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.	-	-	-	-	x	-	x	LC	NE
Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
Pentaphylacaceae	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	-	-	-	-	x	-	x	NE	LC
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	X	-	-	-	-	-	x	LC	NE
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Podocarpaceae	<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.	-	-	-	-	-	-	x	EN	LC
Primulaceae	<i>Cybianthus coriaceus</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE

	<i>Cybianthus peruvianus</i> (A.DC.) Miq.	-	-	-	-	x	-	x	LC	NE
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	-	x	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	x	-	-	x	x	x	x	NE	NE
	<i>Myrsine glazioviana</i> Warm.	-	-	x	-	-	-	-	NE	EN
	<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	x	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Myrsine venosa</i> A.DC.	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
Proteaceae	<i>Euplassa itatiaiae</i> Sleumer	-	-	-	x	-	-	-	NE	NE
	<i>Euplassa semicostata</i> Plana	x	-	-	-	-	-	-	NE	EN
	<i>Panopsis multiflora</i> (Schott) Ducke	-	-	-	-	x	-	-	NE	EN
	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	-	-	-	x	-	-	-	NE	NE
	<i>Roupala montana</i> Aubl.	x	x	-	-	x	x	-	LC	NE
Quiinaceae	<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	X	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	-	x	x	-	-	-	x	NE	LC
Rosaceae	<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) D.Dietr.	x	-	-	-	x	x	-	NE	NE
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	x	x	-	-	x	x	x	NE	NE
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	x	-	x	-	x	-	x	NE	NE

	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Faramea nigrescens</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Hillia parasitica</i> Jacq.	-	-	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	-	-	-	-	-	-	x	LC	LC
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	x	x	-	-	x	-	x	NE	NE
	Rubiaceae sp 1	x	-	-	-	-	-	x	NE	
	Rubiaceae sp 2	x	-	-	-	-	-	-		
	Rubiaceae sp 3	-	-	-	-	-	-	x		
	<i>Schizocalyx cuspidatus</i> (A.St.-Hil.) Kainul. & B.Bremer	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	X	-	-	-	-	-	-	LC	NE
Salicaceae	<i>Azara uruguayensis</i> (Speg.) Sleumer	-	x	-	-	-	-	-	NE	NT
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	Salicaceae sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	-	-	-	-	-	x	-	LC	NE
	<i>Xylosma</i> sp 1	-	x	-	-	-	-	-		
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. Et al.) Hieron. ex Niederl.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE

	<i>Symplocos oblongifolia</i> Casar.	-	-	-	-	x	-	-	LC	NE
	<i>Symplocos pentandra</i> (Mattos) Occhioni ex Aranha	-	x	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Symplocos revoluta</i> Casar.	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Symplocos</i> sp 1	-	-	-	-	x	-	-		
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis coriacea</i> Taub.	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
Vochysiaceae	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Vochysia saldanhana</i> Warm.	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	x	x	-	x	x	x	-	NE	LC

Tabela S2: Parâmetros estruturais das dez espécies com maior valor de importância em cada local, onde: DA (ha) = densidade absoluta por hectare; AB (ha) = área basal por hectare; VI (%) = valor de importância. PESB = Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; RCSN = RPPN Chapadão da Serra Negra; PESP = Parque Estadual da Serra do Papagaio; PNIT = Parque Nacional do Itatiaia; SMAR = Serra dos Marins; PNCA = Parque Nacional do Caparaó; PEIB = Parque Estadual do Ibitipoca.

Área	Espécies	DA (ha)	AB (ha)	VI (%)
PESB	<i>Huberia glazioviana</i>	375	8.189	11.229
	<i>Euplassa semicostata</i>	200	2.956	5.059
	<i>Leandra sp1</i>	170	1.534	3.910
	<i>Clusia criuva</i>	50	3.660	3.804
	<i>Myrcia splendens</i>	155	0.710	3.004
	<i>Dalbergia foliolosa</i>	90	1.424	3.002
	<i>Myrciaria floribunda</i>	95	1.448	2.825
	<i>Myrsine gardneriana</i>	95	1.001	2.608
	<i>Amaioua intermedia</i>	75	1.008	2.407
	<i>Moquiniastrum polymorphum</i>	90	0.791	2.396
	Others	1840	20.945	59.769
	Total	3235	43.666	
RCSN	<i>Alchornea triplinervia</i>	130	3.702	8.178
	<i>Protium heptaphyllum</i>	80	1.629	4.173

	<i>Ormosia altimontana</i>	45	2.271	4.151
	<i>Tapirira obtusa</i>	85	0.937	3.612
	<i>Lauraceae sp1</i>	10	2.564	3.546
	<i>Guapira opposita</i>	95	0.489	3.429
	<i>Myrciaria floribunda</i>	55	0.933	2.915
	<i>Eugenia ligustrina</i>	50	0.483	2.638
	<i>Myrcia venulosa</i>	65	0.776	2.562
	<i>Pera glabrata</i>	60	0.403	2.547
	Others	1240	14.013	62.250
	Total	1915	28.200	
PESP	<i>Myrceugenia bracteosa</i>	605	22.875	23.740
	<i>Myrceugenia regnelliana</i>	450	3.219	10.948
	<i>Myrsine gardneriana</i>	145	7.858	8.861
	<i>Ilex theezans</i>	120	8.806	8.241
	<i>Clethra scabra</i>	85	5.262	6.080
	<i>Leandra aurea</i>	125	0.457	4.367
	<i>Drimys brasiliensis</i>	70	2.909	3.849
	<i>Miconia budlejoides</i>	85	0.517	3.551

	<i>Vernonanthura discolor</i>	50	1.700	3.157
	<i>Myrceugenia sp 1</i>	45	0.847	2.628
	Others	450	8.118	24.587
	Total	2230	62.567	
PNIT	<i>Myrceugenia myrcioides</i>	460	11.050	18.231
	<i>Myrceugenia alpigena</i>	270	12.413	15.806
	<i>Myrceugenia bracteosa</i>	165	4.472	8.848
	<i>Ilex paraguariensis</i>	40	4.793	5.122
	<i>Croton alchorneicarpus</i>	75	2.135	4.803
	<i>Miconia budlejoides</i>	100	0.652	4.525
	<i>Solanum cinnamomeum</i>	80	0.559	3.240
	<i>Myrcia subcordata</i>	70	0.576	3.075
	<i>Myrcia laruotteana</i>	55	0.333	2.646
	<i>Roupala brasiliensis</i>	40	0.769	2.388
	Others	535	11.335	31.341
	Total	1890	49.087	
SMAR	<i>Clethra scabra</i>	210	3.622	6.132
	<i>Ilex theezans</i>	170	3.529	5.809

	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	120	3.907	5.399
	<i>Huberia nettoana</i>	185	2.788	5.076
	<i>Eugenia florida</i>	315	1.350	4.966
	<i>Daphnopsis coriacea</i>	185	1.503	4.262
	<i>Myrsine gardneriana</i>	175	1.422	4.102
	<i>Alchornea triplinervia</i>	140	1.847	3.744
	<i>Roupala montana</i>	110	2.152	3.717
	<i>Byrsonima ligustrifolia</i>	70	2.089	3.675
	Others	1885	15.852	53.126
	Total	3565	40.060	
PNCA	<i>Escallonia bifida</i>	395	7.962	16.012
	<i>Symplocos falcata</i>	330	4.636	12.289
	<i>Myrsine coriacea</i>	235	4.842	10.332
	<i>Dicksonia sellowiana</i>	140	3.534	7.959
	<i>Miconia cinnamomifolia</i>	275	1.716	6.552
	<i>Prunus myrtifolia</i>	120	2.085	6.013
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	85	2.514	5.210
	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	50	0.843	3.779

	<i>Cyathea corcovadensis</i>	50	1.630	3.538
	<i>Clethra scabra</i>	40	1.214	3.320
	Others	380	5.919	25.037
	Total	2100	36.895	
PEIB	<i>Eremanthus erythropappus</i>	440	12.522	18.910
	<i>Myrcia subcordata</i>	625	3.517	12.247
	<i>Myrsine coriacea</i>	185	1.295	5.021
	<i>Protium heptaphyllum</i>	155	1.401	4.417
	<i>Myrsine glazioviana</i>	95	0.792	3.133
	<i>Trichilia catigua</i>	70	0.895	2.947
	<i>Clusia criuva</i>	105	0.626	2.905
	<i>Cupania vernalis</i>	120	0.546	2.818
	<i>Persea venosa</i>	30	1.654	2.684
	<i>Guatteria pohliana</i>	55	0.681	2.565
	Others	1020	10.235	42.367
	Total	2900	34.163	

3 CAPÍTULO 2

ARMAZENAMENTO DE CARBONO ACIMA DO SOLO AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL EM FLORESTAS NEBULARES NEOTROPICAIS: TESTANDO OS EFEITOS DE FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS²

RESUMO

As relações entre a riqueza de espécies arbóreas e o armazenamento de carbono (AGC) nas florestas tropicais ao longo dos gradientes ambientais têm sido estudadas nas

² O manuscrito será submetido para a revista Ecosystems.

últimas décadas. Nosso estudo teve como objetivo avaliar o AGC e suas relações com os vetores bióticos e abióticos ao longo de um gradiente altitudinal em florestas nebulares brasileiras, um estudo inédito para estes ecossistemas. As relações integrativas do AGC e os fatores bióticos e abióticos foram analisadas em sete florestas nebulares em diferentes elevações da Serra da Mantiqueira, sudeste do Brasil. Os resultados mostraram variações significativas entre as florestas, mas um padrão claro de hiperdominância de AGC prevalece nas comunidades. Observamos que aproximadamente 5% do total de indivíduos da comunidade foram responsáveis por mais de 50% do AGC da comunidade arbórea nas diferentes comunidades. Este resultado demonstra como a contribuição relativa das espécies arbóreas para o AGC pode ser independente da diversidade e da estrutura das comunidades arbóreas. Os locais com maior fertilidade e elevação do solo, mas com menor riqueza, têm o maior efeito das espécies e famílias hiperdominantes. Quatro espécies do total das hiperdominantes em carbono pertencem à Myrtaceae, a família mais importante para a maioria das florestas amostradas. Este estudo revela novos e importantes padrões ecológicos de comunidades florestais nebulares no sudeste do Brasil.

Palavras-chave: Floresta atlântica. Estoque de carbono. Hiperdominância. Serra da Mantiqueira. Fertilidade do solo. Gradientes. Abundância de espécies.

ABSTRACT

The relationships between tree species richness and carbon storage in tropical forests along environmental gradients have been studied in recent decades. Our study aimed to evaluate the AGC and its relationships with biotic and abiotic drivers along an altitudinal gradient in Atlantic cloud forests, an unprecedented study for these Brazilian

ecosystems. The integrative relationships of AGC and biotic and abiotic drivers were analyzed in seven cloud forests at different elevations of the Serra da Mantiqueira, Southeastern Brazil. The results showed significant variations among the forests but a clear pattern of AGC hyperdominance prevails in the communities. We observed that approximately 5% of the total community individuals were responsible for more than 50% of the AGC of the tree community in the different communities. This result demonstrates how tree species' relative contribution to the AGC may be independent of the diversity and structure of tree communities. Sites with higher soil fertility and elevation, but with less richness, have the highest effect of hyperdominant species and families. Four species out of the total hyperdominant ones in carbon belong to the Myrtaceae, the most important family for most of the sampled forests. This study reveals new and important ecological patterns of cloud forest communities in southeastern Brazil.

Keywords: Atlantic Forest. Carbon stock. Hyperdominance, Serra da Mantiqueira. Soil fertility. Gradient. Species abundance.

INTRODUÇÃO

A relação entre a diversidade de espécies arbóreas e o funcionamento do ecossistema ao longo de gradientes ambientais é uma das principais abordagens atuais da ecologia florestal (POORTER *et al.*, 2017; POORTER *et al.*, 2019; HUBAU *et al.*, 2020). A altitude é conhecida, por exemplo, como uma das principais preditoras que

determinam mudanças na diversidade de espécies arbóreas em diversas florestas do mundo (SANCHEZ-GONZALEZ; LOPEZ-MATA, 2005; MALHI *et al.*, 2010; STEINBAUER *et al.*, 2013), incluindo o Brasil (SANCHEZ *et al.*, 2013; MEIRELES; SHEPHERD, 2015; KAMIMURA *et al.*, 2017). O gradiente altitudinal representa um importante cenário ecológico para examinar como as mudanças nos fatores bióticos (ex. atributos da vegetação como riqueza e abundância de espécies, relações bióticas) e abióticos (ex. topografia, textura e fertilidade do solo, temperatura, precipitação) afetam a diversidade da comunidade de plantas (NERI *et al.*, 2016; KÖRNER *et al.*, 2017). Além disso, o gradiente altitudinal pode influenciar mudanças nesses fatores bióticos e abióticos, proporcionando uma variabilidade de filtros locais, que moldam a riqueza, a distribuição das espécies e, conseqüentemente, afetam o funcionamento do ecossistema; como estoque e dinâmica do carbono (TRIGAS *et al.*, 2013; ALI *et al.*, 2018). O estoque de carbono e a dinâmica da biomassa acima do solo das florestas tropicais são alguns dos serviços ecossistêmicos de grande impacto global (MITCHARD, 2018).

Nesse contexto, a biomassa da floresta tropical desempenha um papel importante no ciclo global do carbono, mas quanto é ciclado e a variação da biomassa em escala regional não são itens bem compreendidos (CULMSEE *et al.*, 2010). A biomassa acima do solo (AGB) muda significativamente entre as cadeias de montanhas, porque a variabilidade na composição das espécies arbóreas dominantes tem uma influência marcante na produtividade da biomassa ao longo do gradiente altitudinal (MOSER *et al.*, 2008; CULMSEE *et al.*, 2010; GIRARDIN *et al.*, 2014; ALI *et al.*, 2018). Portanto, a densidade das árvores de grande porte e o AGB estão associados à altitude e às propriedades do solo em escalas locais e regionais, o que também sugere um papel potencial em escalas globais (MALHI *et al.*, 2006; PAOLI *et al.*, 2008; SLIK *et al.*, 2010; QUESADA *et al.*, 2012). Árvores de grande porte que dominam os estratos superiores da floresta, contribuem significativamente para a produção de AGB devido ao elevado volume lenhoso e valores de dominância, os quais influenciam na eficiência e índices do armazenamento de carbono (PAOLI *et al.*, 2008; SLIK *et al.*, 2010; POORTER *et al.*, 2015; ALI *et al.*, 2018). Quaisquer impactos globais ou fatores ambientais que alterem a distribuição destas árvores de grande porte podem afetar consideravelmente o AGB da floresta (SLIK *et al.*, 2013; POORTER *et al.*, 2015). Notavelmente, o tamanho da árvore, a taxa de crescimento e a densidade da madeira determinam quanto e por quanto tempo o carbono será armazenado em AGB (PAOLI *et al.*, 2008; SLIK *et al.*, 2010; ALI *et al.*, 2018). Assim, a redução do tamanho das

árvores com a altitude sugere uma redução da biomassa em direção a altitudes mais elevadas, enquanto a diminuição das taxas de decomposição da matéria orgânica pode induzir um alto acúmulo de carbono orgânico no solo nas montanhas tropicais (MOSER *et al.*, 2011).

As relativas contribuições funcionais das espécies podem variar substancialmente independentemente de sua abundância (ALI *et al.*, 2018). Assim, algumas espécies particularmente abundantes podem não contribuir de forma substancial para a dinâmica da biomassa (ciclagem de carbono), enquanto espécies mais raras podem fazê-lo (MALHI *et al.*, 2010; FAUSET *et al.*, 2015). Essas espécies que contribuem de forma desproporcional para maior produtividade e armazenamento de biomassa comparado à todas outras espécies da comunidade arbórea são conhecidas como hiperdominantes, as quais geralmente apresentam maior densidade de madeira e altura máxima (FAUSET *et al.*, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2019). Estudos recentes em Florestas Atlânticas destacaram a importância de vincular a função do ecossistema à identidade de espécies arbóreas em várias florestas tropicais e mostraram que algumas espécies dominantes são as que mais contribuem para alguns processos ecossistêmicos, como produção de frutos como recursos e armazenamento de AGB (STAGGEMEIER *et al.*, 2017 ; RODRIGUES *et al.*, 2019). Estudos realizados na Bacia Amazônica mostraram que grande parte do ciclo do carbono em uma das florestas tropicais mais importantes no mundo é realizado por um pequeno grupo de espécies arbóreas (estimadas em 1,4% do total de espécies, representando 50% da abundância) que contribuem de maneira desproporcional à densidade da madeira e AGB (FAUSET *et al.*, 2015). Isso é consistente com estudos anteriores que identificaram a densidade específica da madeira como uma das características estruturais mais poderosas no controle do AGB em florestas da planície Amazônica (MALHI *et al.*, 2006; POORTER *et al.*, 2019). Portanto, a abordagem de hiperdominância é essencial para entender o funcionamento do ecossistema e estabelecer práticas eficientes de manejo e conservação florestal em escala regional e local. Para a Floresta Atlântica, domínio fitogeográfico caracterizado por grande variabilidade altitudinal, pouco se sabe sobre como a heterogeneidade ambiental em escala local originada por condições topográficas contrastantes determina na composição da comunidade e no número de espécies hiperdominantes (RODRIGUES *et al.*, 2019).

As Florestas Nebulares ocorrem em regiões montanhosas frequentemente cobertas por nuvens ou nevoeiros (BRUIJNZEEL *et al.*, 2011). As principais

características das Florestas Nebulares incluem condensação constante de altas taxas de umidade, baixas temperaturas e alto estoque de matéria orgânica do solo (MALHI *et al.*, 2010). Da mesma forma, são formadas por uma composição florística única, com muitas espécies ameaçadas e endêmicas (BUBB, 2004; BRUIJNZEEL *et al.*, 2011). Essas florestas representam apenas 2,5% das florestas tropicais em todo mundo, com uma superfície total de 380.000 km² (BUBB, 2004) e sofrem várias ameaças, como os efeitos das mudanças climáticas globais e do uso da terra (PONCE-REYES *et al.*, 2013). No entanto, o papel das Florestas Nebulares é crucial para alguns serviços ecossistêmicos, como armazenamento de carbono, proteção do solo, manutenção do ciclo hidrológico e proteção dos cursos de água (POUNDS *et al.*, 1999; BRUIJNZEEL *et al.*, 2011; POMPEU *et al.*, 2018). O carbono acima do solo (AGB) e o estoque de carbono orgânico do solo nas Florestas Nebulares também desempenham importantes serviços relacionados ao ciclo global de carbono (MITCHARD, 2018).

A quantificação do AGC nas Florestas Nebulares brasileiras ao longo de um gradiente altitudinal é de extrema importância. Assim, nosso objetivo foi avaliar o armazenamento de carbono acima do solo e suas relações com fatores bióticos e abióticos ao longo de um gradiente altitudinal nas Florestas Nebulares do Atlântico brasileiro. Selecionamos sete áreas de Florestas Nebulares em diferentes cotas altitudinais da Serra da Mantiqueira, sudeste do Brasil, para abordar as seguintes questões: 1) A maior riqueza de espécies arbóreas determina a ocorrência de um número maior de espécies dominantes em carbono? 2) Qual é a contribuição relativa das diferentes espécies arbóreas no armazenamento acima do solo de carbono entre as diferentes Florestas Nebulares? 3) Quais são os principais efeitos da textura do solo, fertilidade, altitude e riqueza de espécies na quantidade de carbono acima do solo? Assim, prevemos que as espécies de maior importância estrutural nas comunidades, ou seja, com maiores valores de densidade e dominância, não serão equivalentes às hiperdominantes em carbono, considerando que a identidade das espécies (composição florística) pode interferir na contribuição relativa para o AGC independentemente de sua abundância. Nosso estudo traz compreensão a cerca do estoque de carbono das Florestas Nebulares, fornecendo informações fundamentais sobre os processos que regulam sua estrutura e função. Esse conhecimento é crucial para a conservação, uma vez que as Florestas Nebulares são extremamente sensíveis às mudanças climáticas e do uso da terra (PONCE-REYES *et al.*, 2013).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O nosso estudo foi conduzido ao longo da Serra da Mantiqueira, sudeste Brasil, sendo uma das maiores cadeias de montanhas do leste sul-americano que se estende pelos Estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo. Nela encontram-se sete dos dez picos mais elevados do Brasil (IBGE, 2010), que se encontram nas bordas do Planalto de Campos do Jordão e das serras do Itatiaia e Caparaó (1.700-2.890 m.), com pico culminante no Pico da Bandeira (2.892 m) localizado no Parque Nacional do Caparaó (GONZAGA; MENINI NETO, 2017). A Serra da Mantiqueira testemunha complexos eventos geomorfológicos, climáticos, biológicos e ecológicos que a originaram, e cada região é única em sua história geomorfológica e formas de vida (PELLISSARI; ROMANIUC NETO, 2013). A Serra está inserida entre três importantes bacias hidrográficas: Rio Doce, Rio Paraná e do Rio Paraíba do Sul. Há predominância de solos Latossolo Vermelho Amarelo, Argissolo Vermelho amarelo e afloramento de rochas (PELLISSARI; ROMANIUC NETO, 2013). Encontra-se inserida no domínio fitogeográfico Atlântico com áreas fronteiriças de Cerrado e apresenta diferentes formações vegetacionais, sendo composta por florestas montanas e altimontanas, florestas de araucária, campos de altitude, campos rupestres e inselbergues (MEIRELLES *et al.*, 2014; GONZAGA; MENINI NETO, 2017).

Amostramos sete locais de Florestas Nebulares ao longo da Serra da Mantiqueira, sendo elas: Morro do Careca na Serra dos Marins (SMAR); Mata do Brejo da Lapa no Parque Nacional do Itatiaia (PNIT); Mata do Santo Agostinho no Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP); Mata do Pico do Gramma no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB); Mata das Macieiras no Parque Nacional do Caparaó (PNCA); floresta próxima ao centro de visitantes no Parque Estadual Serra de Ibitipoca (PEIB) e Mata da Cachoeira do Chapadão na RPPN Chapadão da Serra Negra (RCSN) (Figura 1).

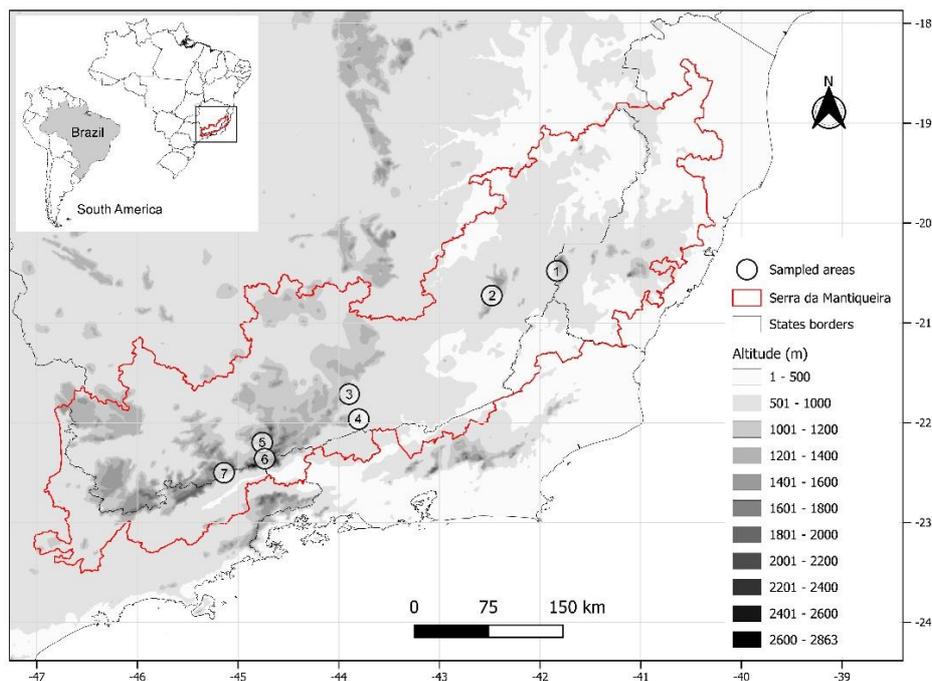


Figura 1. Mapa dos locais amostrados: 1) Parque Nacional do Caparaó (PNCA), 2) Parque Estadual Serra do Brigadeiro (PESB), 3) RPPN Chapadão da Serra Negra (RCSN), 4) Parque Estadual Serra do Ibitipoca (PEIB), 5) Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP), 6) Parque Nacional do Itatiaia (PNIT), 7) Serra dos Marins (SMAR).

Todos os locais estão localizados dentro de Unidades de Conservação em diversas categorias, com diferentes cotas de elevação (gradiente de 1057m a 2325m), topografia, solos e variáveis climáticas que resultam em grande heterogeneidade ambiental e, conseqüentemente, atuam na estrutura, composição e distribuição de espécies da flora. Todas as florestas estudadas foram classificadas como Florestas Nebulares de acordo com as características do microclima proporcionado pela altitude em geral, como baixa temperatura, alta precipitação com cobertura frequente de nuvens mesmo nas estações mais secas, baixa insolação e ventos fortes (BRUIJNZEEL *et al.*, 2011).

Amostragem da vegetação

Em cada localidade selecionada, amostramos dez parcelas de 10×20 m, onde todas as árvores com circunferência na altura do peito (1,30 m do solo) $\geq 15,7$ cm foram amostradas e identificadas até o nível das espécies sempre quando possível. Amostramos 70 parcelas (1,4 ha) no total, de outubro de 2016 a abril de 2018.

Coletamos todos os indivíduos que foram posteriormente identificados com base em literatura especializada, através de consulta física e virtual a herbários e acesso a especialistas das respectivas famílias. Incorporamos os materiais férteis coletados na coleção do Herbário do CESJ, localizado na Universidade Federal de Juiz de Fora. Todos os nomes foram validados de acordo com a ortografia e sinonímia na página da Flora Brasil (BFG, 2018) e seguem as classificações APG IV (APG, 2016). Verificamos todas as espécies de acordo com o status de ameaça da IUCN (IUCN, 2020) e o Livro Vermelho da Flora Brasileira (MARTINELLI; MORAES, 2013). Analisamos os parâmetros estruturais das espécies da comunidade de acordo com Kent e Coker (1992), com base nos seguintes parâmetros fitossociológicos: área basal, dominância relativa, densidade relativa e absoluta, frequência relativa e valor de importância.

Avaliação de variáveis topográficas e análise de solo

Registramos a altitude e a localização geográfica (datum UTM WGS 84) de cada parcela utilizando um GPS de navegação (modelo Garmin Map 78S). Obtivemos as informações de inclinação através de um clinômetro (modelo Haglöf CI). Foram coletadas cinco amostras simples do solo superficial (de 0 a 10 cm de profundidade, sem a serapilheira) dos vértices e do centro de cada parcela. Para cada parcela, misturamos e homogeneizamos as cinco amostras, formando uma amostra composta de cerca de 0,5 kg. Analisamos as amostras seguindo o protocolo EMBRAPA (1997). Os parâmetros do solo foram avaliadas por um laboratório particular de Viçosa, considerando as seguintes propriedades: P, K, Ca, Mg disponível, acidez (H + Al), pH (H₂O), matéria orgânica (MO); capacidade efetiva de troca catiônica (t); capacidade potencial efetiva de troca catiônica (T); a porcentagem de saturação de bases (V); e a textura do solo, como areia grossa (Sand_c), areia fina (Sand_t), argila e silte.

Estimativa de carbono acima do solo (AGC)

Presume-se que a concentração de AGC das diferentes partes de uma árvore seja 50% do AGB (BROWN, 1997). Calculamos o AGB para cada indivíduo arbóreo amostrado utilizando uma equação alométrica global (Eqn1) proposta por Chave *et al.*, (2005), com base no diâmetro mensurado (D) e na densidade específica da madeira (ρ). A densidade específica da madeira (ρ) foi extraída do banco de dados global DRYAD

<https://datadryad.org/stash/dataset/doi:10.5061/dryad.234> (ZANNE *et al.*, 2009; CHAVE *et al.*, 2009). Sempre que os valores correspondentes à espécie estavam indisponíveis, aplicamos valores do nível genérico. Da mesma forma, sempre que faltavam valores em nível de gênero, aplicamos valores em nível de família.

$$Eqn1 = \exp [-1.803 - 0.976E + 0.976 \ln(p) + 2.673 \ln(D) - 0.0299[\ln(D)]^2]$$

O AGB total por parcela foi a soma dos AGBs de todas as árvores com DBH \geq 4,77 cm, que foram convertidos em megagramas por hectare (Mg.ha⁻¹). Calculamos a biomassa em nível de espécie como a soma da biomassa de todos os caules de uma espécie (ALI *et al.*, 2016).

Análise de dados

Estoque de carbono acima do solo

Para todas as análises estatísticas utilizamos o software R 3.4.2. (R CORE TEAM, 2017). As variações no AGC foram comparadas entre todos os locais por análise de variância unidirecional (ANOVA; para dados normalmente distribuídos) seguida de um Tukey's test ($p < 0,05$).

Abordagem de hiperdominância

Estimamos o número máximo de espécies necessárias para responder por 50% do estoque de carbono, o que nos permite avaliar o número de espécies hiperdominantes de carbono em cada local de amostragem. Consideramos como “espécies hiperdominantes de carbono” as espécies que acumularam 50% do carbono total quando classificadas por ordem decrescente de contribuição para o carbono total, com base nas definições adotadas por Bastin *et al.*, (2015) e Fauset *et al.*, (2015). Finalmente, construímos curvas de classificação de espécies com base na abundância de espécies e na distribuição de carbono.

Análise de componentes principais e modelos lineares mistos

Realizamos análises de correlação para excluir as propriedades redundantes do solo e plotamos as variáveis respostas através de uma análise de componentes principais (PCA) (por exemplo, RODRIGUES *et al.*, 2019; SCHMITZ *et al.*, 2020, utilizando o pacote 'FactoMineR' (HUSSON *et al.*, 2017) . Também calculamos as correlações de Spearman entre as propriedades do solo e os eixos de ordenação da PCA; para isso, centralizamos e padronizamos todas as variáveis. Testamos modelos lineares generalizados para explicar os principais efeitos de preditores de solo no carbono acima do solo. Para reduzir as fortes correlações entre as propriedades do solo (Figura S1, do Material Suplementar), utilizamos o primeiro eixo da PCA para a variabilidade do teor de nutrientes (PCA1f) e a variabilidade das variáveis físicas (PCA1t) como proxy para a fertilidade do solo e a textura do solo respectivamente; usados em todos os modelos testados (RODRIGUES *et al.*, 2019; SCHMITZ *et al.*, 2020).

Testamos os principais efeitos de diferentes variáveis preditoras (ou seja, fatores bióticos e abióticos) no carbono acima do solo (variável resposta) utilizando modelos lineares de efeitos mistos (LMMs), depois de verificarmos a normalidade dos dados com o teste Shapiro-Wilk e QQ (CRAWLEY, 2013) (Figura S2; consulte Material suplementar). Agrupamos variáveis preditoras em duas categorias: variáveis bióticas (ou seja, número de espécies e composição da comunidade) e variáveis abióticas como altitude, declividade, variabilidade de nutrientes relacionados à fertilidade do solo (PCA1f) e variabilidade das propriedades físicas relacionadas a textura do solo (PCA1t), como variáveis explicativas contínuas com efeitos fixos. Em todos os modelos mistos, incluímos as parcelas de Florestas Nebulares como um fator aleatório. Obtivemos a composição das espécies extraíndo as pontuações no eixo NMDS 1 de frequência ponderada (por exemplo, RODRIGUES *et al.*, 2019; SCHMITZ *et al.*, 2020). Consideramos o primeiro eixo um proxy para a fertilidade e textura do solo em todos os modelos testados (RODRIGUES *et al.*, 2019; SCHMITZ *et al.*, 2020), para reduzir quaisquer correlações fortes entre as propriedades do solo (Figura S3-S4; ver Material Suplementar). Assim, definimos o primeiro eixo da PCA para variáveis de fertilidade do solo (PCA1f) e textura (PCA1t).

Avaliamos a colinearidade entre variáveis preditoras selecionadas usando a análise de correlação de Spearman para seleção. Assim, quando duas variáveis foram fortemente correlacionadas ($r \geq 0,6$ e significativas, $p < 0,05$), incluímos os preditores em modelos separados (Figuras S3 e S4 do Material Suplementar). Para avaliar os

melhores modelos (LMMs), aplicamos uma abordagem de inferência multimodal (BURNHAM; ANDERSON, 2002) com a função 'dredge' do pacote “MuMIn” (Barton 2015), que retorna todas as combinações possíveis das variáveis explicativas incluídas no modelo global. Para determinar quais dessas variáveis foram as mais decisivas na explicação das mudanças no AGC, usamos uma abordagem da teoria da informação baseada no critério de informação de Akaike (AIC) com uma correção para tamanhos finitos de amostra (AICc) e pesos da AIC (BURNHAM; ANDERSON, 2010). Consideramos o modelo com o AICc mais baixo como o melhor, mas consideramos todos os modelos que diferiam menos de quatro unidades do melhor modelo como bons modelos igualmente (BURNHAM *et al.*, 2011). Calculamos todos os modelos usando o pacote 'lme4' (BATES *et al.*, 2014) na plataforma R (R CORE TEAM, 2017); para ilustração, usamos o pacote 'ggplot2' (HADLEY, 2015).

RESULTADOS

Carbono acima do solo, famílias e espécies hiperdominantes

Em média o AGC variou entre as áreas amostradas (Figura 2), apresentando variação de 1.019 Mg.ha⁻¹ no PEIB a 3.177 Mg.ha⁻¹ no PNIT (Tabela 1).

Tabela 1: Dados sobre os sete fragmentos amostrados de Florestas nebulares. Onde: RCSN = RPPN Chapadão da Serra Negra; PEIB = Parque Estadual Serra do Ibitipoca; PESB = Parque Estadual Serra do Brigadeiro; SMAR = Serra dos Marins; PNCA= Parque Nacional do Caparaó; PNIT = Parque Nacional do Itatiaia; PESP = Parque Estadual Serra do Papagaio.

Site	Varição do AGC (Mg ha ⁻¹)	Altitude (m)	Declividade média (graus)	Latitude (S)	Longitude (W)	Temperatura média anual (°C)	Precipitação média anual (mm)	Riqueza	Abundância	Área basal (m ²)
RCSN	39,9237 a 266,4214	1057-1109	14,72	-21.96403	-43.80166	18,7	1396	90	383	5,64
PEIB	44,3060 a 242,8488	1335-1350	3,48	-21.71384	-43.89751	18,0	1519	64	580	6,83
PESB	70,5055 a 462.8717	1474-1549	16,56	-20.72658	-42.47932	16,0	1465	91	647	8,73
SMAR	67,0298 a 337,5351	1791-1812	17,39	-22.50054	-45.13866	15,5	1724	71	713	8,01
PNCA	51,0173 a 314,8252	1782-1893	22,77	-20.47999	-41.83186	12,7	1495	36	420	7,37
PNIT	164,5028 a 503,3771	2156-2184	11,45	-22.36008	-44.73468	11,8	2192	36	378	9,81
PESP	123,0804 a 593,5711	2226-2325	14,74	-22.19883	-44.75959	13,2	2095	34	445	12,51

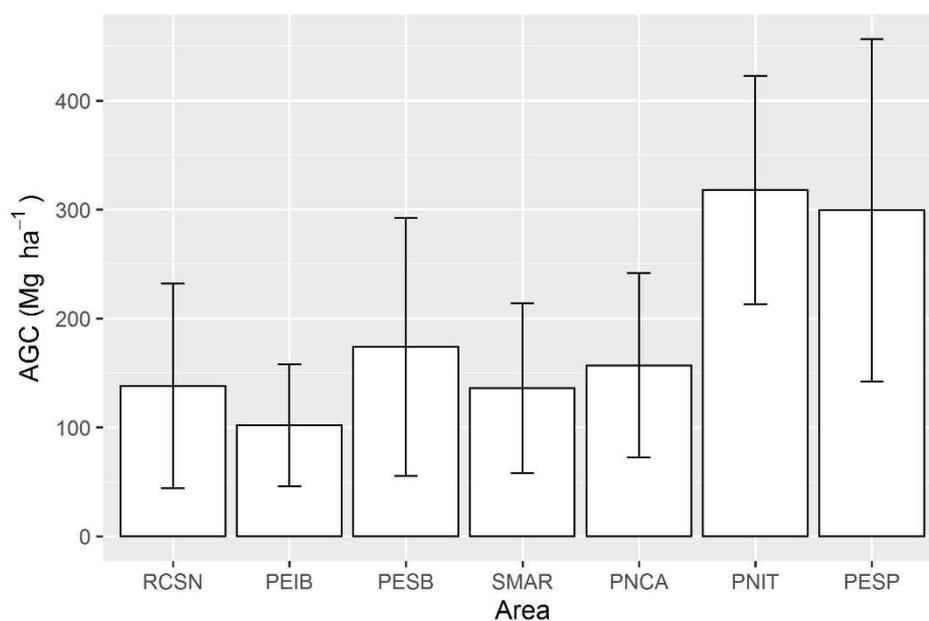


Figura 2. Análise do Erro Padrão com as diferenças no carbono acima do solo entre as diferentes Florestas Nebulares amostradas, Serra da Mantiqueira, Brasil.

Em três das sete áreas amostradas uma única família arbórea se destaca como hiperdominante em carbono, por ser responsável sozinha por aproximadamente 50% do AGC ou mais. No PEIB a família Asteraceae é responsável sozinha por 45% de AGC, correspondendo a 16% da abundância total de indivíduos amostrados. No PESP a família Myrtaceae é responsável sozinha por 53% do AGC, apresentando 54% da abundância total dos indivíduos amostrados. No PNIT, a família Myrtaceae também é destaque, mas com concentração de 79% do AGC, com uma abundância de 64% de indivíduos identificados nesta família na amostragem. As famílias Myrtaceae e Asteraceae são destaques juntas como hiperdominantes em carbono no SMAR, onde somadas concentram 46,7% do AGC, com 31,76% da abundância do total de indivíduos. Na RCSN, também foram encontradas duas famílias hiperdominantes em carbono, sendo elas Myrtaceae e Lauraceae, totalizando 46% do AGC e 33,41% da abundância dos indivíduos amostrados. No PNCA as famílias Escalloniaceae, Myrtaceae e Primulaceae, foram classificadas como hiperdominantes em carbono, concentrando juntas 48% do AGC acumulado em 42% de a abundância de indivíduos amostrados. Exceto para o PEIB, Myrtaceae é citada como família hiperdominante em carbono para 06 áreas amostradas (Figura 3, Tabela 3)

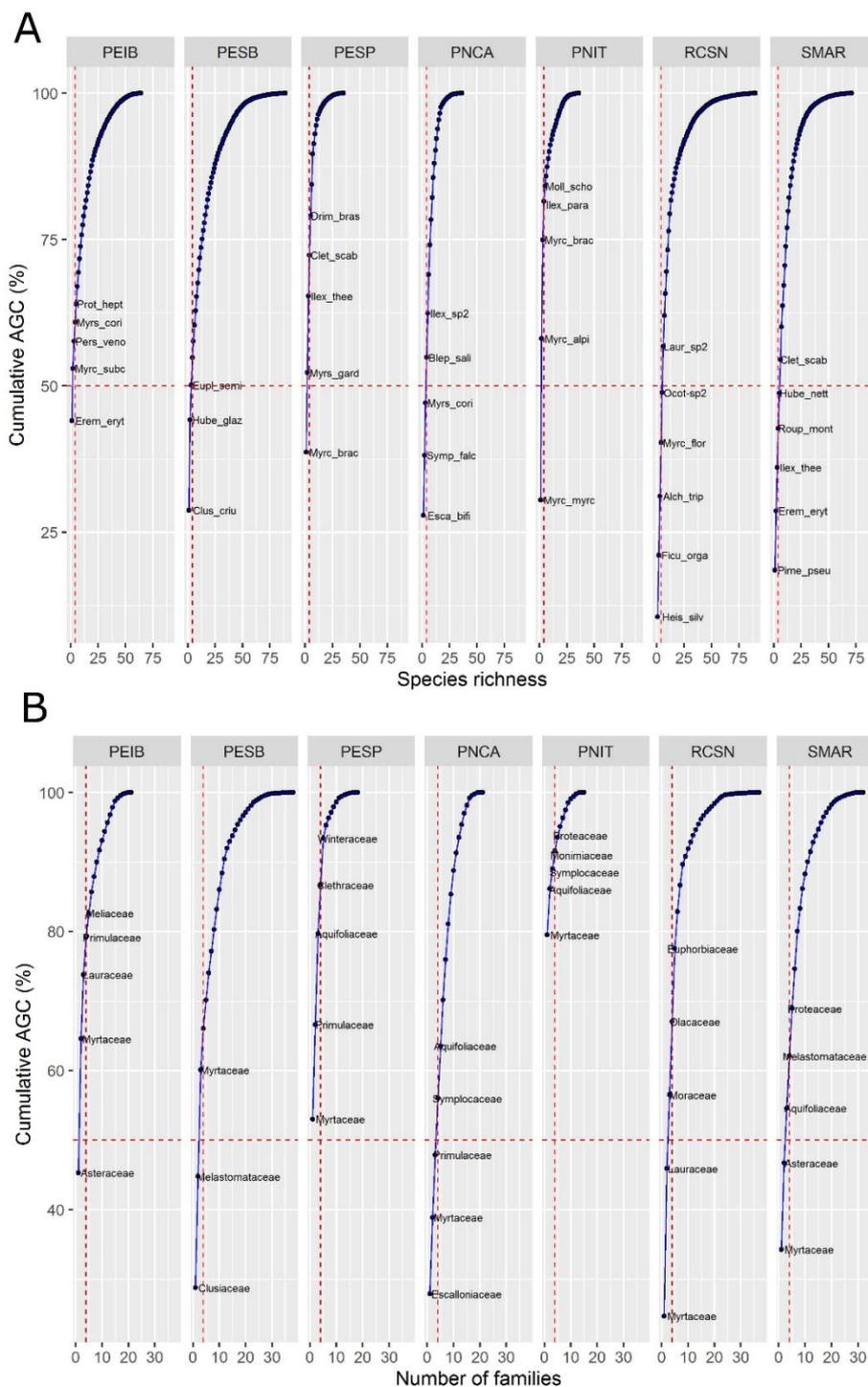


Figura 3. Espécies hiperdominantes em carbono acima do solo das parcelas amostradas nas Florestas Nebulares Atlânticas, Serra da Mantiqueira, Brasil. Carbono cumulativo no nível das espécies (A) e no nível da família (B). A linha vermelha horizontal tracejada indica o limite de espécies que acumulam até 50% do carbono total. Veja os nomes completos das espécies na Tabela S1.

Tabela 2. Principais cinco espécies hiperdominantes em AGC e abundância em cada área de estudo. Onde: AGCacu: AGC acumulado e Abacu: Abundância acumulada.

Área	Espécies	Abundância	AGC (Mg/ha)	AGCacu	AGC (%)	AGCacu (%)	Abacu	Ab (%)	Abacu (%)
PESB	Clus_criu	10	499.70	499.70	28.77	28.77	10	1.55	1.55
PESB	Hube_glaz	75	268.33	768.03	15.45	44.21	85	11.59	13.14
PESB	Eupl_semi	40	103.28	871.32	5.95	50.16	125	6.18	19.32
PESB	Inde_1	1	80.99	952.31	4.66	54.82	126	0.15	19.47
PESB	Sloa_guia	6	48.61	1000.92	2.80	57.62	132	0.93	20.40
PNCA	Esca_bifi	79	437.31	437.31	27.88	27.88	79	20.15	20.15
PNCA	Symp_falc	66	160.81	598.13	10.25	38.13	145	16.84	36.99
PNCA	Myrs_cori	47	141.07	739.19	8.99	47.12	192	11.99	48.98
PNCA	Blep_sali	17	121.65	860.84	7.75	54.88	209	4.34	53.32
PNCA	Ilex_sp1	1	118.26	979.10	7.54	62.42	210	0.26	53.57
PEIB	Erem_eryt	88	448.97	448.97	44.05	44.05	88	15.17	15.17
PEIB	Myrc_subc	128	90.97	539.95	8.93	52.98	216	22.07	37.24
PEIB	Pers_veno	6	47.36	587.31	4.65	57.63	222	1.03	38.28
PEIB	Myrs_cori	37	33.31	620.61	3.27	60.89	259	6.38	44.66
PEIB	Prot_hept	31	31.94	652.55	3.13	64.03	290	5.34	50.00
PNIT	Myrc_myrc	92	969.93	969.93	30.53	30.53	92	24.34	24.34
PNIT	Myrc_alpi	54	875.53	1845.46	27.55	58.08	146	14.29	38.62
PNIT	Myrc_brac	33	535.92	2381.38	16.87	74.95	179	8.73	47.35
PNIT	Ilex_para	8	210.85	2592.23	6.64	81.58	187	2.12	49.47
PNIT	Moll_scho	3	81.46	2673.69	2.56	84.15	190	0.79	50.26
SMAR	Pime_pseu	24	251.96	251.96	18.53	18.53	24	3.37	3.37
SMAR	Erem_eryt	18	137.67	389.63	10.12	28.66	42	2.52	5.89
SMAR	Ilex_thee	34	100.90	490.53	7.42	36.08	76	4.77	10.66
SMAR	Roup_monf	22	90.76	581.28	6.67	42.75	98	3.09	13.74
SMAR	Hube_net	37	81.93	663.21	6.03	48.78	135	5.19	18.93
PESP	Myrc_brac	121	1157.24	1157.24	38.68	38.68	121	27.13	27.13
PESP	Myrs_gard	29	406.61	1563.84	13.59	52.27	150	6.50	33.63
PESP	Ilex_thee	24	391.41	1955.25	13.08	65.35	174	5.38	39.01
PESP	Clet_scab	17	208.96	2164.22	6.98	72.33	191	3.81	42.83
PESP	Drim_bras	14	201.45	2365.67	6.73	79.06	205	3.14	45.96
RCSN	Heis_silv	3	145.71	145.71	10.57	10.57	3	0.78	0.78
RCSN	Ficu_orga	1	145.27	290.98	10.53	21.10	4	0.26	1.04
RCSN	Alch_trip	26	138.90	429.88	10.07	31.17	30	6.79	7.83
RCSN	Myrc_flor	11	126.30	556.18	9.16	40.33	41	2.87	10.70
RCSN	Ocot-sp1	2	117.53	673.71	8.52	48.85	43	0.52	11.23

Tabela 3. Principais cinco famílias hiperdominantes em AGC e abundância em cada área de estudo. Onde: AGCacu: AGC acumulado e Abacu: Abundância acumulada.

Área	Família	Abundância	AGC (Mg/ha)	AGCacu	AGC (%)	AGCacu (%)	Abacu	Ab (%)	Abacu (%)
PESB	Clusiaceae	10	499.70	499.70	28.77	28.77	10	1.55	1.55
PESB	Melastomataceae	91	277.92	777.62	16.00	44.76	101	14.06	15.61
PESB	Myrtaceae	149	266.49	1044.11	15.34	60.10	250	23.03	38.64
PESB	Proteaceae	41	103.71	1147.82	5.97	66.07	291	6.34	44.98
PESB	Primulaceae	40	71.19	1219.01	4.10	70.17	331	6.18	51.16

PNCA	Escalloniaceae	79	437.31	437.31	27.88	27.88	79	20.15	20.15
PNCA	Myrtaceae	38	172.44	609.75	10.99	38.87	117	9.69	29.85
PNCA	Primulaceae	47	141.07	750.82	8.99	47.86	164	11.99	41.84
PNCA	Symplocaceae	55	127.76	878.58	8.14	56.01	219	14.03	55.87
PNCA	Aquifoliaceae	1	118.26	996.84	7.54	63.55	220	0.26	56.12
PEIB	Asteraceae	95	461.56	461.56	45.29	45.29	95	16.38	16.38
PEIB	Myrtaceae	207	196.44	657.99	19.27	64.56	302	35.69	52.07
PEIB	Lauraceae	38	94.05	752.04	9.23	73.79	340	6.55	58.62
PEIB	Primulaceae	56	54.92	806.96	5.39	79.18	396	9.66	68.28
PEIB	Meliaceae	15	35.16	842.12	3.45	82.63	411	2.59	70.86
PNIT	Myrtaceae	242	2526.89	2526.89	79.53	79.53	242	64.02	64.02
PNIT	Aquifoliaceae	8	210.85	2737.74	6.64	86.16	250	2.12	66.14
PNIT	Symplocaceae	8	91.69	2829.43	2.89	89.05	258	2.12	68.25
PNIT	Monimiaceae	3	81.46	2910.89	2.56	91.61	261	0.79	69.05
PNIT	Proteaceae	10	61.56	2972.45	1.94	93.55	271	2.65	71.69
SMAR	Myrtaceae	193	466.01	466.01	34.27	34.27	193	27.07	27.07
SMAR	Asteraceae	34	169.04	635.04	12.43	46.70	227	4.77	31.84
SMAR	Aquifoliaceae	42	107.02	742.07	7.87	54.58	269	5.89	37.73
SMAR	Melastomataceae	60	101.97	844.04	7.50	62.08	329	8.42	46.14
SMAR	Proteaceae	27	93.06	937.10	6.84	68.92	356	3.79	49.93
PESP	Myrtaceae	242	1586.79	1586.79	53.03	53.03	242	54.26	54.26
PESP	Primulaceae	29	406.61	1993.40	13.59	66.62	271	6.50	60.76
PESP	Aquifoliaceae	24	391.41	2384.81	13.08	79.70	295	5.38	66.14
PESP	Clethraceae	17	208.96	2593.77	6.98	86.69	312	3.81	69.96
PESP	Winteraceae	14	201.45	2795.22	6.73	93.42	326	3.14	73.09
RCSN	Myrtaceae	104	340.58	340.58	24.70	24.70	104	27.15	27.15
RCSN	Lauraceae	24	292.61	633.19	21.22	45.91	128	6.27	33.42
RCSN	Moraceae	3	146.07	779.25	10.59	56.51	131	0.78	34.20
RCSN	Olaceae	3	145.71	924.97	10.57	67.07	134	0.78	34.99
RCSN	Euphorbiaceae	32	144.17	1069.13	10.45	77.53	166	8.36	43.34

Efeito das propriedades do solo, altitude e riqueza no carbono acima do solo

Os dois primeiros eixos da PCA explicaram ~ 65% da variação nos dados do solo (Figura 4). O primeiro eixo (PCA1) explicou 43,5% da variação nos dados do solo e correlacionou-se positivamente com os indicadores de fertilidade, principalmente nutrientes, como potássio ($R = 0,31$, $p < 0,05$), fósforo ($R = 0,79$, $p < 0,05$) e capacidade de troca catiônica ($R = 0,34$, $p < 0,05$) e negativamente com a textura arenosa do solo ($R = -0,27$, $p < 0,05$). O segundo eixo (PCA2) explicou 21,6% da variação nos dados do solo e correlacionou-se positivamente com o SB – soma de bases trocáveis ($R = 0,41$, $p < 0,05$), mas negativamente com o silte e a argila (Figura 4 e Figura S4 do Material Suplementar).

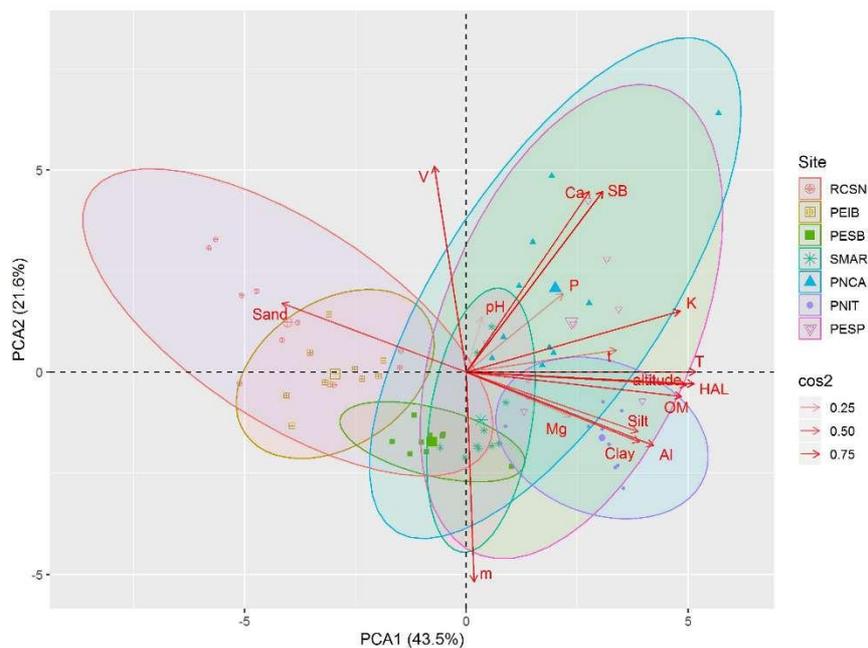


Figura 4. Análise de Componentes Principais (PCA) para os parâmetros do solo e altitude de diferentes locais. Para análise, disponível: P, K, Ca, Na, Mg, Al, acidez trocável (H + Al), pH (H₂O), matéria orgânica (OM), soma de bases trocáveis (SB); capacidade de troca catiônica efetiva (t), capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), índice de saturação de alumínio (m) e textura do solo como areia grossa, areia fina, argila e conteúdo de silte. O nível de correlação de Pearson de cada vetor é indicado (cos²)

Os modelos lineares de efeitos mistos mostraram o AGC é explicado principalmente pela variabilidade do teor de nutrientes relacionados à fertilidade do solo, altitude e riqueza de espécies por meio de quatro modelos potenciais (Tabela S2). Assim, na comparação multimodal, descobrimos que os modelos incluindo as propriedades químicas do solo, explicaram consistentemente mais variações no AGC do que aqueles com efeitos da variabilidade do conteúdo físico relacionado à textura do solo. De acordo com nosso melhor modelo, o AGC aumenta positivamente com a variabilidade das propriedades relacionadas à fertilidade do solo (LMM, $t = 0,04$; $p < 0,01$) e altitude (LMM, $t = 0,003$; $p < 0,001$). Por outro lado, os modelos revelaram que as mudanças no AGC (LMM, $t = -0,010$; $p < 0,01$) são influenciadas negativamente pelos efeitos da riqueza de espécies (Figura 5).

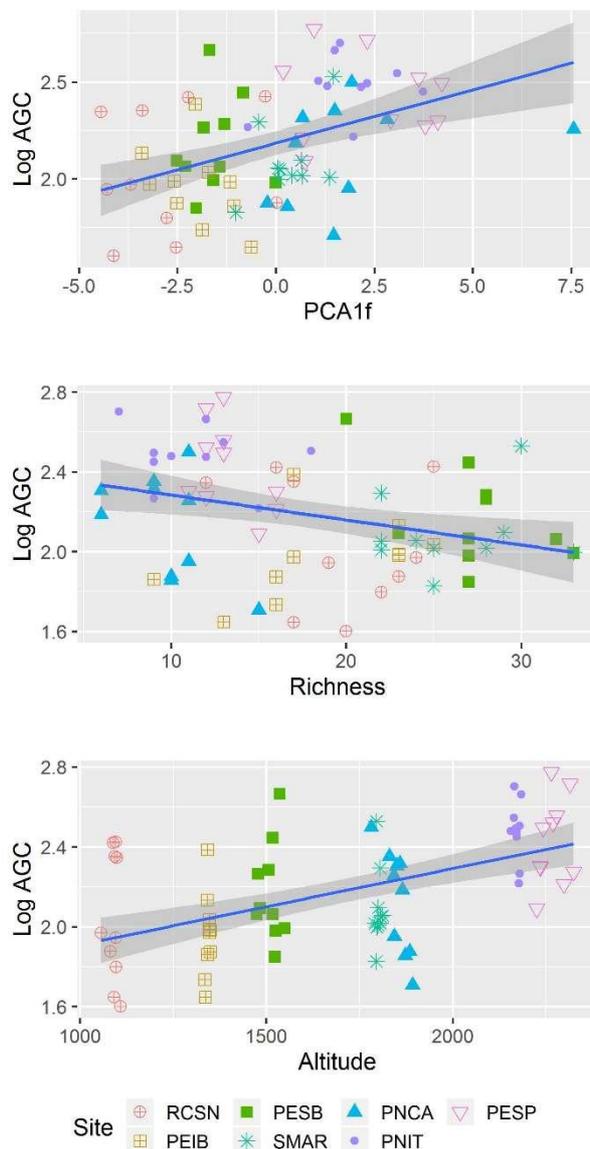


Figura 5. Efeitos de múltiplos preditores no carbono acima do solo, de acordo com a abordagem LMM. Efeito da fertilidade usando PCA1f (A), altitude e riqueza de espécies. Círculos de preenchimento colorido indicam dados por tratamentos. Linhas sólidas representam os valores ajustados (previsão) dos modelos e a área sombreada o intervalo de confiança de 95% dos valores previstos de cada modelo

DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que apesar das variações da riqueza e do número de indivíduos de árvores, prevaleceu um marcado padrão de hiperdominância de AGC entre localidades, observando-se que até menos de cinco espécies (~5% do total de indivíduos da comunidade) podem ser responsáveis até mais de 50% da estocagem de carbono da comunidade arbórea. Este resultado corrobora nossa primeira questão que

propõe como a contribuição relativa das espécies de árvores na estocagem de carbono é independente da abundância e riqueza de espécies. Por outro lado, mais especificamente, descobrimos que fatores abióticos (elevação e fertilidade do solo) foram os principais filtros que explicam e permitem demonstrar que existe uma forte relação positiva com o AGC, mas negativa pelos efeitos da riqueza, demonstrando assim nossa segunda questão. Encontramos que as áreas de menor riqueza são as que apresentam maior estocagem de carbono com forte influência de espécies e famílias hiperdominantes. Destacamos que quatro espécies do total das hiperdominantes em carbono pertenciam à família Myrtaceae, grupo mais importante em termos de riqueza, abundância e AGC para a maioria das florestas amostradas. Finalmente, verificamos que efeitos da textura e fertilidade do solo influenciam de forma significativa na quantidade de carbono acima do solo.

Distribuição de espécies hiperdominantes

Nossos resultados revelam que apenas 18 espécies (~6,5%) das 273 identificadas das Florestas Nebulares da Serra da Mantiqueira correspondem à hiperdominantes de carbono, ou seja, estas espécies correspondem sozinhas por mais de 50% do estoque de carbono na amostragem de 1,4 hectares de floresta. Uma proporção semelhante foi encontrada por Fauset *et al.*,(2015) na Floresta Amazônica, onde apenas 182 espécies (5,5% do total) foram classificadas como hiperdominantes (do total de 3.458 espécies). Da mesma forma, McNicol *et al.*,(2018) registraram oito espécies (5,7% do total arbóreo) como hiperdominantes nas Savanas e Florestas Secas da África. Ambos os resultados indicam que esses importantes domínios fitogeográficos são marcados por ~ 5% do total de espécies arbóreas como hiperdominantes em carbono o que traz importantes implicações práticas no manejo e conservação das florestas. Uma vez que, como observado em nosso estudo, sugerimos que mais da metade do estoque total de carbono está concentrado em um pequeno número de espécies.

Nossos resultados mostraram que o número de espécies hiperdominantes de carbono variam entre os locais amostrados. No entanto, esse padrão não está correlacionado de forma positiva à riqueza ou abundância de espécies, ao contrário do que McNicol *et al.*, (2018) encontraram. Eles encontraram uma relação positiva entre o AGC com a abundância e a riqueza de espécies na floresta tropical do sudeste da

Tanzânia. No geral, locais de maior riqueza, como RCSN, PESB e SMAR, apresentaram de três a cinco espécies hiperdominantes de carbono, mas o SNCA também apresentou três espécies hiperdominantes. Da mesma forma, o padrão é o mesmo para o número de indivíduos, onde locais com baixa abundância, como RCSN e PNIT, apresentaram variação no número de espécies hiperdominantes; RCSN com cinco espécies e PNIT com duas espécies, as quais correspondem a quase 60% do estoque total de carbono nestas respectivas áreas. O fenômeno da hiperdominância é comum nas florestas tropicais e pode ser independente da relação entre riqueza de espécies, com tendências distintas positivas, negativas ou sem relação com os valores constantes de AGB (POORTER *et al.*, 2015; LOHBECK *et al.*, 2016; RODRIGUES *et al.*, 2019). Por exemplo, Rodrigues *et al.*, (2019) descobriram que o número de espécies hiperdominantes em abundância e AGB aumentam junto com a riqueza, e o local com menor heterogeneidade topográfica apresenta menor riqueza e número de espécies hiperdominantes; este local possuía apenas duas espécies, representando 50% do total do AGB.

Nesse sentido, Steege *et al.*, (2013) relataram 53,3% de espécies hiperdominantes na Floresta Amazônica, com a maioria das espécies hiperdominantes (73%) dominando apenas uma ou duas regiões. Em nosso estudo, com exceção de apenas uma espécie (*Eremanthus erythropappus*, Asteraceae), todas as outras espécies hiperdominantes foram dominantes em apenas um local. Desses locais, três apresentaram uma espécie hiperdominante correspondente a 50% ou mais do estoque total de carbono. Em dois deles, destacam-se as espécies do gênero *Myrceugenia* da família Myrtaceae: *Myrceugenia myrcioides* no PNIT e *Myrceugenia bracteosa* no PESP (espécie ameaçada com a categoria "EN- Em perigo" na CNCflora). *Myrceugenia* é um gênero com espécies comuns em florestas de alta altitude, clima úmido e frio nas Serras ao leste do Brasil. No PEIB, a espécie *Eremanthus erythropappus* (Asteraceae) foi a principal hiperdominante, uma espécie pioneira de ampla distribuição regional, que abrange tanto o Cerrado (savana) quanto as formações florestais com solos arenosos (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2013) . Esta espécie apresentou maior plasticidade de características funcionais, tanto para tolerância à seca quanto à captura de luz em ambientes sombreados (Borges *et al.*, 2018).

Por outro lado, os dois locais com menor riqueza de espécies arbóreas, PNIT e PESP (36 e 35 espécies, respectivamente), apresentaram os maiores valores de AGC (3,177 Mg.ha⁻¹ e 2,992 Mg.ha⁻¹), com maior dominância da família Myrtaceae (mais de

50% de abundância), seguida por famílias comumente encontradas em locais de alta altitude, como Aquifoliaceae, Primulaceae, Proteaceae, Winteraceae, Clethraceae, Symplocaceae, Lauraceae. Outros estudos em florestas montanas mostraram a maior importância relativa dessas famílias e dos gêneros *Myrceugenia*, *Roupala*, *Drimys*, *Clethra*, *Podocarpus*, *Weinmania* como os principais indicadores de áreas montanhosas (BERTONCELLO *et al.*, 2011; POMPEU *et al.*, 2014; EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015). O PNCA também apresentou baixa riqueza de espécies; no entanto, mostrou baixo acúmulo de AGC comparado ao PNIT e PESP, talvez associado a uma composição florística diferente, com alta abundância de espécies de Escalloniaceae e baixa abundância de Myrtaceae. Isso revela que o alto acúmulo de AGC não está diretamente associado à riqueza, mas possivelmente à identidade e às características das espécies relacionadas a uma maior eficiência do estoque de carbono (MOSER *et al.*, 2008; CULMSEE *et al.*, 2010; GIRARDIN *et al.*, 2014; GIRARDIN *et al.*, 2014; FAUSET *et al.*, 2015; ALI *et al.*, 2018)

Alguns estudos mostraram que altas taxas de AGC podem estar associadas a uma alta densidade de caule (MALHI *et al.*, 2006; PAOLI *et al.*, 2008; QUESADA *et al.*, 2012). No entanto, em nosso trabalho, os dois locais com menor AGC apresentaram maior densidade de caule (PEIB e SMAR). Enquanto isso, o PESB é o segundo local mais rico e o terceiro com maior densidade de árvores, sendo o terceiro local com maior acúmulo de AGC. Observamos que o PESB possui espécies hiperdominantes em carbono (ou seja, 42% do AGC total neste local,) que são representadas principalmente por duas famílias dominantes (ou seja, Clusiaceae e Melastomataceae). As espécies de maior valor de importância estrutural nem sempre serão as mesmas que desempenharão papéis sistêmicos importantes, uma vez que a contribuição de cada espécie para o estoque de biomassa depende não apenas de sua abundância, mas também das propriedades funcionais (por exemplo, tamanho da árvore, vida útil, taxa de crescimento e densidade da madeira) de cada espécie, bem como características que determinam quanto carbono e por quanto tempo as espécies o armazenam (FAUSET *et al.*, 2015; POORTER *et al.*, 2015; *et al.*, 2019). Segundo Steege *et al.*, (2013), a maioria das espécies hiperdominantes atinge altas densidades locais, prevendo que sejam mais resistentes à patógenos, herbívoros especializados e outras fontes de mortalidade que dependem da frequência.

Efeito da elevação, fertilidade do solo e diversidade no estoque de carbono

Nossos resultados confirmam que os fatores abióticos (altitude e fertilidade do solo) determinam a variação do AGC, como já foi amplamente relatado em outros estudos nos quais o AGB muda ao longo dos gradientes ambientais das florestas tropicais (GUO *et al.*, 2016; JUCKER *et al.*, 2018; ALI *et al.*, 2019; POORTER *et al.*, 2015; 2019). A estrutura do habitat ao longo dos gradientes topográficos está provavelmente ligada a uma variação espacial subjacente dos nutrientes do solo e da disponibilidade climática da água, que são fortemente influenciados por fatores topográficos (MOESLUND *et al.*, 2013; ALI *et al.*, 2019). Provavelmente a filtragem ambiental por preditores abióticos é um processo fundamental para moldar as comunidades vegetacionais nessas Florestas Nebulares tropicais, mesmo em escala local, indicando que a riqueza, a composição das espécies e a abundância mudam ao longo de um gradiente altitudinal. Embora tenhamos encontrado uma relação negativa com a riqueza em nosso estudo, o AGC permaneceu relativamente constante, independentemente do aumento no número de espécies. Esse resultado nos leva a deduzir que a redundância funcional pode prevalecer onde a função do ecossistema (ou seja, acúmulo de estoque de carbono) permanece relativamente constante, independentemente do aumento do número de espécies (LOHBECK *et al.*, 2016; POORTER *et al.*, 2017; RODRIGUES *et al.*, 2019). Assim, diferentes espécies de árvores podem ter papéis semelhantes no ecossistema (LOHBECK *et al.*, 2016; POORTER *et al.*, 2017).

O AGC é afetado positivamente pela fertilidade do solo nas Florestas Nebulares que amostramos, semelhante aos resultados de diferentes estudos (por exemplo, SLIK *et al.*, 2010). Encontramos locais com maior fertilidade, como PNIT, PESP e PNCA, que estão em altitude mais elevadas e áreas pouco declivosas. Assim, presumimos que essas condições possivelmente possibilitem a formação de solos mais profundos, com maiores acúmulos de matéria orgânica e menor lixiviação de nutrientes. Desta forma, os locais com maior estoque de AGC, em nosso estudo, foram as localidades que apresentaram maior altitude, maior fertilidade do solo e maiores valores de área basal (PNIT e PESP). Os locais de menor acúmulo de AGC em nossa análise correspondem a PEIB, SMAR e RCSN. Esses locais apresentaram solos arenosos, geralmente pobres, rasos e pouca concentração de nutrientes (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2013).

De acordo com vários estudos, a riqueza de espécies diminui com o aumento da altitude (por exemplo, CULMSEE *et al.*, 2010; TRIGAS *et al.*, 2013; SANCHEZ *et al.*, 2013; MEIRELES; SHEPHERD 2015). Slik *et al.*, (2010) encontraram uma relação positiva do aumento da dominância de espécies arbóreas que apresentam maior densidade de madeira e menor crescimento com o aumento da altitude (gênero *Leptospermum* spp., *Lithocarpus* spp., *Syzygium* spp., *Tristaniopsis* spp.), com gêneros da família Myrtaceae em destaque conforme nosso trabalho, que traz grande importância para o gênero *Myrceugenia* (Figura 3). O gênero *Lithocarpus* spp da família Fagaceae também é citado como dominante no armazenamento de carbono em florestas tropicais por Culmsee *et al.* (2010). Nossos resultados são opostos a Moser *et al.*, (2011), que mostraram diminuição no AGB com aumento da altitude nos Andes no sul do Equador (1050 e 3060 m de altura), com a biomassa do caule e o carbono acima do solo (AGB) diminuindo de 50% para 70 %. O armazenamento de carbono nas florestas tropicais montanas e sua dependência da altitude não é bem conhecido (MOSER *et al.*, 2011), uma vez que a produtividade e a biomassa ao longo do gradiente altitudinal estão relacionadas à composição das espécies (MOSER *et al.*, 2008; CULMSEE *et al.*, 2010; GIRARDIN *et al.*, 2014; FAUSET *et al.*, 2015; ALI *et al.*, 2018), e pouco se sabe sobre a composição das comunidades das Florestas Nebulares tropicais.

Myrtaceae como família hiperdominante nas Florestas Nebulares

Embora uma pequena proporção de espécies arbóreas contribua de maneira desproporcional para o estoque de carbono em escala local, isso não indica que um número alto de espécies e indivíduos seja irrelevante no ecossistema. Pelo contrário, essas espécies podem ser a chave para outras importantes funções. Assim, nossas análises representam uma avaliação da riqueza da comunidade arbórea e das relações entre funcionamento do ecossistema nas Florestas Nebulares da Serra da Mantiqueira no tempo presente, enquanto que, em condições futuras, um conjunto diferente de espécies também pode governar e desempenhar importantes funções do ecossistema.

Nossos resultados mostraram que as famílias hiperdominantes em carbono das Florestas Nebulares mudam ao longo do gradiente altitudinal. No entanto, encontramos a família Myrtaceae como hiperdominante em todos os fragmentos amostrados. No PNIT, por exemplo, Myrtaceae concentra 80% do estoque total de carbono de 3,177

Mg.ha⁻¹ e, no PESP, 54% do total de 2,992 Mg.ha⁻¹. Na Floresta Amazônica, por exemplo, as famílias hiperdominantes são Arecaceae, Myristicaceae e Lecythidaceae, com quatro a cinco vezes mais espécies hiperdominantes que Myrtaceae, Melastomataceae, Lauraceae, Annonaceae e Rubiaceae, provavelmente porque muitas das espécies encontradas para essas últimas famílias citadas são arbustivas nesta fitofisionomia, não atingindo o parâmetro inclusivo para serem consideradas na amostragem (STEEGE *et al.*, 2013). A família Myrtaceae foi relatada como a mais importante para AGB em todas as elevações das florestas tropicais da Indonésia; o mesmo aconteceu com Fagaceae, que representava mais da metade do AGB em florestas em elevações mais baixas e quase um quarto do AGB nas florestas montanas com altitude intermediárias e altas (CULMSEE *et al.*, 2010).

Myrtaceae também é uma família considerada hiperdominante para a produção de frutos, com produção contínua ao longo do ano, sendo um recurso importante durante os períodos de escassez de alimentos para animais silvestres, pois seus frutos apresentam ampla variedade morfológica e estratégias fenológicas, dando suporte a uma grande variedade de frugívoros (STAGGEMEIER *et al.*, 2017). Tais *insights* fortalecem a conservação *in situ* de espécies de Myrtaceae, como espécies chave nos ecossistemas (LUGHADHA *et al.*, 2019). Rigueira *et al.*, (2013) recomendam o uso dessa família como “grupo modelo” de estratégias de conservação, considerando quantidades mínimas de habitat disponível para garantir um ecossistema florestal, a conservação de espécies e seus processos intrínsecos. No Brasil, existem 21 gêneros e 990 espécies de Myrtaceae, das quais 83% são endêmicas (BFG, 2018). Consideramos o domínio Atlântico um dos de centros de diversidade para este grupo, destacado em estudos florísticos e fitossociológicos realizados em florestas montanas. Registramos que a família Myrtaceae é uma das mais ricas, abundantes e com alto valor de importância nas florestas tropicais (MEIRELES; SHEPHERD, 2015; EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2018; MOREIRA *et al.*, 2018; CASTUERA-OLIVEIRA *et al.*, 2020).

CONCLUSÕES

Nosso estudo mostrou que a riqueza e a abundância das espécies mudaram ao longo do gradiente altitudinal; no entanto, apesar dessas diferenças, prevalece um padrão acentuado de hiperdominância em AGC nas comunidades amostradas, onde

menos de cinco espécies (~ 5% do total de indivíduos da comunidade), foram responsáveis por mais de 50% do AGC arbóreo. Esses resultados mostraram como a contribuição relativa das espécies arbóreas no AGC pode não ser associada à riqueza e densidade nas comunidades de forma dependente e como espécies raras e ameaçadas de extinção, como *Myrceugenia bracteosa* e *Euplassa semicostata*, podem desempenhar papéis importantes nessas comunidades. Além disso, nossos resultados demonstraram através dos modelos lineares como os dois principais preditores ambientais (elevação e fertilidade do solo) podem explicar uma forte relação positiva com o AGC, onde locais com maior fertilidade e elevação do solo, mas com menor riqueza, mostram um efeito maior no AGC. Assim, enfatizamos que quatro espécies do total de hiperdominantes em carbono pertencem à família Myrtaceae, o grupo mais importante em termos de riqueza, abundância e AGC para a maioria das florestas amostradas. Este estudo revela novos e importantes padrões ecológicos das comunidades de árvores das Florestas Nebulares no sudeste do Brasil, que podem ser essenciais para definir locais de conservação prioritários de acordo com a lista de espécies-chave hiperdominantes por sua contribuição relativa ao funcionamento ecossistêmico.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho resulta da tese de doutorado da primeira autora, do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Agradecemos ao PPGBiodiversidade-UFJF pelo apoio logístico; a equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal e do herbário do CESJ (UFJF) por sua ajuda no trabalho de campo, identificação de espécies e processamento de dados; Dr. Luiz Menini Neto por elaborar o mapa de localidades; ao taxonomista Marcos Sobral. Agradecemos também ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (projetos 454008/2014-7 e 435598/2018-0) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (financiamento APQ 2165/14) pelo apoio financeiro; a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código Financeiro 001 que financiou parcialmente este estudo. FAC agradece ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALI, Arshad *et al.* Elucidating space, climate, edaphic, and biodiversity effects on aboveground biomass in tropical forests. **Land Degradation & Development**, v. 30, n. 8, p. 918-927, 27 fev. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.3278> .

ALI, Arshad *et al.* Forest strata-dependent functional evenness explains whole-community aboveground biomass through opposing mechanisms. **Forest Ecology And Management**, v. 424, p. 439-447, set. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.015> .

ALI, Arshad *et al.* Stand structural diversity rather than species diversity enhances aboveground carbon storage in secondary subtropical forests in Eastern China. **Biogeosciences**, v. 13, n. 16, p. 4627-4635, 17 ago. 2016. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-13-4627-2016> .

APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal Of The Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 24 mar. 2016. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1111/boj.12385> .

BARTON, K.. '**MuMIn**': **Multimodel Inference**. 2017. R package version 1.40.0. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>.. Acesso em: 15 fev. 2020.

BASTIN, J.-F. *et al.* Seeing Central African forests through their largest trees. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 0-0, 17 ago. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/srep13156> .

BATES, D. *et al.* '**lme4**': **Linear Mixed-Effects Models using 'Eigen' and S4**. 2017. R package version 1.1-15. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/lme4/lme4.pdf>.. Acesso em: 10 dez. 2019.

BERTONCELLO, Ricardo *et al.* A phytogeographic analysis of cloud forests and other forest subtypes amidst the Atlantic forests in south and southeast Brazil. **Biodiversity**

And Conservation, v. 20, n. 14, p. 3413-3433, 18 ago. 2011. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0129-6> .

BFG. Brazilian Flora 2020: innovation and collaboration to meet target 1 of the global strategy for plant conservation (gspc). **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 1513-1527, dez. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201869402>

BORGES, Erica Rievers *et al.* Trait variation of a generalist tree species (*Eremanthus erythropappus*, Asteraceae) in two adjacent: savanna and cloud forest. **Australian Journal Of Botany**, v. 66, n. 8, p. 640-0, 2018. CSIRO Publishing. <http://dx.doi.org/10.1071/bt18114> .

BRIENEN, R. J. W. *et al.* Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, v. 519, n. 7543, p. 344-348, mar. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nature14283> .

BROWN, S.. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests**. Rome: Food And Agriculture Organization Of The United Nations, 1997.

BRUIJNZEEL, L. A. *et al.*, **Tropical Montane Cloud Forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 2011.

BUBB, P.. **Cloud forest agenda**. Cambridge: Unep World Conservation Monitoring Centre, 2004.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. New York: Springer-Verlag, 2002.

BURNHAM, Kenneth P. *et al.* AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. **Behavioral Ecology And Sociobiology**, v. 65, n. 1, p. 23-35, 18 ago. 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00265-010-1029-6> .

CASTUERA-OLIVEIRA, Luciene *et al.* Emerging hotspots of tree richness in Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 34, n. 1, p. 117-134, mar. 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062019abb0152> .

CHAVE, J. *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87-99, 22 jun. 2005. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x> .

CHAVE, J. *et al.* Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351-366, abr. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x> .

CROWLEY, M. J.. **The R book**. Chichester: Wiley, 2013.

CULMSEE, Heike *et al.* Forest aboveground biomass along an elevational transect in Sulawesi, Indonesia, and the role of Fagaceae in tropical montane rain forests. **Journal**

Of Biogeography, v. 37, n. 5, p. 960-974, maio 2010. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02269.x> .

EISENLOHR, Pedro V.; OLIVEIRA-FILHO, Ary Teixeira de. Revisiting Patterns of Tree Species Composition and their Driving Forces in the Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 47, n. 6, p. 689-701, 7 out. 2015. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1111/btp.12254> .

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997.

FAUSET, Sophie *et al.* Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 0-0, 28 abr. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms7857> .

GIRARDIN, Cécile A.J. *et al.* Spatial patterns of above-ground structure, biomass and composition in a network of six Andean elevation transects. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 161-171, 17 set. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2013.820806> .

GONZAGA, D. R.; MENINI-NETO, L.. Estado de conservação da Serra da Mantiqueira: ameaças, lacunas, avanços e perspectivas do conhecimento da flora. In: BARBOSA, B. C. *et al.* **Tópicos em sustentabilidade e conservação**. Juiz de Fora: Real Consultoria em Negócios Ltda, 2017. p. 77-86.

GUO, Yili *et al.* Topographic species–habitat associations of tree species in a heterogeneous tropical karst seasonal. **Journal Of Plant Ecology**, p. 0-0, 15 jun. 2016. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/jpe/rtw057> .

HUBAU, Wannes *et al.* Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. **Nature**, v. 579, n. 7797, p. 80-87, mar. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-020-2035-0> .

HUSSON, F. *et al.* **“FactoMineR” package Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining**: exploratory data analysis and data mining. Exploratory Data Analysis and Data Mining. RStudio package version 1.0.14.. Disponível em: <http://cran.r-project.org/package=FactoMineR>.. Acesso em: 6 dez. 2019.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2010. Disponível em: http://download-ads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm/. Acesso em: 10 dez. 2019.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1**. 2020. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 29 jan. 2020.

JUCKER, Tommaso *et al.* Topography shapes the structure, composition and function of tropical forest landscapes. **Ecology Letters**, v. 21, n. 7, p. 989-1000, 16 abr. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12964> .

KAMIMURA, Vitor de Andrade *et al.* Tree diversity and elevational gradient: the case of Lauraceae in the Atlantic rainforest. **Flora**, v. 234, p. 84-91, set. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2017.05.013> .

KENT, M.; COOKER, P.. **Vegetation Description and Analysis: A Practical Approach**. New York: John Wiley And Sons, 1992.

KÖRNER, Christian *et al.* A global inventory of mountains for bio-geographical applications. **Alpine Botany**, v. 127, n. 1, p. 1-15, 19 dez. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00035-016-0182-6> .

LOHBECK, Madelon *et al.* The importance of biodiversity and dominance for multiple ecosystem functions in a human-modified tropical landscape. **Ecology**, v. 97, n. 10, p. 2772-2779, out. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ecy.1499> .

LUGHADHA, Eimear M. Nic *et al.* Harnessing the potential of integrated systematics for conservation of taxonomically complex, megadiverse plant groups. **Conservation Biology**, v. 33, n. 3, p. 511-522, 19 fev. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13289> .

MALHI, Y. *et al.* Introduction: elevation gradients in the tropics. **Global Change Biology**, v. 16, n. 12, p. 3171-3175, 3 nov. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02323.x> .

MALHI, Yadvinder *et al.* The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 12, n. 7, p. 1107-1138, 22 maio 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01120.x> .

MARTINELLI, G.; MORAES, M. A.. **Livro Vermelho da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100 p.

MCNICOL, Iain M. *et al.* Aboveground Carbon Storage and Its Links to Stand Structure, Tree Diversity and Floristic Composition in South-Eastern Tanzania. **Ecosystems**, v. 21, n. 4, p. 740-754, 6 set. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-017-0180-6> .

MEIRELES, Leonardo Dias; SHEPHERD, George John. Structure and floristic similarities of upper montane forests in Serra Fina mountain range, southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 1, p. 58-72, mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb3509> .

MITCHARD, Edward T. A.. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 527-534, jul. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2> .

MOESLUND, Jesper Erenskjold *et al.* Topography as a driver of local terrestrial vascular plant diversity patterns. **Nordic Journal Of Botany**, v. 31, n. 2, p. 129-144, maio 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1756-1051.2013.00082.x> .

MOREIRA, Breno *et al.*, Phanerogamic flora and phytogeography of the Cloud Dwarf Forests of Ibitipoca State Park, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. 0-0, 16 abr. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0506> .

MOSER, G. *et al.* Altitudinal Changes in Stand Structure and Biomass Allocation of Tropical Mountain Forests in Relation to Microclimate and Soil Chemistry. In: BECK, E. *et al.* **Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador**. Berlin, Heidelberg: Springer, 2008. p. 229-242.

MOSER, Gerald *et al.*, Elevation effects on the carbon budget of tropical mountain forests (S Ecuador): the role of the belowground compartment. **Global Change Biology**, v. 17, n. 6, p. 2211-2226, 17 jan. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02367.x> .

NERI, Andreza Viana *et al.* Soil and altitude drive diversity and functioning of Brazilian Páramos (campo de altitude). **Journal Of Plant Ecology**, p. 0-0, 31 ago. 2016. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/jpe/rtw088> .

OLIVEIRA-FILHO, A. T. *et al.* O mosaico de fitofisionomias do Parque Estadual do Ibitipoca. In: FORZZA, R. C. *et al.* **Flora do Parque Estadual do Ibitipoca e seu entorno**. Juiz de Fora: Editora Uffj, 2013. p. 54-93.

PAN, Y. *et al.* A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, 14 jul. 2011. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1201609> .

PAOLI, Gary D. *et al.* Soil nutrients affect spatial patterns of aboveground biomass and emergent tree density in southwestern Borneo. **Oecologia**, v. 155, n. 2, p. 287-299, 24 nov. 2007. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-007-0906-9> .

PELLISSARI, Gisela; ROMANIUC NETO, Sergio. Ficus (Moraceae) da Serra da Mantiqueira, Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 1, p. 91-111, mar. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s2175-78602013000100009> .

POMPEU, Patrícia Vieira *et al.*, Floristic composition and structure of an upper montane cloud forest in the Serra da Serra da Mantiqueira of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 3, p. 456-464, set. 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb3239> .

PONCE-REYES, Rocio *et al.* Extinction risk in cloud forest fragments under climate change and habitat loss. **Diversity And Distributions**, v. 19, n. 5-6, p. 518-529, maio 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12064> .

POORTER, L. *et al.* Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology And Biogeography**, v. 24, n. 11, p. 1314-1328, 8 set. 2015. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12364> .

POORTER, Lourens *et al.* Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests. **Global Ecology And Biogeography**, v. 26, n. 12, p. 1423-1434, 16 nov. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12668> .

POORTER, Lourens *et al.* Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, n. 6, p. 928-934, 22 abr. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-019-0882-6> .

POUNDS, J. Alan *et al.* Biological response to climate change on a tropical mountain. **Nature**, v. 398, n. 6728, p. 611-615, abr. 1999. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/19297> .

QUESADA, C. A. *et al.* Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. **Biogeosciences**, v. 9, n. 6, p. 2203-2246, 22 jun. 2012. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-9-2203-2012> .

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. 2017. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org>. Acesso em: 20 fev. 2020.

RIBEIRO, José Hugo Campos *et al.*, Composition, structure and biodiversity of trees in tropical montane cloud forest patches in Serra do Papagaio State Park, southeast Brazil. **Edinburgh Journal Of Botany**, v. 75, n. 2, p. 255-284, 19 abr. 2018. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0960428618000082>

RIGUEIRA, Dary Moreira Gonçalves *et al.* Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. **Biodiversity And Conservation**, v. 22, n. 13-14, p. 3141-3163, 19 out. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0575-4> .

RODRIGUES, Alice Cristina *et al.* Fine-scale topography shape richness, community composition, stem and biomass hyperdominant species in Brazilian Atlantic forest. **Ecological Indicators**, v. 102, p. 208-217, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.033> .

SANCHEZ, Maryland *et al.* 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 1000m of altitude. **Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology Of Plants**, v. 208, n. 3, p. 184-196, mar. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2013.03.002> .

SANCHEZ-GONZALEZ, Arturo; LOPEZ-MATA, Lauro. Plant species richness and diversity along an altitudinal gradient in the Sierra Nevada, Mexico. **Diversity**, v. 11, n. 6, p. 567-575, nov. 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00186.x> .

SCHMITZ, Daniela *et al.* How does the pedoenviromental gradient shape non-vascular species assemblages and community structu. **Ecological Indicators**, v. 108, p. 0-0, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105726> .

SLIK, J. W. F. *et al.* Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity and stem density gradients in Borneo's tropical forests. **Global Ecology And Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 50-60, 1 out. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00489.x> .

SLIK, J. W. Ferry *et al.* Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. **Global Ecology And Biogeography**, v. 22, n. 12, p. 1261-1271, 9 jul. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12092> .

STAGGEMEIER, Vanessa G. *et al.*, Hyperdominance in fruit production in the Brazilian Atlantic rain forest: the functional role of plants in sustaining frugivores. **Biotropica**, v. 49, n. 1, p. 71-82, 16 ago. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12358> .

STEEGE, H. Ter *et al.* Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. **Science**, v. 342, n. 6156, p. 1243092-1243092, 17 out. 2013. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1243092> .

STEINBAUER, Manuel J. *et al.* Elevation-driven ecological isolation promotes diversification on Mediterranean islands. **Acta Oecologica**, v. 47, p. 52-56, fev. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2012.11.004> .

TRIGAS, Panayiotis *et al.* Elevational Gradient of Vascular Plant Species Richness and Endemism in Crete – The Effect of Post-Isolation Mountain Uplift on a Continental Island System. **Plos One**, v. 8, n. 3, p. 0-0, 12 mar. 2013. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0059425> .

ZANNE, A. *et al.* **Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum.** 2009. Dryad, Dataset. Disponível em: <https://datadryad.org/stash/dataset/doi:10.5061/dryad.234> . Acesso em: 5 dez. 2019.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Lista de espécies que ocorrem nos sete fragmentos de Florestas Nebulares da Serra da Mantiqueira, onde: PESB = Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; PNCA = Parque Nacional do Caparaó; PEIB = Parque Estadual Serra de Ibitipoca; PNIT = Parque Nacional do Itatiaia; SMAR = Serra dos Marins; PESP = Parque Estadual da Serra do Papagaio; RCSN = RPPN Chapadão da Serra Negra.

Família	Espécies	PESB	PNCA	PEIB	PNIT	SMAR	PESP	RCSN	IUCN	Martinelli e Moraes (2013)
Anacardiaceae	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	x	-	-	-	-	-	x	NE	NE
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	-	-	x	-	-	-	x	LC	LC
	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	-	-	x	-	-	-	-	LC	LC
	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	-	-	x	-	-	-	-	LC	LC
	<i>Guatteria pohliana</i> Schltdl.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NT
	<i>Guatteria polyantha</i> R.E.Fr	-	-	-	-	x	-	-	DD	NE
	<i>Guatteria sellowiana</i> Schltdl.	x	-	-	-	-	-	-	LC	LC
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	x	-	-	-	-	-	x	NE	NE
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil	x	-	-	x	x	-	-	NT	LC
	<i>Ilex</i> sp 1	x	x	-	-	x	-	-		

	<i>Symphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	-	-	-	x	-	x	-	NE	NE
	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob	-	-	-	x	x	x	-	LC	NE
	<i>Vernonanthura</i> sp 1	-	x	-	-	-	x	-		
	<i>Vernonanthura</i> sp 2	-	-	-	-	-	x	-		
Bignoniaceae	<i>Handroanthus</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Handroanthus vellosi</i> (Toledo) Mattos	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	-	-	-	-	x	-	-	LC	LC
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp 1	-	-	-	-	x	-	-		
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	-	-	x	-	-	-	x	NE	DD
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera</i> aff. <i>membranacea</i> Casar.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	-	-	-	x	-	-	-	NE	NE
Celastraceae	<i>Maytenus</i> cf. <i>robusta</i> Reissek	-	-	-	-	-	-	x	NE	LC
	<i>Maytenus</i> sp 1	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Monteverdia evonymoides</i> Reissek	-	x	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.) Biral	x	-	-	-	-	x	-	NE	NE
Chrysobalanaceae	<i>Couepia venosa</i> Prance	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. Ex DC.	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	x	x	x	x	x	x	-	LC	LC

Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess	x	-	x	-	x	-	x	NE	NE
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	x	x	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	-	-	-	x	x	x	-	NE	NT
	<i>Weinmannia pinnata</i> L	-	x	-	-	-	-	-	LC	NE
Cyatheaceae	<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin	-	x	-	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Cyathea</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Cyathea</i> sp 2	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Cyathea</i> sp 3	-	-	-	-	-	-	x		
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	-	x	-	-	-	-	-	NE	EN
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	-	-	-	-	x	-	-	NE	LC
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
Escalloniaceae	<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	-	x	-	-	-	-	-	NE	NE
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg	x	-	x	-	x	-	x	LC	NE
	<i>Croton alchorneicarpus</i> Croizat	-	-	-	x	-	x	-	NE	NE
	<i>Tetrorchidium parvulum</i> Müll.Arg.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE

	<i>Chamaecrista itambana</i> (Mart. ex Benth.) H.S.Irwin & Barneby	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Dalbergia foliolosa</i> Benth.	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	Fabaceae sp1	-	-	x	-	-	-	x		
	<i>Inga</i> aff. <i>sellowiana</i> Benth.	x	-	-	-	-	-	-	EN	NT
	<i>Inga blanchetiana</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	x	EN	LC
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Ormosia altimontana</i> Meireles & H.C.Lima	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Swartzia apetala</i> Raddi	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
Hypericaceae	<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Vismia parviflora</i> Cham. & Schtdl.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
Indeterminada	Indet 1	x	-	-	-	-	-	-		
	Indet 2	-	-	-	-	-	-	x		
	Indet 3	-	-	-	-	x	-	-		
	Indet 4	-	-	-	-	-	-	x		

	Indet 5	-	-	-	-	-	x	-		
	Indet 6	-	-	-	-	x	-	-		
	Indet 7	-	-	-	x	-	-	-		
Lamiaceae	<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Spreng.) Harley	-	-	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Vitex polygama</i> Cham.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
Lauraceae	<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Beilschmiedia taubertiana</i> (Schwacke & Mez) Kosterm.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Cinnamomum</i> sp 1	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	x	-	-	x	-	-	-	LC	NE
	Lauraceae sp1	-	-	x	x	-	x	x		
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	x	-	-	-	-	-	-	LC	NT
	<i>Ocotea</i> aff. <i>dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	x	-	-	-	-	-	x	LC	NE

	<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	-	-	-	x	-	-	-	NE	LC
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	-	-	x	-	x	-	-	LC	NE
	<i>Ocotea daphnifolia</i> (Meisn.) Mez	x	-	-	-	-	-	-	LC	LC
	<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	-	-	x	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	x	-	x	-	x	-	x	NE	EN
	<i>Ocotea oppositifolia</i> S.Yasuda	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	-	-	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Ocotea</i> sp 1	-	-	-	-	-	-	x		
	<i>Ocotea</i> sp 2	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Ocotea</i> sp 3	-	-	-	-	-	-	x		
	<i>Ocotea tristis</i> (Nees & Mart.) Mez	-	-	x	-	-	-	x	NE	LC
	<i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Persea microphylla</i> Mez	-	-	-	-	x	-	x	NE	NE
	<i>Persea rufotomentosa</i> Nees & Mart.	-	-	-	-	x	-	x	NE	NT
	<i>Persea</i> sp 1	-	-	-	-	x	-	-		
	<i>Persea venosa</i> Nees & Mart.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
Malpighiaceae	<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE

	<i>Byrsonima variabilis</i> A.Juss.	-	-	-	-	-	-	x	LC	LC
Malvaceae	<i>Pachira endecaphylla</i> (Vell.) Carv.-Sobr.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A.Robyns	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
Melastomataceae	<i>Huberia glazioviana</i> Cogn.	x	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Huberia nettoana</i> Brade	-	-	-	-	x	-	-	NE	NT
	<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	-	x	-	x	x	x	-	NE	LC
	<i>Leandra salicina</i> (DC.) Cogn.	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Leandra</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Miconia budlejoides</i> Triana	-	-	-	x	-	x	-	LC	NE
	<i>Miconia chartacea</i> Triana	x	-	x	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	-	x	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Miconia lepidota</i> DC.	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Miconia mellina</i> DC.	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	-	-	x	-	x	x	-	NE	NE
	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	x	x	x	x	x	-	-	LC	NE

	<i>Miconia</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	x		
	<i>Miconia</i> sp 2	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Miconia</i> sp 3	-	-	-	-	-	-	x		
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	x	-	-	-	x	x	x	LC	NE
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	-	-	x	-	-	-	-	VU	LC
Monimiaceae	<i>Macropeplus dentatus</i> (Perkins) I.Santos & Peixoto	x	-	-	-	x	x	x	NE	NE
	<i>Macropeplus ligustrinus</i> (Tul.) Perkins	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Mollinedia gilgiana</i> Perkins	x	-	-	-	x	-	-	CR	LC
	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	-	-	-	x	-	-	x	LC	NE
Moraceae	<i>Ficus mexiae</i> Standl.	-	-	x	-	-	-	-	VU	LC
	<i>Ficus obtusiuscula</i> (Miq.) Miq.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.,	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	-	x	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Calyptranthes</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Calyptranthes</i> sp 2	-	-	-	-	x	-	-		

<i>Calyptranthes tricona</i> D.Legrand	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
<i>Calyptranthes widgreniana</i> O.Berg	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner	x	-	-	-	-	-	-	EN	LC
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	-	-	x	-	x	-	-	NE	LC
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	-	-	-	-	-	-	x	NE	LC
<i>Eugenia florida</i> DC.	-	-	-	-	x	-	-	LC	LC
<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	x	x	-	-	-	-	x	LC	NE
<i>Eugenia ligustrina</i> DC.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
<i>Eugenia longipedunculata</i> Nied.	-	-	-	-	x	-	x	NE	NE
<i>Eugenia moonioides</i> O.Berg	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
<i>Eugenia nutans</i> O.Berg	-	-	-	-	x	-	x	NE	LC
<i>Eugenia</i> sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
<i>Eugenia</i> sp 2	x	-	-	-	-	-	-		
<i>Eugenia</i> sp 3	x	-	-	-	-	-	-		
<i>Eugenia</i> sp 4	-	-	x	-	-	-	-		
<i>Eugenia</i> sp 5	-	-	-	-	-	-	x	NE	
<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	-	-	-	x	-	-	-	NE	LC

<i>Myrceugenia bracteosa</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	-	-	-	x	x	x	-	VU	EN
<i>Myrceugenia cucullata</i> D.Legrand	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	-	-	-	-	-	x	-	NT	LC
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	-	-	-	x	-	-	-	NT	LC
<i>Myrceugenia ovalifolia</i> (O.Berg) Landrum	x	-	-	x	-	-	-	LC	NE
<i>Myrceugenia regnelliana</i> (O.Berg) D.Legrand & Kausel	-	x	-	x	x	x	-	NE	NE
<i>Myrceugenia</i> sp 1	-	-	-	-	-	x	-		
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	-	-	x	-	-	-	-	LC	NE
<i>Myrcia anacardiifolia</i> Gardner	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
<i>Myrcia anceps</i> (Spreng.) O.Berg	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
<i>Myrcia coelosepala</i> Kiaersk.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC	x	-	x	-	-	-	-	NE	LC
<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk	-	-	x	-	x	-	-	NE	NE
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	-	x	-	x	-	-	-	LC	NE
<i>Myrcia laxiflora</i> Cambess.	-	-	-	-	x	-	-	EN	NE

<i>Myrcia montana</i> Cambess.	-	-	-	-	-	x	-	NE	NE
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	-	-	-	x	-	-	-	NE	LC
<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
<i>Myrcia</i> sp 1	x	-	x	-	-	-	-		
<i>Myrcia</i> sp 2	x	-	x	-	-	-	-		
<i>Myrcia</i> sp 3	-	-	-	-	x	-	-		
<i>Myrcia</i> sp 5	-	-	x	-	-	-	-		
<i>Myrcia</i> sp 6	-	-	x	-	-	-	-		
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	x	-	x	-	x	x	x	LC	NE
<i>Myrcia subalpestris</i> DC.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
<i>Myrcia subcordata</i> DC.	-	-	x	x	x	-	x	LC	NE
<i>Myrcia vauthiereana</i> O.Berg	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	-	-	-	-	-	-	x	NE	LC
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O.Berg	x	-	x	-	-	-	x	LC	LC
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	-	-	x	-	-	-	-	NE	DD
Myrt sp 1	x	x	x	-	x	x	-	LC	
Myrt sp 2	x	x	-	-	-	-	x		
Myrt sp 3	-	-	-	-	-	-	x		

	Myrt sp 4	-	-	-	-	-	-	x		
	Myrt sp 5	-	-	-	-	-	x	-		
	Myrt sp 6	-	-	-	-	-	-	x		
	Myrt sp 7	x	-	-	-	-	-	-		
	Myrt sp 8	-	x	-	-	-	-	-		
	Myrt sp 9	-	-	x	-	-	-	-		
	Myrt sp 10	-	-	-	x	-	-	-		
	Myrt sp 11	-	x	-	-	-	-	-		
	Myrt sp 12	-	-	-	-	-	-	x		
	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	x	x	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	x	-	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	-	-	x	-	-	x	x	LC	NE
	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	-	-	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Siphoneugena dussii</i> (Krug & Urb.) Proença	-	-	x	-	-	-	-	NE	
	<i>Siphoneugena kuhlmannii</i> Mattos	-	-	-	x	x	-	-	NE	VU
	<i>Siphoneugena</i> sp 1	-	-	-	x	-	-	-		
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE

Ochnaceae	<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.	-	-	-	-	x	-	x	LC	NE
Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
Pentaphragmaceae	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	-	-	-	-	x	-	x	NE	LC
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	x	-	-	-	-	-	x	LC	NE
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Podocarpaceae	<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.	-	-	-	-	-	-	x	EN	LC
Primulaceae	<i>Cybianthus coriaceus</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Cybianthus peruvianus</i> (A.DC.) Miq.	-	-	-	-	x	-	x	LC	NE
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	-	x	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	x	-	-	x	x	x	x	NE	NE
	<i>Myrsine glazioviana</i> Warm.	-	-	x	-	-	-	-	NE	EN
	<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	x	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Myrsine venosa</i> A.DC.	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
Proteaceae	<i>Euplassa itatiaiae</i> Sleumer	-	-	-	x	-	-	-	NE	NE
	<i>Euplassa semicostata</i> Plana	x	-	-	-	-	-	-	NE	EN
	<i>Panopsis multiflora</i> (Schott) Ducke	-	-	-	-	x	-	-	NE	EN

	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	-	-	-	x	-	-	-	NE	NE
	<i>Roupala montana</i> Aubl.	x	x	-	-	x	x	-	LC	NE
Quiinaceae	<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	-	x	x	-	-	-	x	NE	LC
Rosaceae	<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltl.) D.Dietr	x	-	-	-	x	x	-	NE	NE
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	x	x	-	-	x	x	x	NE	NE
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	x	-	x	-	x	-	x	NE	NE
	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Faramea nigrescens</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Hillia parasitica</i> Jacq.	-	-	x	-	-	-	-	NE	LC
	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	-	-	-	-	-	-	x	LC	LC
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth	x	x	-	-	x	-	x	NE	NE
	Rubiaceae sp 1	x	-	-	-	-	-	x	NE	
	Rubiaceae sp 2	x	-	-	-	-	-	-		
	Rubiaceae sp 3	-	-	-	-	-	-	x		
	<i>Schizocalyx cuspidatus</i> (A.St.-Hil.) Kainul. & B. Bremer	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE

Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
Salicaceae	<i>Azara uruguayensis</i> (Speg.) Sleumer	-	x	-	-	-	-	-	NE	NT
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	Salicaceae sp 1	x	-	-	-	-	-	-		
	<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	-	-	-	-	-	x	-	LC	NE
	<i>Xylosma</i> sp 1	-	x	-	-	-	-	-		
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.,) Hieron. ex Niederl.	-	-	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	x	LC	NE
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	x	-	x	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Cupania zanthoxyloides</i> Radlk.	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Matayba marginata</i> Radlk.	-	-	x	-	-	-	x	LC	NE
Solanaceae	<i>Athenaea brasiliana</i> Hunz.	-	-	-	x	-	-	-	NE	NE
	Solanaceae sp1	-	x	-	-	-	-	x		
	<i>Solandra grandiflora</i> Sw.	-	-	-	-	-	-	x	NE	NE
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	-	-	-	-	-	x	-	LC	NE
	<i>Solanum bullatum</i> Vell.	-	-	-	-	-	-	x	CD	LC

	<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	-	-	-	x	-	x	-	CD	LC
	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	-	-	-	x	-	x	-	NE	LC
Styracaceae	<i>Styrax pohlii</i> A.DC.	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Symplocaceae	<i>Symplocos celastrinea</i> Mart.	-	-	-	x	-	x	-	NE	NE
	<i>Symplocos falcata</i> Brand	-	x	-	x	x	x	-	NE	LC
	<i>Symplocos insignis</i> Brand	-	x	-	x	-	-	-	NE	NE
	<i>Symplocos microstyla</i> Aranha et al.,	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Symplocos oblongifolia</i> Casar.	-	-	-	-	x	-	-	LC	NE
	<i>Symplocos pentandra</i> (Mattos) Occhioni ex Aranha	-	x	-	-	-	-	-	NE	NE
	<i>Symplocos revoluta</i> Casar.	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
	<i>Symplocos</i> sp 1	-	-	-	-	x	-	-		
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis coriacea</i> Taub.	-	-	-	-	x	-	-	NE	NE
Vochysiaceae	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	x	-	-	-	-	-	-	LC	NE
	<i>Vochysia saldanhana</i> Warm.	x	-	-	-	-	-	-	NE	NE
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	x	x	-	x	x	x	-	NE	LC

Tabela S2. Modelos de efeitos mistos prevendo o AGC com distribuição de erros gaussianas (modelo linear de efeitos mistos - lme) dos diferentes fragmentos de Florestas Nebulares amostrados, Brasil. Os preditores são: PCA1f (variabilidade do conteúdo de nutrientes relacionado à fertilidade do solo), altitude e riqueza. O resultado da seleção do modelo baseado na teoria da informação é indicado (critério de Akaike corrigido para pequenas amostras). AICc = critério de informação de Akaike para amostras pequenas; $\Delta AICc$ = Diferença entre o AICc de um determinado modelo e o do melhor modelo; e AICcWt = pesos Akaike (com base no AIC corrigido para amostras pequenas). Modelos com efeitos significativos (*)

Response variable	Model	df	LL	AICc	$\Delta AICc$	AICc wt
AGC	~ PCA1f*	4	-6.83	22.3	0	0.77
	~ Richness*	4	-8.47	25.6	3.27	0.15
	~ Altitude*	4	-9.46	27.5	3.86	0.05
	~ PCA1f:Richness		-10.43	29.5	7.19	0.021
	*					

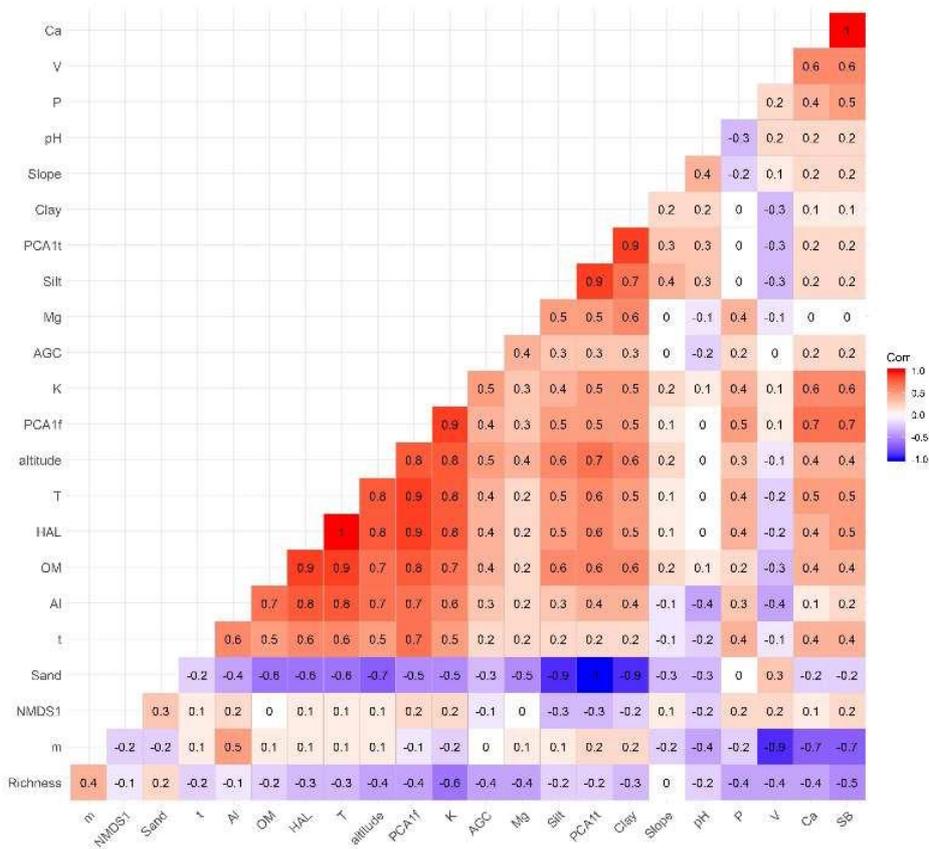


Figura S1. Correlação de Spearman entre todas as variáveis individuais medidas em 70 parcelas ao longo de diferentes Florestas Nebulares, Serra da Mantiqueira, Brasil. Foram analisadas as seguintes variáveis: P, K, Ca, Na, Mg, Al disponíveis, acidez trocável (H + Al), pH (H₂O), matéria orgânica (MO), soma das bases trocáveis (SB); capacidade de troca catiônica efetiva (t), capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), índice de saturação de alumínio (m) e textura do solo como areia grossa, areia fina, argila e conteúdo de silte. Também foram incluídas PCA1f (variabilidade do conteúdo de nutrientes relacionados à fertilidade do solo), PCA1t (variabilidade relacionada à textura do solo), altitude, inclinação e riqueza

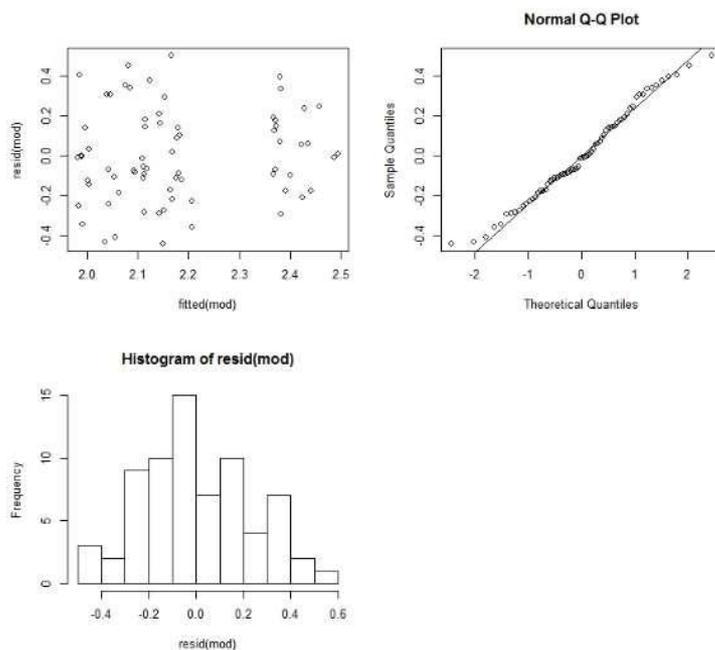


Figura S2. Variável de resposta gráfica Q-Q (AGC) para seleção de modelo (LMM)

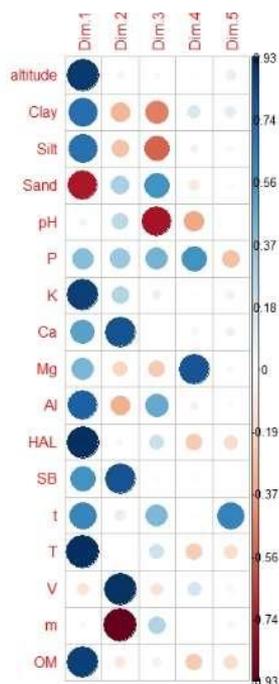


Figura S3. Os níveis de significância são baseados nos coeficientes de correlação de Spearman entre os parâmetros do solo e os principais componentes da PCA do solo de 70 parcelas de locais diferentes para as Florestas Nebulares. Para análise, foram utilizadas as seguintes variáveis: P, K, Ca, Na, Mg, Al disponíveis, acidez trocável (H + Al), pH (H₂O), matéria orgânica (MO), soma das bases trocáveis (SB); capacidade de troca catiônica efetiva (t), capacidade de troca catiônica em pH 7,0 (T), índice de saturação de alumínio (m) e textura do solo como areia grossa, areia fina, argila e conteúdo de silte.

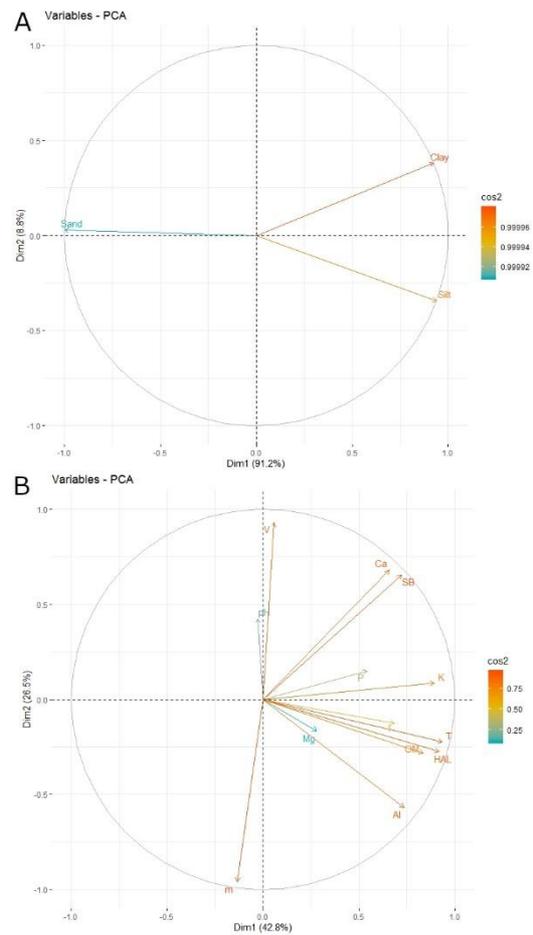


Figura S4. Análise de Componentes Principais (PCA). Onde: (A) textura do solo (B) propriedades de fertilidade do solo em diferentes áreas de Florestas Nebulares

4 CAPÍTULO 3**O PAPEL CRUCIAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO CONHECIMENTO E NA PROTEÇÃO DA FLORA: UM ESTUDO DE CASO COM MYRTACEAE NA SERRA DA MANTIQUEIRA, SUDESTE DO BRASIL³****RESUMO**

Myrtaceae está amplamente difundida e é reconhecida por ter um razoável conhecimento taxonômico e filogenético, representando um modelo justo para estudos

³ Manuscrito submetido e aceito com correções na revista *Acta Botanica Brasilica*

evolutivos e ecológicos. Este estudo propõe Myrtaceae como modelo para avaliar modelos de padrões de distribuição na Serra da Mantiqueira, sudeste do Brasil. O banco de dados foi formado através da consulta à registros on-line, que foram marcados em quadrículas de 0, 25° x 0, 25° e sobrepostos aos limites das Unidades de Conservação. Foram encontradas trezentas e cinquenta e quatro espécies (38 estão ameaçadas, e duas são endêmicas da Serra da Mantiqueira). Entre os 398 municípios da Serra da Mantiqueira, 259 (65, 08%) apresentam registros de Myrtaceae. As quadrículas de maior riqueza de espécies correspondem às áreas amostradas por especialistas, ou estão localizados em Unidades de Conservação porque, ao excluir os registros desses locais, a amostra é reduzida pela metade (6.627 registros). Portanto, a amostra não é tendenciosa apenas pelo "efeito museu", mas também pela disponibilidade de estrutura e logística oferecida pelas Unidades de Conservação. Ambos os registros dispostos mostram a importância de uma compilação completa de dados no trabalho de campo, bem como a importância das Unidades de Conservação para a realização das pesquisas florísticas, principalmente no momento político atual, no qual a negligência e a depreciação da biodiversidade estão aumentando.

Palavras-chave: Biogeografia. Conservação. Diversidade de espécies. Myrtaceae. Riqueza de espécies.

ABSTRACT

Myrtaceae is widely spread and is recognized for having a reasonable taxonomic and phylogenetic knowledge, representing a fair model for evolutionary and ecological studies. This study proposes Myrtaceae as a model to evaluate models for distribution patterns in the Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. The database was formed by

consulting online registers, which were marked in $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ grid squares and overlapped to the Conservation Unit limits. Three hundred fifty-four species were found (38 are threatened, and two are endemic of the Serra da Mantiqueira). Among the 398 municipalities of the Serra da Mantiqueira, 259 (65.08%) present Myrtaceae registers. The richest grid squares match to the sampled areas by experts, or they are located in Conservation Units because, by excluding registers from these locations, the sample is reduced by its half (6.627 registers). Therefore, the sample is not biased only by the "museum effect" but also by the availability of structure and logistics offered by the Conservation Units. Both disposed of records show the importance of a complete data compilation at fieldwork as well as the importance of Conservation Units for performing the floristic researches, mostly at the current political moment, in which neglect and biodiversity depreciation are increasing.

Keywords: Biogeography. Conservation. Species diversity. Myrtaceae. Species richness.

INTRODUÇÃO

A diversidade espacial e os padrões de distribuição de espécies são essenciais para a ecologia e deslumbram naturalistas, ecologistas e biogeógrafos há séculos (EISERHARDT *et al.*, 2011). A biogeografia e a macroecologia visam descrever e explicar padrões espaciais em diferentes escalas, cujos resultados podem fornecer

informações primárias para avaliações e planejamento em conservação (MUTKE; BARTHLOTT, 2005; EISERHARDT *et al.*, 2011; VILLALOBOS *et al.*, 2013). O primeiro passo de um estudo biogeográfico moderno é delimitar as áreas de estudo ou áreas de conservação (VASCONCELOS *et al.*, 2014). Esses estudos são realizados considerando uma grande quantidade de informações disponíveis em bancos de dados virtuais, que disponibilizam informações de ocorrência das espécies em diversas fontes, como herbários e museus, além de dados da literatura (VASCONCELOS *et al.*, 2014; CANHOS *et al.*, 2015; LUGHADHA *et al.*, 2018). Esses bancos de dados são utilizados para análise de distribuição de espécies, áreas de endemismo, efeito de mudanças climáticas, entre outros (CARNAVAL *et al.*, 2009; MENINI NETO; FORZZA 2013; VILLALOBOS *et al.*, 2013; SIQUEIRA *et al.*, 2014; VASCONCELOS *et al.*, 2014; MENINI NETO *et al.*, 2016; ALVEZ-VALLES *et al.*, 2018; GONZAGA *et al.*, 2018).

Em um país de megadiversidade biológica e dimensão continental como o Brasil, o conhecimento das espécies e suas respectivas distribuições geográficas são vitais para apoiar as decisões referentes à conservação e ao uso sustentável da biodiversidade (PELLISSARI; ROMANIUC-NETO, 2013). A disponibilidade de áreas preservadas, infraestrutura com alojamentos, apoio logístico para os trabalhos de campo e a proximidade de muitas instituições de pesquisa tornaram as Unidades de Conservação alvo durante décadas para os inventários florísticos, fitossociológicos e ecológicos para diversos grupos de plantas. O “efeito museu” revela que, por razões históricas de eficiência, logística e conveniência, os pesquisadores têm uma forte tendência a um maior esforço de coleta próximo aos centros de pesquisa, além de investirem mais em áreas que provaram ter maior riqueza de espécies (PONDER, 2001). Este efeito determina o esforço de coleta em diversas regiões, uma vez que a riqueza calculada de espécies é fortemente afetada e diretamente proporcional ao esforço amostral, tamanho das coleções, número de indivíduos, área e à variedade de habitats amostrados (VASCONCELOS *et al.*, 2014; GONZAGA *et al.*, 2018; PEREIRA 2018). Considerando que o conhecimento para os dados taxonômicos é limitado, o uso de uma família inteira como um grupo “modelo” ou “indicador” é importante para estimar a condição de um determinado habitat de interesse específico, para prever eventos macroecológicos e padrões evolutivos mais amplos nas Florestas Tropicais, além de resolver questões sobre as pressões passadas e atuais sobre um bioma e determinar áreas prioritárias para a conservação (COUVREUR; BAKER, 2013; LUCAS; BÜNGER, 2015; LUGHADHA *et al.*, 2018). O grupo escolhido como modelo deve ser

representativo ecologicamente no bioma sob investigação, apresentar a taxonomia com as distribuições das linhagens bem documentadas, e o prazo histórico do grupo deve coincidir com a do bioma estudado (COUVREUR; BAKER, 2013).

Neste contexto, Myrtaceae é considerada a sétima maior família de angiospermas do mundo (cerca de 6040 espécies; GOVAERTS *et al.*, 2018), de ampla distribuição e razoável conhecimento taxonômico e filogenético (LUCAS; BÜNGER, 2015). No Brasil, existem 21 gêneros e aproximadamente 990 espécies, 83% delas endêmicas. O domínio Atlântico é considerado um dos maiores centros da diversidade da família, e se destaca pela alta riqueza em estudos florísticos e fitossociológicos (MORI *et al.*, 1983; OLIVEIRA-FILHO; FONTES 2000; FRANÇA; STEHMANN 2004; CARVALHO *et al.*, 2005; MEIRELES *et al.*, 2008; COSTA *et al.*, 2011; VALENTE *et al.*, 2011; EISENLOHR *et al.*, 2015; MEIRELES *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2016; RIBEIRO *et al.*, 2018; SANTANA *et al.*, 2018; MOREIRA *et al.*, 2018). Existe uma crescente compreensão da importância ecológica das Myrtaceae (LUGHADHA *et al.*, 2018), como grupo chave nos ecossistemas florestais que fornece recursos aos polinizadores e dispersores de sementes, com disponibilidade contínua de alimentos ao longo do ano para diversos frugívoros (PIZO 2002; GRESSLER 2006; STAGGEMEIER *et al.*, 2010; 2017). Rigueira *et al.*, (2013) recomendam o uso da família Myrtaceae como um grupo modelo de estratégias de conservação, levando em consideração quantidades mínimas de habitat disponível para garantir o funcionamento de um ecossistema florestal, das espécies e de seus processos internos. Considerando a importância florística, estrutural e ecológica do grupo, Myrtaceae representa um bom modelo para estudos evolutivos e ecológicos, bem como um bom preditor para a diversidade de angiospermas (MURRAY-SMITH *et al.*, 2009).

Este estudo objetiva aprimorar o conhecimento sobre os padrões de distribuição geográfica e conservação de espécies de Myrtaceae na Serra da Mantiqueira, buscando responder às seguintes perguntas: 1) Existe influência do esforço de coleta (“efeito museu”) na distribuição de registros de espécies? 2) Quais são as regiões mais ricas em espécies? 3) A atual delimitação das Unidades de Conservação salvaguardam as espécies endêmicas e ameaçadas de Myrtaceae?

MATERIAL E MÉTODOS

A Serra da Mantiqueira está localizada nos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo com maior extensão em Minas Gerais e são reconhecidas duas sub-regiões: Mantiqueira Meridional e Setentrional (MACHADO-FILHO *et al.*, 1983). São encontrados sete dos dez picos brasileiros mais altos (IBGE 2010, com destaque para as margens do planalto de Campos do Jordão, Itatiaia e Caparaó (1.700-2.890 m de alt.), com o ponto mais alto no Pico da Bandeira (2.892 m de alt.) localizado no Parque Nacional Caparaó (GONZAGA; MENINI NETO, 2017). A Serra da Mantiqueira está inserida em três bacias hidrográficas: Rio Doce, Rio Paraná e Rio Paraíba do Sul. Há predominância de solos Latossolo Vermelho Amarelo, Argissolo Vermelho amarelo e afloramento de rochas (PELLISSARI; ROMANIUC NETO, 2013). Existe divergência sobre sua exata delimitação geográfica, sendo sua abrangência ora mais reduzida, ora mais ampliada (MACHADO-FILHO *et al.*, 1983). No entanto, há certo consenso de que se encontra inserida no domínio fitogeográfico Atlântico, com áreas fronteiriças de Cerrado e apresenta diferentes formações vegetacionais, sendo composta por florestas montanhas e altimontanas, florestas de araucária, campos de altitude, campos rupestres e inselbergues (MEIRELLES *et al.*, 2014; GONZAGA; MENINI NETO, 2017).

Diante da complexidade e divergência na delimitação da Serra da Mantiqueira observada na literatura, adotamos os limites propostos por Pereira (2018), que reuniu vários estudos para os limites norte-sul e leste-oeste considerando referências em diferentes trabalhos. Foram incluídos municípios-limite que fazem parte de áreas protegidas da Serra da Mantiqueira, num total de 398 municípios. A delimitação da Serra da Mantiqueira foi realizada através da criação de um arquivo no formato shapefile, utilizando o software de acesso livre QGIS 2.18 (QGIS DEVELOPMENT TEAM 2017) (Figura 1). O banco de dados em planilhas de Excel 2007 foi formado através dos registros de Myrtaceae no SpeciesLink (CRIA, 2019a) e Jabot (JBRJ, 2019), para cada município delimitado pela Serra da Mantiqueira. Entre os 22.866 registros compilados, foram excluídos todos aqueles com material duplicado, além de espécies exóticas e indivíduos mencionados como cultivados. Após esse processo, restaram 13.892 registros, utilizados nas abordagens propostas para os objetivos do presente trabalho, nos quais: 1) foram analisados o esforço de coleta e as lacunas da família na Serra da Mantiqueira, reunindo todos os registros identificados como Myrtaceae; 2) a análise de riqueza foi feita apenas considerando os registros até o epíteto específico pelos taxonomistas da família, com toda a ortografia, sinonímia e distribuição verificadas de acordo com a Lista Brasileira de Flora e Fungos (BFG, 2018) e os

registros duplicados em diferentes herbários foram descartados ; 3) todos os registros de coleta dentro das unidades de conservação foram excluídos para avaliar seu efeito sob o viés de coleta.

As coordenadas geográficas foram conferidas para cada registro usando o Google Earth, verificando se cada ponto correspondia à descrição do local de coleta. Quando as coordenadas não foram descritas nas etiquetas, elas foram obtidas através da ferramenta geoLoc (CRIA, 2019b), com a seleção da coordenada central do município fornecida pelo IBGE e os registros foram excluídos quando nenhuma informação da localidade foi fornecida.



Figura 1: Localização da Serra da Mantiqueira (fonte: Pereira 2018)

Os registros de Myrtaceae da Serra da Mantiqueira foram plotados em um mapa dividido em 162 quadrados de $0,25^\circ \times 0,25$ (correspondendo aproximadamente a 700 m^2), representando as Unidades Geográficas Operacionais deste estudo (Figura 2A). Os dados de distribuição foram sobrepostos aos limites disponíveis das Unidades de Conservação nos níveis federal e estadual, de acordo com o SNUC (2000). Todos os procedimentos foram realizados no software de acesso livre QGIS 2.18 (QGIS Development Team, 2017). Todas as espécies encontradas na Serra da Mantiqueira foram listadas (Tabela S1) e classificadas quanto ao endemismo e status geral de ameaça, de acordo com a IUCN (2020) e Proença *et al.*, (2013). Todas as 354 espécies foram verificadas geograficamente na Flora Brasileira 2020 (BFG, 2018); no entanto,

nem sempre sua distribuição era coerente com o banco de dados. Sessenta e cinco espécies (18,36%) (Tabela S1) precisam ser validadas na Lista da Flora Brasileira ou revalidadas quanto a identificação em seus herbários originais. Muitos destes materiais foram enviados e já foram verificados por especialistas.

RESULTADOS

Influência do esforço de coleta na distribuição de registros de espécies e lacunas de conhecimento

O número de registros variou de 1 a 10 (menos representativo) até uma escala com quadrículas mais representativas com 401-1.561 indivíduos amostrados (Figura 2B). Entre os 398 municípios delimitados da Serra da Mantiqueira, 259 (65,08%) apresentaram registros de Myrtaceae. As áreas mais representativas para as coletas individuais de Myrtaceae foram: Reserva Ecológica Santa Lúcia e Reserva Biológica Augusto Ruschi (quadrículas 19 e 28 / ES); Parque Estadual de Ibitipoca, Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira, Parque Estadual Serra do Papagaio e município de Poços de Caldas e arredores (quadrículas 11, 124, 136, 102 / MG), Parque Nacional Itatiaia (quadrículas 135 e 136 / MG -RJ); e Parque Estadual de Campos do Jordão (quadrícula 143 / SP) (Figura 2B).

Um longo “corredor” com esforço de coleta considerável para a família foi encontrado do município de Juiz de Fora, na Zona da Mata em Minas Gerais, até Camanducaia, na região do sul de Minas Gerais (Figura 2B), envolvendo os municípios de Descoberto, Itamonte, Passa Quatro, Delfim Moreira e Camanducaia (quadrículas 83, 96, 111, 112, 121, 135, 144, 148, 149, 155, 156, 158, 160 / MG-SP). Outras regiões de Minas Gerais apresentaram um alto esforço de coleta, como os municípios de Carrancas e Serra de São José (quadrículas 67 e 68), município de São Thomé das Letras e arredores (quadrículas 77, 78 e 92), conjunto de municípios do sul de Minas Gerais (quadrículas 107, 108, 121), Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, municípios vizinhos e município de Viçosa (quadrículas 55 e 44), Parque Estadual Rio Doce (quadrícula 16) e Parque Nacional Caparaó e arredores, na fronteira com o Espírito Santo (quadrículas 34, 35, 37, 47, 37 e 50) (Figura 2B).

Entre os 398 municípios amostrados, 139 (34,92%) não apresentaram coleta para Myrtaceae, mostrando lacunas na amostragem. As lacunas de coleta estão

concentradas nas regiões sul/sudoeste de Minas Gerais nos municípios e arredores de Pouso Alegre e Alfenas; Municípios da Zona da Mata próximos a Juiz de Fora e Descoberto, como Chácara, Mar de Espanha, Rio Pomba, Piau, Rio Novo, Guarani, Santa Bárbara do Tugúrio, Santos Dumont e Barbacena; Leste de Minas Gerais nas florestas circundantes e no topo dos inselbergs; alguns municípios da região sul de Minas Gerais, como: Santa Rita de Jacutinga, Olaria, Bom Jardim de Minas; fronteira com os estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, falta amostragem nos municípios de Três Rios, Santo Antônio de Pádua, Rio das Flores, Valença; e região norte de São Paulo nos municípios de Lavrinhas, Francisco Morato, Monteiro Lobato e no interior de Pinhalzinho.

Regiões com maior riqueza de espécies e relação com as Unidades de Conservação

Trezentas e cinquenta e quatro (354) espécies de Myrtaceae foram encontradas na Serra da Mantiqueira, e os cinco gêneros mais representativos foram: *Eugenia* (123 spp.), *Myrcia* (107 spp), *Calypttranthes* (23 spp.), *Myrceugenia* (22 spp) e *Psidium* (18 spp.). Após a recente atividade taxonômica com sinonímia de *Calypttranthes* em *Myrcia*, *Myrcia* se torna o gênero mais rico da Serra da Mantiqueira para a família Myrtaceae, representando 130 espécies (LUCAS; SOBRAL, 2013). Os dois gêneros mais ricos correspondem juntos a 71,46% das espécies em geral. Trinta e nove espécies ocorreram nos quatro estados da Serra da Mantiqueira, mas nem todas apresentaram ampla distribuição. Por exemplo, a espécie *Siphoneugena kuhlmannii* Mattos, classificada como endêmica, foi registrada em áreas bem preservadas. As espécies amplamente distribuídas na Serra da Mantiqueira e em território brasileiro foram: *Eugenia florida* DC., *E. puniceifolia* (Kunth) DC., *E. subterminalis* DC., *Myrcia excoriata* Mart., *Myrcia amazonica* DC., *M. guianensis* (Aubl.) DC., *M. laruotteana* Cambess., *M. multiflora* (Lam.) DC., *M. splendens* (Sw.) DC., *Myrciaria floribunda* (H. West ex Willd.) O. Berg, *Psidium cattleianum* Sabine e *P. guineense* Sw. (Tabela S1).

A área com maior riqueza de Myrtaceae correspondeu à região de Santa Teresa e Domingos Martins, no Espírito Santo. Áreas localizadas em Unidades de Conservação como o Parque Estadual do Ibitipoca (PEIB), Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira (PESNM), Parque Estadual Serra do Papagaio (PESP), Parque Nacional do Itatiaia (PNI) e Parque Estadual Campos de Jordão (PECJ) também apresentaram alta riqueza.

Minas Gerais, o estado em que está inserida grande parte da Serra da Mantiqueira, é o único que abrange tanto as porções setentrional quanto meridional da Serra. Duzentos e vinte e uma (62,4%) do total de 354 espécies ocorreram neste estado, e 50 delas (14,1%) são exclusivas. Em São Paulo, Estado que apresenta a segunda maior área da Serra da Mantiqueira em sua porção meridional, foram registradas 157 espécies (44,3% do total), 10 delas (2,82% do total) exclusivas. No Espírito Santo, Estado que apresenta a terceira maior área da Serra da Mantiqueira, concentrada na região setentrional, foram registradas 198 espécies (55,93% do total), dentre as quais 95 (26,83% do total) são exclusivas. No Rio de Janeiro, onde todos os municípios estão localizados na área setentrional, foram registradas 108 espécies (30,50% do total), dentre elas 13 (3,77% do total) são exclusivas. Nesse estado, quase todas as coleções são do Parque Nacional do Itatiaia.

Eficácia das Unidades de Conservação na proteção de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção de Myrtaceae

Nessa abordagem, os registros analisados caíram de 13.892 para 6.627, quase metade de todas as coletas determinadas como Myrtaceae (47,7%) para a Serra da Mantiqueira. As quadrículas com menos registros variaram de 1 a 10, enquanto as com mais registros variaram de 401-546 (Figura 2D). Trinta e oito espécies foram classificadas como ameaçadas (22 vulneráveis, 13 ameaçadas e 3 criticamente ameaçadas - Tabela S1). *Siphoneugena kuhlmannii*, além de ameaçada, foi considerada endêmica na Serra da Mantiqueira no presente trabalho. Apenas 450 registros (5,90%) foram levantados do total de 7.627 para as 38 espécies ameaçadas, totalizando 85 pontos de ocorrência, ou seja, locais onde essas espécies ameaçadas da Serra da Mantiqueira ocorrem (Figura 2E).

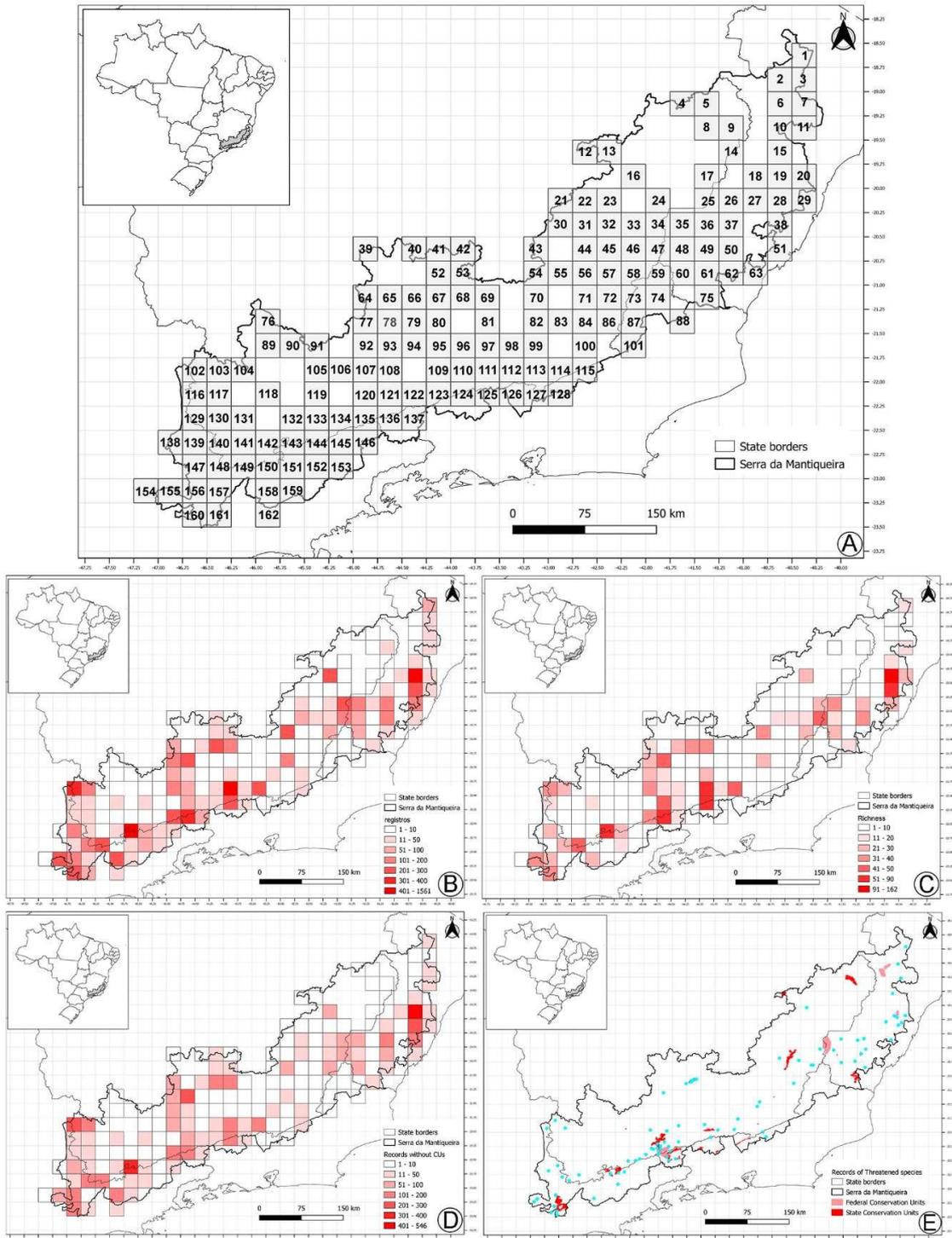


Figura 2A-E: A) Mapa da Serra da Mantiqueira dividido em 162 quadrículas de $0.25 \times 0.25^\circ$, representando as Unidades Geográficas Operacionais; B) Mapa de registros de Myrtaceae para a Serra da Mantiqueira; C) Mapa de riqueza; D) Mapa sem registros de Myrtaceae nas Unidades de Conservação; E) Mapa com espécies ameaçadas de Myrtaceae para a Serra da Mantiqueira.

DISCUSSÃO

Devido à sua alta riqueza e abundância, Myrtaceae é um grupo amplamente coletado no Domínio Atlântico e é facilmente identificado ao nível da família pelos coletores. Além disso, é um grupo ecológico muito importante nos ecossistemas onde é encontrado (LUCAS; BÜNGER, 2015; LUGHADHA *et al.*, 2018). Portanto, conhecer o padrão de distribuição do grupo, o efeito amostrado como um todo e suas lacunas na Serra da Mantiqueira, um importante maciço montanhoso do sudeste brasileiro, permite orientar futuros estudos tanto quanto em aspectos ecológicos, florísticos e conservacionistas.

Áreas com maior esforço de coleta de Myrtaceae na Serra da Mantiqueira são semelhantes às encontradas por Pereira (2018) e Gonzaga *et al.*, (2018). Pereira (2018) realizou o levantamento de dados e o trabalho biogeográfico de Gesneriaceae na Serra da Mantiqueira, sendo os municípios de Santa Teresa e Domingos Martins no ES as áreas de maior riqueza. É interessante que áreas relativamente pequenas, como a Reserva Biológica Augusto Ruschi, no município de Santa Teresa, também apresentem um número maior de registros de Myrtaceae. Provavelmente, isso se deve à alta riqueza e endemismo agregados ao esforço de coleta, incentivado por estudos ao longo dos anos pelos especialistas da família, acompanhado pelo incentivo às disciplinas de campo, por exemplo. Gonzaga *et al.*, (2018) trabalharam com Cactaceae e as áreas mais ricas foram encontradas na Serra do Brigadeiro, Maciço do Caparaó e Maciço do Itatiaia. O presente estudo corrobora dados encontrados por de Werneck *et al.*, (2011), Lima (2008), Siqueira *et al.*, (2014), Menini Neto *et al.*, (2016), Pereira (2018) e Gonzaga *et al.*, (2018), com maior número de registros diagnosticado em áreas internas e próximas às Unidades de Conservação de vários tipos, provavelmente como resultado de um maior esforço de coleta, o que pode ser explicado pelo "efeito museu" (PONDER *et al.*, 2001). Essa teoria revela que, por razões históricas de eficiência, logística e conveniência, os pesquisadores têm uma forte tendência a um maior esforço de coleta próximo aos centros de pesquisa, além de investirem mais em áreas que provaram ter maior riqueza de espécies (SOUSA-BAENA *et al.*, 2013; SIQUEIRA *et al.*, 2014; VASCONCELOS *et al.*, 2014; GONZAGA *et al.*, 2018; PEREIRA 2018).

Devido ao "efeito museu", à dificuldade de acesso e por outros motivos, o número de coletas por municípios da Serra da Mantiqueira é bastante irregular e há muitas lacunas no esforço de amostragem. Segundo Lima (2008), por exemplo, metade

das coleções pesquisadas pela autora provém de menos de 20% dos municípios da Serra da Mantiqueira; no presente trabalho, esse percentual de lacuna chega a 34,92%. Entre os 139 municípios que não apresentam registros para Myrtaceae, 81 (58,027%) foram intensamente degradados pelo uso humano, enquanto 58 (41,73%) podem ser considerados negligenciados por pesquisas, onde a existência de fragmentos de diversas proporções poderiam ter sido estudados. Também foram negligenciadas grandes áreas de diversidade nos arredores das Unidades de Conversação, como Santa Rita de Jacutinga, Bom Jardim de Minas e Olaria, arredores dos parques estaduais de Ibitipoca e Serra Negra da Mantiqueira, em Minas Gerais. Além de áreas de difícil acesso, que dependem de técnicas especializadas como escalada, como os inselbergs no norte do estado do Espírito Santo. Embora Drummond *et al.*, (2005) tenham reunido dados sobre a biodiversidade de Minas Gerais e designado áreas prioritárias para a realização de estudos, algumas destas áreas continuam negligenciadas até o momento e requerem atenção de pesquisadores e órgãos ambientais. As seguintes áreas requerem atenção em Minas Gerai: região de Santa Rita de Jacutinga (APA Boqueirão da Mira), região de Bom Jardim de Minas, Serra do Cruz (em Olaria), Serra do Relógio (em Descoberto) e região de Barbacena; no Rio de Janeiro: regiões de Resende, Itatiaia, Penedo e Visconde de Mauá, que mostram grande riqueza e endemismo em questões de flora e fauna (GONZAGA; MENINI NETO, 2017). Todas essas áreas também são encontradas como negligenciadas no presente trabalho.

As lacunas são ainda maiores porque muitos registros são descartados. Esses registros são aqueles que não apresentaram informações adicionais e georreferenciadas sobre os locais de coleta ou aqueles que não foram determinados até um nível específico pelos taxonomistas. Na análise de riqueza, apenas 7.627 registros de 13.892 foram utilizados para analisar o esforço de coleta; isso significa que quase metade da informação foi perdida. O mesmo problema é mencionado por Siqueira *et al.*, (2014) com Orchidaceae. no Estado de Santa Catarina. Embora seja um grupo extraordinário, bem amostrado no Estado e com muitas espécies ameaçadas, não há um grupo de especialistas trabalhando em instituições locais, o que dificulta a logística das determinações. As ferramentas eletrônicas da biodiversidade com acesso livre são essenciais para a tomada de decisões sobre conservação, principalmente em países megadiversos como o Brasil (CANHOS, 2015), devido ao acesso mais fácil dos espécimes por parte dos taxonomistas (FUNK, 2006). No entanto, para usar dados virtuais, os cientistas da biologia da conservação devem analisar cuidadosamente,

tentando validar as espécies encontradas e sua distribuição geográfica com um taxonomista. Eles também não devem contar com informações primárias de um banco de dados, que é aprofundado pela existência de gêneros megadiversos na Serra da Mantiqueira, como *Myrcia*, que apresenta espécies de identificação complicada, que pouco a pouco são aprimoradas pelo grande esforço por especialistas (LUGHADHA *et al.*, 2018). Portanto, sem a determinação exata das espécies, não é possível avaliar o risco de extinção ou sua endemidade, priorizar ou proteger as espécies (MORI *et al.*, 1983; FUNK, 2006; MENINI NETO *et al.*, 2007; LUCAS; BÜNGER, 2015; LUGHADHA *et al.*, 2018).

Apesar do viés de coleta detectado nas Unidades de Conservação, algumas espécies de Myrtaceae ameaçadas de extinção encontradas na Serra da Mantiqueira não ocorreram nas Unidades de Conservação das jurisdições federais ou estaduais. No entanto, apresentam registros nos limites das Unidades de Conservação municipais ou em áreas sem proteção integral como as APAs da Mantiqueira e Fernão Dias. Três espécies não foram registradas em nenhum tipo de Unidade de Conservação e são *Myrcia neodimorpha* E. Lucas & C. E. Wilson, *Neomitranthes pedicellata* (Burret) Mattos e *Plinia renatiana* G.M. Barroso & Peixoto. Pereira (2018) reúne 55 espécies de Gesneriaceae da Serra da Mantiqueira, dentre as quais 17 são consideradas endêmicas e ameaçadas devido à sua distribuição restrita, redução da população e/ou impacto antrópico. Gonzaga *et al.*, (2018) registraram 33 espécies de Cactaceae para a Serra da Mantiqueira, nas quais dez não ocorreram em nenhum Estado ou Unidade de Conservação de proteção integral, sendo duas ameaçadas de extinção.

Na atual crise da biodiversidade brasileira e plataformas que reivindicam novos limites para as Unidades de Conservação, usando terras para agronegócios, mineração, especulação imobiliária e outras fontes de exploração, fica mais clara a necessidade de pesquisas voltadas para uma base teórica e um empoderamento da conservação dentro esse cenário. Portanto, as prioridades atuais são: identificação de áreas específicas com valor conservacionista para alocar recursos e evitar outros usos potenciais da terra, tais como: a conversão dos ambientes para uso em pastagens, plantio de Eucalipto e espécies exóticas como o pinheiro-americano, plantio de café, especulação imobiliária com crescimento desordenado para o Turismo; maior eficiência do compartilhamento de dados e discussões combinadas com os gerentes das Unidades de Conservação, a fim de reduzir o impacto do turismo desordenado dentro delas. Com a distribuição das espécies de Myrtaceae e suas lacunas verificamos importantes áreas

que precisam ser melhor investigadas, bem como localidades nas APAs que são Unidades de Conservação de menor restrição aos impactos que poderiam ser revistas e repensadas com a criação de novas Unidades de Conservação de categoria integral como Parques. Como destaque no presente trabalho trazemos a APA de Boqueirão da Mira em Santa Rita de Jacutinga, áreas dentro da APA da Mantiqueira com o maciço da Serra dos Marins e Itaguaré, dentre outras.

Outro assunto preocupante é que a flora da Serra da Mantiqueira não é suficientemente conhecida para garantir um desenvolvimento capaz de preservar sua diversidade florística (PELLISARI; ROMANIUC-NETO, 2013) e os dados de distribuição estão fragmentados em vários estudos, o que torna necessária uma ampla compilação para melhor visão geral do conhecimento da flora, bem como os padrões de distribuição geográfica ao longo desta cordilheira (GONZAGA; MENINI NETO, 2017).

AGRADECIMENTOS

Este trabalho resulta da tese de doutorado da primeira autora do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade de Conservação da Natureza. Agradecemos ao PPGBiodiversidade por seu apoio logístico; Equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal e herbário CESJ (UFJF) pela ajuda no tratamento de dados; Luciana Pereira por fornecer o shapefile com os limites da Serra da Mantiqueira; taxonomistas Marcos Sobral, Carolyn Proença, Augusto Giaretta, Aline Stadnik e Leonardo Meireles para identificação e validação de ocorrências de Myrtaceae. Agradecemos também ao CNPq pelo apoio financeiro (Projetos 454008/2014-7 e 435598/2018-0). Este estudo foi parcialmente financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento e Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código Financeiro 001. FAC agradece ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVEZ-VALLES, Carlos Mariano *et al.* Palm species richness, latitudinal gradients, sampling effort, and deforestation in the Amazon region. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 4, p. 527-539, 19 mar. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062017abb0400> .

BFG. Brazilian Flora 2020: innovation and collaboration to meet target 1 of the global strategy for plant conservation (gspc). **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 1513-1527, dez. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201869402> .

CANHOS, Dora A. L. *et al.* The Importance of Biodiversity E-infrastructures for Megadiverse Countries. **Plos Biology**, v. 13, n. 7, p. 0-0, 23 jul. 2015. Public Library of Science (PLOS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1002204> .

CARNAVAL, A. C. *et al.* Stability Predicts Genetic Diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. **Science**, v. 323, n. 5915, p. 785-789, 6 fev. 2009. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1166955> .

CARNAVAL, Ana Carolina; MORITZ, Craig. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal Of Biogeography**, v. 35, n. 7, p. 1187-1201, jul. 2008. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01870.x> .

COSTA, Malcon do Prado *et al.*, Estrutura e diversidade da comunidade arbórea de uma floresta superomontana, no Planalto de Poços de Caldas (MG). **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, p. 711-725, 30 dez. 2011. Universidad Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/198050984515> .

COUVREUR, Thomas Lp; BAKER, William J. Tropical rain forest evolution: palms as a model group. **Bmc Biology**, v. 11, n. 1, p. 0-0, 15 abr. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1186/1741-7007-11-48> .

CRIA. **Ferramenta geoLoc da rede speciesLink**. 2019b. Disponível em: . <http://smlink.cria.org.br/geoloc>. Acesso em: 3 dez. 2019.

CRIA. **SpeciesLink**. 2019a. Disponível em: <http://smlink.cria.org.br/>. Acesso em: 2 dez. 2019.

DRUMMOND, G.M. *et al.* **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

EISERHARDT, Wolf L. *et al.* Geographical ecology of the palms (Arecaceae): determinants of diversity and distributions across spatial scales. **Annals Of Botany**, v. 108, n. 8, p. 1391-1416, 28 jun. 2011. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcr146> .

FRANÇA, Glaucio S.; STEHMANN, João R.. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 1, p. 19-30, mar. 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042004000100003> .

FUNK, Victoria A.. Floras: a model for biodiversity studies or a thing of the past?. **Taxon**, v. 55, n. 3, p. 581-588, ago. 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2307/25065635> .

GONZAGA, D. R.; MENINI-NETO, L.. Estado de conservação da Serra da Mantiqueira: ameaças, lacunas, avanços e perspectivas do conhecimento da flora. In: BARBOSA, B. C. *et al.* **Tópicos em sustentabilidade e conservação**. Juiz de Fora: Real Consultoria em Negócios Ltda, 2017. p. 77-86.

GONZAGA, Diego Rafael *et al.* Patterns of richness and distribution of Cactaceae in the Serra da Mantiqueira, Southeast Brazil, and implications for its conservation. **Acta Botanica Brasílica**, v. 33, n. 1, p. 97-105, mar. 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062018abb0178> .

GOVAERTS, R. *et al.*, **World Checklist of Myrtaceae**. 2020. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. Disponível em: <http://wesp.science.kew.org/>. Acesso em: 3 abr. 2018.

GRESSLER, Eliana *et al.*, Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 4, p. 509-530, dez. 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042006000400002> .

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2010. Disponível em: http://download-ads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm/. Acesso em: 10 mai. 2018.

JBRJ. **Jabot - Banco de Dados da Flora Brasileira**. 2019. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.. Disponível em: <http://rb.jbrj.gov.br/v2/consulta.php>. Acesso em: 2 dez. 2019.

LIMA, T.T.. **Bromeliaceae da Serra da Mantiqueira: distribuição geográfica e conservação**. 2008. 357 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 2008.

LUCAS, Eve J.; BÜNGER, Mariana O.. Myrtaceae in the Atlantic forest: their role as a model group. **Biodiversity And Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2165-2180, 29 ago. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0992-7> .

LUCAS, Eve; SOBRAL, Marcos J.. (2013) Proposal to conserve the name *Myrcia* against *Calypttranthes* (Myrtaceae). **Taxon**, v. 60, n. 2, p. 605-605, abr. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/tax.602044> .

LUGHADHA, Eimear M. Nic *et al.* Harnessing the potential of integrated systematics for conservation of taxonomically complex, megadiverse plant groups. **Conservation**

Biology, v. 33, n. 3, p. 511-522, 19 fev. 2019. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13289> .

MACHADO-FILHO, L. *et al.*, **Projeto Radam Brasil, Geologia. Folhas SF: 23/24, Rio de Janeiro/Vitória**. 1983. Disponível em:
<https://biblioteca.ibge.gov.br/bibliotecacatalogo?id=217129&view=detalhes>. Acesso em: 30 nov. 2018.

MEIRELES, Leonardo Dias *et al.* Composição florística da vegetação altimontana do distrito de Monte Verde (Camanducaia, MG), Serra da Mantiqueira Meridional, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 65, n. 4, p. 831-859, dez. 2014.
<http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201465403> .

MENINI NETO, Luiz *et al.* Biogeography of epiphytic Angiosperms in the Brazilian Atlantic forest, a world biodiversity hotspot. **Brazilian Journal Of Botany**, v. 39, n. 1, p. 261-273, 9 dez. 2015. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s40415-015-0238-7> .

MENINI NETO, Luiz *et al.* Orchidaceae do Parque Estadual de Ibitipoca, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 3, p. 687-696, set. 2007.
<http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062007000300015> .

MENINI NETO, Luiz; FORZZA, Rafaela Campostrini. Biogeography and conservation status assessment of *Pseudolaelia* (Orchidaceae). **Botanical Journal Of The Linnean Society**, v. 171, n. 1, p. 191-200, 24 out. 2012. Oxford University Press (OUP).
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.2012.01304.x> .

MOREIRA, Breno *et al.*, Phanerogamic flora and phytogeography of the Cloud Dwarf Forests of Ibitipoca State Park, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. 0-0, 16 abr. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0506> .

MORI, Scott A. *et al.* Ecological Importance of Myrtaceae in an Eastern Brazilian Wet Forest. **Biotropica**, v. 15, n. 1, p. 68-70, mar. 1983. JSTOR.
<http://dx.doi.org/10.2307/2388002> .

MURRAY-SMITH, Charlotte *et al.*, Plant Diversity Hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. **Conservation Biology**, v. 23, n. 1, p. 151-163, fev. 2009. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01075.x> .

MUTKE, J.; BARTHLOTT, W.. Patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. **Biologiske Skrifter**, [S. L.], v. 55, n. 55, p. 521-531, nov. 2005.

OLIVEIRA-FILHO, Ary T.; FONTES, Marco Aurelio L.. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate1. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 793-810, dez. 2000. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x> .

OVERBECK, Gerhard e *et al.* Global Biodiversity Threatened by Science Budget Cuts in Brazil. **Bioscience**, v. 68, n. 1, p. 11-12, 7 nov. 2017. Oxford University Press (OUP).
<http://dx.doi.org/10.1093/biosci/bix130> .

PELLISSARI, Gisela; ROMANIUC NETO, Sergio. *Ficus* (Moraceae) da Serra da Mantiqueira, Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 1, p. 91-111, mar. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s2175-78602013000100009> .

PEREIRA, L.C.. **Biogeografia, conservação e sinopse taxonômica de Gesneriaceae na Serra da Mantiqueira, Região Sudest.** 2018. 152 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2018.

PIZO, M. A.. The seed-dispersers and fruit syndromes of Myrtaceae in the Brazilian Atlantic forest. In: LEVEY, D. J. *et al.*, **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation.** England: Cabi Publishing, 2002. p. 129-145.

PONDER, W. F.; CARTER, G. A.; FLEMONS, P.; CHAPMAN, R. R.. Evaluation of Museum Collection Data for Use in Biodiversity Assessment. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 15, n. 3, p. 648-657, jun. 2001. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015003648.x>

PROENÇA, C. *et al.* Myrtaceae. In: MARTINELLI, G.; MORAES, M.A.. **Livro Vermelho da Flora do Brasil.** Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. p. 414-743.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System.** 2017. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: https://www.qgis.org/pt_BR/site/forusers/download. Acesso em: 3 dez. 2019.

QUIJANO-ABRIL, Mario Alberto *et al.* Areas of endemism and distribution patterns for Neotropical Piper species (Piperaceae). **Journal Of Biogeography**, v. 33, n. 7, p. 1266-1278, jul. 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01501.x> .

RIBEIRO, J. H. C. *et al.*, The woody vegetation of quartzite soils in a mountain landscape in the Atlantic Forest Domain (south-eastern Brazil): structure, diversity and implications for conservation. **Edinburgh Journal Of Botany**, v. 74, n. 1, p. 15-32, 15 dez. 2016. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s096042861600024x> .

RIBEIRO, José Hugo Campos *et al.*, Composition, structure and biodiversity of trees in tropical montane cloud forest patches in Serra do Papagaio State Park, southeast Brazil. **Edinburgh Journal Of Botany**, v. 75, n. 2, p. 255-284, 19 abr. 2018. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0960428618000082> .

RIGUEIRA, Dary Moreira Gonçalves *et al.* Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. **Biodiversity And Conservation**, v. 22, n. 13-14, p. 3141-3163, 19 out. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0575-4> .

SILVA, José Maria Cardoso da *et al.* Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology And Biogeography**, v. 13, n. 1, p. 85-92, jan. 2004. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-882x.2004.00077.x> .

SIQUEIRA, Carlos Eduardo de *et al.* Orchidaceae in Santa Catarina: update, geographic distribution and conservation. **Check List**, v. 10, n. 6, p. 1452-1478, 9 dez. 2014. Pensoft Publishers. <http://dx.doi.org/10.15560/10.6.1452> .

SOUSA-BAENA, Mariane Silveira *et al.* Completeness of digital accessible knowledge of the plants of Brazil and priorities for survey and inventory. **Diversity And Distributions**, v. 20, n. 4, p. 369-381, 24 out. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12136> .

STAGGEMEIER, Vanessa G. *et al.*, Hyperdominance in fruit production in the Brazilian Atlantic rain forest: the functional role of plants in sustaining frugivores. **Biotropica**, v. 49, n. 1, p. 71-82, 16 ago. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12358> .

STAGGEMEIER, Vanessa Grazielle *et al.* The shared influence of phylogeny and ecology on the reproductive patterns of Myrteae (Myrtaceae). **Journal Of Ecology**, v. 98, n. 6, p. 1409-1421, 24 ago. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01717.x> .

VALENTE, Arthur Sérgio Mouço *et al.* Composição, estrutura e similaridade florística da Floresta Atlântica, na Serra Negra, Rio Preto - MG. **Rodriguésia**, v. 62, n. 2, p. 321-340, jun. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201162209> .

VASCONCELOS, Tiago S. *et al.* Biogeographic Distribution Patterns and Their Correlates in the Diverse Frog Fauna of the Atlantic F. **Plos One**, v. 9, n. 8, p. 0-0, 20 ago. 2014. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0104130> .

VILLALOBOS, Fabricio *et al.* Is Rich and Rare the Common Share? Describing Biodiversity Patterns to Inform Conservation Practices. **Plos One**, v. 8, n. 2, p. 0-0, 7 fev. 2013. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0056073> .

WERNECK, Márcio de Souza *et al.* Distribution and Endemism of Angiosperms in the Atlantic Forest. **Natureza & Conservação**, v. 9, n. 2, p. 188-193, 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2011.024>

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1: Lista de verificação com as espécies da família Myrtaceae que ocorrem na Serra da Mantiqueira (as espécies marcadas em negrito estão ameaçadas; as espécies com * são incongruentes com as informações e herbários da Flora Brasileira 2020 e precisam ser revalidadas; o status de ameaça em negrito é da IUCN 2019 e as que não estão são de Proença 2013).

Espécies	Ocorrência	Ocorrência na Flora do Brasil 2020	Status de ameaça
<i>Acca sellowiana</i> (O.Berg) Burret	SP	MG, SP, RJ, PR, SC, RS	NE
<i>Blepharocalyx eggersii</i> (Kiaersk) Landrum	ES	AM, BA, ES	NE
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	MG, ES, SP	MT, MS, GO, DF, BA, MG, ES, RJ, SP, PR, SC, RS	LC
<i>Calyptranthes angustifolia</i> Kiaersk.	MG	MG, RJ	NE
<i>Calyptranthes aromatica</i> A.St.-Hil.	RJ	RJ	VU
<i>Calyptranthes brasiliensis</i> Spreng.	ES, MG, RJ, SP	CE, RN, PE, PB, SE, AL, BA, DF, GO, MG, ES, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Calyptranthes caudata</i> Gardner	RJ	RJ	NE
<i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg	ES, MG, SP	TO, AL, BA, PE, SE, DF, GO, ES, MG, SP	NE
<i>Calyptranthes concinna</i> DC. *	ES, SP, MG	SP, PR, SC, RS	LC
<i>Calyptranthes detecta</i> Sobral & M.C.Souza	MG	MG	NE

<i>Calyptranthes dryadica</i> M.L.Kawas. *	ES	ES, SP	DD
<i>Calyptranthes grammica</i> (Spreng.) Legr.	MG, RJ	MG, SP, RJ	NE
<i>Calyptranthes grandiflora</i> O.Berg*	ES, MG, SP	RJ	NE
<i>Calyptranthes lanceolata</i> O.Berg*	ES	RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Calyptranthes langsdorffii</i> O.Berg	ES	ES, RJ	NE
<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	ES, SP	AP, BA, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Calyptranthes obovata</i> Kiaersk.	MG	MG, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Calyptranthes pauciflora</i> O.Berg	ES	ES, RJ	NE
<i>Calyptranthes pteropoda</i> O.Berg	ES, MG	ES, MG, RJ	NE
<i>Calyptranthes pulchella</i> DC.	ES	AC, AM, BA, MA, ES, MG, RJ	NE
<i>Calyptranthes rufa</i> O.Berg*	ES	BA, MG, RJ	NE
<i>Calyptranthes santalucia</i> Sobral	ES	ES	NE
<i>Calyptranthes solitaria</i> Sobral, Antunes & Aguiar*	MG, RJ	RJ	NE
<i>Calyptranthes strigipes</i> O.Berg	ES	MG, ES, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Calyptranthes tricona</i> D.Legrand	MG	MG, PR, SC, RS	NE
<i>Calyptranthes widgreniana</i> O.Berg*	MG, ES, SP, RJ	GO, DF, MG, ES, SP	NE
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	MG	MT, MS, GO, DF, MG, SP, PR	NE
<i>Campomanesia eugenoides</i> (Cambess.) D.Legrand ex Landrum	ES, SP	TO, AL, BA, PB, PE, DF, GO, MT, ES, MG, RJ, SP, PR, SC	LC
<i>Campomanesia guaviroba</i>	ES, MG, RJ,	AM, BA, DF, ES, MG,	NE

(DC.) Kiaersk. *	SP	SP, PR, RS, SC	
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	ES, MG, SP	BA, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Campomanesia hirsuta</i> Gardner*	MG, RJ	RJ	EN
<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner	ES, MG, RJ	BA, ES, MG, RJ	EN
<i>Campomanesia neriiflora</i> (O.Berg) Nied.	SP	SP, PR	VU
<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum*	ES, MG, RJ	RJ, MG, SP	VU
<i>Campomanesia prosthecesepala</i> Kiaersk.	MG	MG	EN
<i>Campomanesia pubescens</i> (Mart. ex DC.) O.Berg	MG, SP	TO, BA, GO, MT, MS, ES, MG, SP, PR	LC
<i>Campomanesia rufa</i> (O.Berg) Nied.	MG	MG	LC
<i>Campomanesia schlechtendaliana</i> (O.Berg) Nied.	MG	BA, ES, MG, RJ, SP, PR	LC
<i>Campomanesia sessiliflora</i> (O.Berg) Mattos	ES, MG, SP	BA, GO, MS, MT, ES, MG, SP, PR	LC
<i>Campomanesia simulans</i> M.L.Kawas.	MG, SP	MG, SP	NE
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg	MG	TO, BA, CE, MA, PI, RN, DF, GO, MS, MG, SP	NE
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	ES, MG, SP	ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC, BA, DF, GO, MS	LC
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	MG, SP	MG, RJ, SP, PR	NE
<i>Eugenia adenantha</i> O.Berg*	ES, MG, RJ	BA, ES, RJ	NE
<i>Eugenia arenaria</i> Cambess.	ES	BA, PE, ES, RJ	NE
<i>Eugenia arenosa</i> Mattos	MG, SP	MS, MG, SP, PR, RS	LC
<i>Eugenia astringens</i> Cambess.	ES	BA, ES, RJ, SP, PR SC	NE
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	MG, SP	MS, MG, SP, PR	LC

<i>Eugenia ayacuchae</i> Steyer. *	MG	BA, ES	NE
<i>Eugenia bahiensis</i> DC. *	ES, MG	BA, ES, RJ, SP	LC
<i>Eugenia batingabranca</i> Sobral	ES, MG	ES, MG, SP	NE
<i>Eugenia beaurepaireana</i> (Kiaersk.) D.Legrand	MG	BA, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Eugenia bimarginata</i> DC. *	ES, MG, SP	BA, GO, MS, MT, MG, SP, PR	NE
<i>Eugenia botequimensis</i> Kiaersk. *	ES, MG	ES, RJ	NE
<i>Eugenia brachysepala</i> Kiaersk.	RJ	RJ	NE
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	ES, MG, SP	BA, ES, MG, RJ, SP, PR, SC	LC
<i>Eugenia brevistyla</i> D.Legrand*	ES, MG, SP, RJ	SP, PR, SC, RS	LC
<i>Eugenia cambucae</i> Mattos	RJ	RJ	NE
<i>Eugenia candolleana</i> DC.	ES, MG, RJ	AL, BA, PB, PE, SE, ES, MG, RJ, SP, PR	NE
<i>Eugenia capitulifera</i> O.Berg	RJ	RJ, PR	NE
<i>Eugenia capparidifolia</i> DC.*	MG, RJ	MG	NE
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	ES, MG, RJ, SP	BA, SE, ES, MG, RJ, SP, PR, SC	LC
<i>Eugenia chlorophylla</i> O. Berg*	ES, MG, RJ	MG, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia cinerascens</i> Gardner*	ES	RJ	NE
<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk	ES	ES, RJ, SP, PR	LC
<i>Eugenia crassa</i> Sobral	ES	ES	NE
<i>Eugenia culta</i> Sobral	ES	ES, MG	NE
<i>Eugenia cymatodes</i> O.Berg	ES	BA, ES	NE
<i>Eugenia decussata</i> (Vell.) Mattos	RJ	RJ	NE

<i>Eugenia dichroma</i> O.Berg	ES	AL, BA, PE, ES, RJ	NE
<i>Eugenia dipetala</i> Sobral & L.Kollmann	ES	ES	NE
<i>Eugenia dodonaefolia</i> Cambess.	MG, RJ, SP	MG, RJ, SP, PR	NE
<i>Eugenia egensis</i> DC.	ES, MG	AC, AM, AP, PA, RO, RR, TO, AL, CE, MA, GO, MS, MT, ES, MG, SP, PR	NE
<i>Eugenia ellipsoidea</i> Kiaesk	ES	ES, MG, RJ	NE
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	ES, RJ, SP	AM, PA, AL, BA, MA, PE, RN, SE, ES, RJ, SP, PR, SC	LC
<i>Eugenia excoriata</i> O.Berg	ES	AL, BA, ES, MG, RJ	NE
<i>Eugenia expansa</i> Spring ex Mart.	RJ	RJ, SP, PR	NE
<i>Eugenia flamingensis</i> O.Berg	MG	BA, ES, MG, RJ	NE
<i>Eugenia flavescens</i> DC.	ES	AC, AM, AP, PA, RO, RR, TO, GO, MS, MT, ES, MG, SP	NE
<i>Eugenia florida</i> DC.	ES, MG, RJ, SP	TODOS EXCETO: RN, AL, SE	LC
<i>Eugenia francavilleana</i> O. Berg	ES, MG, RJ, SP	PB, GO, MT, ES, MG, RJ, SP	NE
<i>Eugenia fusca</i> O.Berg	ES	BA, ES, RJ, SP, PR	NE
<i>Eugenia goiapabana</i> Sobral & Mazine	ES	ES	NE
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand*	ES, MG, SP	MG, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos*	MG, RJ	ES, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	MG, SP, RJ	MG, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Eugenia hirta</i> O.Berg	ES	AL, BA, PB, PE, RN, SE, ES	NE
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	MG, ES, RJ,	GO, DF, MS, ES, MG, RJ,	NE

	SP	SP, PR, SC, RS, BA	
<i>Eugenia ischnosceles</i> O.Berg	ES	ES, SP	NE
<i>Eugenia itajurensis</i> Cambess. *	MG, SP	MG	NE
<i>Eugenia itapemirimensis</i> Cambess.	ES	AC, AL, BA, ES	NE
<i>Eugenia kleinii</i> D.Legrand	SP	RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia klotzschiana</i> O.Berg	MG, SP	DF, GO, MS, MG, SP	LC
<i>Eugenia lambertiana</i> DC. *	MG, SP	AM, PA, RO, RR, AL, MA, PE, MS, MT, MG	NE
<i>Eugenia laruotteana</i> Cambess.	MG	MG, RJ	NE
<i>Eugenia leptoclada</i> O.Berg*	MG, SP, RJ	BA, MG, SP, PR	NE
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	MG, SP	PA, BA, CE, PB, PE, PI, RN, SE, ES, MG, RJ, SP, PR	NE
<i>Eugenia livida</i> O.Berg	MG	GO, MS, MG, SP	NE
<i>Eugenia longipedunculata</i> Nied.	MG, SP	ES, MG, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia luschnathiana</i> (O.Berg) Klotzsch ex B.D.Jacks.	SP, MG	BA, CE, PB, PE, RN, ES, MG, SP, PR	NE
<i>Eugenia macrantha</i> O.Berg	ES	BA, ES, RJ	NE
<i>Eugenia macrosperma</i> DC.	MG	BA, MG, ES, RJ	NE
<i>Eugenia magnifica</i> Spring ex Mart. *	ES, MG	RJ	NE
<i>Eugenia mandioccensis</i> O.Berg*	ES	BA, RJ,	NE
<i>Eugenia mansoi</i> O.Berg	MG	GO, MG, SP, RS	NE
<i>Eugenia melanogyna</i> (D.Legrand) Sobral*	ES, MG, RJ	ES, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia modesta</i> DC.	MG	BA, SE, MG, SP	NE
<i>Eugenia monosperma</i> Vell. *	ES, MG	ES, RJ, SP	NE
<i>Eugenia moonioides</i> O.Berg	MG	MG, ES, RJ	NE

<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	RJ	RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	ES, RJ	BA, ES, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia neomyrtifolia</i> Sobral	MG, SP	MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Eugenia neosilvestris</i> Sobral	ES, MG	ES, MG, RJ, SP, SC	NE
<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	MG, SP	BA, MG, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia nutans</i> O.Berg	ES, MG	ES, MG, RJ, SP, PR, SC	LC
<i>Eugenia oblongata</i> O.Berg	ES, MG	BA, PB, PE, ES, MG, RJ, SP, PR	NE
<i>Eugenia oeidocarpa</i> O.Berg	MG	MG, PR, RS, SC	NE
<i>Eugenia paracatuana</i> O.Berg	SP	GO, MS, MT, MG, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Eugenia pauciflora</i> O.Berg	ES	MG, ES	NE
<i>Eugenia persicifolia</i> O.Berg	ES	BA, ES	NE
<i>Eugenia piloensis</i> Cambess.	ES	GO, ES, RJ, SP, PR	NE
<i>Eugenia piresiana</i> Cambess.	MG	MG, PR	NE
<i>Eugenia pisiformis</i> Cambess.	ES, MG, RJ	BA, ES, MG, RJ, SP	LC
<i>Eugenia pistaciifolia</i> DC. *	ES	BA, MG	NE
<i>Eugenia platyphylla</i> O.Berg	ES, MG	BA, MG, ES	NE
<i>Eugenia platysema</i> O.Berg*	ES	SP, PR, SC	LC
<i>Eugenia plicatocostata</i> O.Berg	ES	BA, ES	NE
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	ES, MG, SP	BA, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Eugenia pohliana</i> DC.	MG	BA, PE, MG	NE
<i>Eugenia prasina</i> O.Berg	ES, MG, SP	AL, BA, PE, MT, ES, MG, RJ, SP, PR, SC	VU
<i>Eugenia pruniformis</i> Cambess. *	ES, SP, RJ	MT, BA, ES, RJ	NE
<i>Eugenia puberula</i> Nied.	RJ	MA, BA, ES, RJ	NE
<i>Eugenia pulcherrima</i> Kiaersk. *	MG	RJ	NE
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth)	ES, MG,	TODOS EXCETO: SC,	NE

DC.	SP, RJ	RS	
<i>Eugenia pyriflora</i> O.Berg	ES	BA, ES	NE
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess. *	ES, MG, RJ, SP	GO, MS, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	SP	SP, PR, RS, SC	NE
<i>Eugenia repanda</i> O.Berg	ES	MS, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Eugenia rostrata</i> O.Berg	ES, RJ	BA, ES, RJ	NE
<i>Eugenia rugosissima</i> Sobral	ES	ES	NE
<i>Eugenia schottiana</i> O.Berg*	RJ, MG	BA, RJ	NE
<i>Eugenia sellowiana</i> DC. *	MG, RJ	DF, GO, MS, MG	NE
<i>Eugenia sobraliana</i> Giaretta & Fraga	ES	ES	NE
<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	MG	BA, CE, GO, MG, SP, PR	NE
<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	MG, RJ, SP	MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Eugenia sphenoides</i> O.Berg*	MG	SP	NE
<i>Eugenia sphenophylla</i> O.Berg.	MG, SP	MG, SP	NE
<i>Eugenia sprengelii</i> DC. *	MG	RJ	NE
<i>Eugenia stictopetala</i> Mart ex. DC. *	ES, SP	AM, PA, RO, BA, CE, PI, GO, MT, ES, MG	NE
<i>Eugenia subavenia</i> O.Berg	SP, RJ	RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia suberosa</i> Cambess.	MG	MA, MS, MG, SP, PR	NE
<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	ES, MG, RJ, SP	AM, BA, MS, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Eugenia subundulata</i> Kiaersk.	ES, MG, RJ	ES, MG, RJ, SP	NE
<i>Eugenia sulcata</i> Spring ex Mart. *	ES, MG, SP	ES, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	ES, RJ, SP	BA, ES, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Eugenia umbrosa</i> O.Berg	MG	PE, MG, RJ	NE
<i>Eugenia uniflora</i> L.	ES, MG,	BA, MS, ES, MG, RJ, SP,	NE

	SP, RJ	PR, RS, SC	
<i>Eugenia valsuganana</i> Sobral	ES	ES	NE
<i>Eugenia vattimoana</i> Mattos*	ES, MG	MG, RJ	VU
<i>Eugenia verticillata</i> (Vell.) Angely	RJ	MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Eugenia villaenovae</i> Kiaersk.	ES	ES, RJ	NE
<i>Eugenia widgrenii</i> Sond. ex O.Berg*	MG, RJ, SP	MG, RJ	NE
<i>Eugenia xiriricana</i> Mattos	ES	ES, SP	NE
<i>Eugenia zuccarinii</i> O.Berg	ES	BA, ES, MG, RJ, SP	NE
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	ES, MG, SP, RJ	TO, BA, PE, SE, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	ES, MG	ES, MG	NE
<i>Marlierea regeliana</i> O.Berg	ES	BA, ES, MG	LC
<i>Marlierea rufa</i> (Vell.) O.Berg	ES	BA, ES, RJ	NE
<i>Myrceugenia acutata</i> D.Legrand*	MG, RJ	DF, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrceugenia acutiflora</i> (Kiaersk.) D.Legrand & Kausel*	ES, SP	ES, MG, RJ, PR, SC	NE
<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	ES, MG, RJ, SP	BA, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Myrceugenia bracteosa</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	MG, RJ, SP	MG, RJ, SP, PR, SC	EN
<i>Myrceugenia brevipedicellata</i> (Burret) D.Legrand & Kausel	MG, SP	MG, SP, PR	EN
<i>Myrceugenia campestris</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	MG, RJ, SP	ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	VU
<i>Myrceugenia cucullata</i> D.Legrand*	MG, SP, RJ	RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Myrceugenia decussata</i> Mattos	SP	SP	NE

<i>Myrceugenia franciscensis</i> (O.Berg) Landrum	SP, MG	MG, SP, PR	EN
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand & Kausel*	ES, MG, RJ, SP	ES, MG, SP, RS, SC	LC
<i>Myrceugenia harmoniana</i> (Mattos) Sobral*	MG, RJ	SP, SC	NE
<i>Myrceugenia hoehnei</i> (Burret) Legrand & Kausel	MG	SC, PR, MG, SP	VU
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	ES, MG, RJ, SP	BA, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	ES, MG, SP	ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Myrceugenia ovalifolia</i> (O. Berg) Landrum*	ES, MG, RJ, SP	ES, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrceugenia oxypala</i> (Burret) D.Legrand & Kausel	MG	MG, SP, PR, SC, RS	LC
<i>Myrceugenia pilotantha</i> (Kiaersk.) Landrum*	ES, MG, SP	BA, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	VU
<i>Myrceugenia regnelliana</i> (O.Berg) D.Legrand & Kausel*	ES, MG, RJ, SP	MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrceugenia rufescens</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	MG, SP	MG, SP, PR, SC	LC
<i>Myrceugenia scutellata</i> D.Legrand*	ES, MG, SP	ES, RJ, SP, PR, SC	VU
<i>Myrceugenia seriatoramosa</i> (Kiaersk.) D.Legrand & Kausel	SP	RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Myrceugenia venosa</i> D.Legrand	SP	SP, PR, SC	NE
<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	ES, MG, SP, RJ	ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	ES, MG, SP, RJ	AC, AM, PA, RO, RR, TO, BA, MA, PE, DF, GO, MT, ES, MG, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Myrcia amplexicaulis</i> (Vell.)	ES	ES, RJ	NE

Hook.f.

<i>Myrcia anacardiifolia</i> Gardner*	ES, MG, RJ, SP	RJ, SP, PR, SC, RS	NE
<i>Myrcia anceps</i> (Spreng.) O.Berg	ES, MG	ES, MG, RJ, SP	NE
<i>Myrcia antonia</i> (O.Berg) Mazine	RJ	RJ, SP	NE
<i>Myrcia aurea</i> Nic Lugh.	ES	ES	NE
<i>Myrcia auxotelica</i> Sobral & Antunes	MG	MG, RJ	NE
<i>Myrcia basicordata</i> Sobral	ES	ES	NE
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	SP	TO, BA, GO, MS, MT, MG, SP	NE
<i>Myrcia bergiana</i> O.Berg*	ES, RJ	AL, BA, PB, PE, RN, ES	NE
<i>Myrcia bicarinata</i> (O.Berg) D.Legrand*	ES	DF, MG, RJ, SP, PR	NE
<i>Myrcia bicolor</i> Kiaersk.	ES	BA, ES, RJ, SP	VU
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	ES	BA, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia brunea</i> Cambess.	MG	MG	NE
<i>Myrcia cacuminis</i> L.Kollmann & Sobral	ES	ES	NE
<i>Myrcia carvalhoi</i> Nic Lugh. *	ES	BA	NE
<i>Myrcia cerqueiria</i> (Nied.) E.Lucas & Sobral	ES	BA, ES, RJ	NE
<i>Myrcia clavija</i> Sobral	MG	MG	CR
<i>Myrcia coelosepala</i> Kiaersk.	ES, MG, RJ	BA, ES, MG, RJ, SP	NE
<i>Myrcia concisa</i> Sobral & Leoni	MG	MG	NE
<i>Myrcia cordiifolia</i> DC.	ES	MG, ES, RJ	LC
<i>Myrcia crassa</i> Sobral	ES	ES	NE
<i>Myrcia crocea</i> Kiaersk.	ES, MG	BA, ES, MG, RJ	NE
<i>Myrcia curtispindula</i> Nic Lugh.	ES	ES	NE

<i>Myrcia diaphana</i> (O.Berg) N.J.E.Silveira	ES, MG, RJ	ES, MG, RJ, SP, PR, SC	VU
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	ES, MG, RJ, SP	BA, ES, MG, RJ, SP	NE
<i>Myrcia eriopus</i> DC.	MG, RJ, SP	GO, MG, RJ, SP	LC
<i>Myrcia espiritosantensis</i> B.S. Amorim	ES	ES	NE
<i>Myrcia eumecephylla</i> (O. Berg) Nied.	ES	BA, ES	NE
<i>Myrcia fenzliana</i> O.Berg*	ES, MG	BA, DF, GO, MG, SP	NE
<i>Myrcia ferruginosa</i> Mazine	ES, MG	BA, ES, MG, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Myrcia floridissima</i> Sobral*	ES, MG	MG, RJ	NE
<i>Myrcia gaudichaudiana</i> (O.Berg) M.F.Santos (O. Berg) Loefgren & Everett *	SP	BA, ES, RJ	NE
<i>Myrcia glabra</i> (O.Berg) D.Legrand*	SP, MG	RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia glazioviana</i> Kiaersk.	RJ	RJ, ES, MG	NE
<i>Myrcia grandifolia</i> Cambess.	ES, MG, RJ	BA, ES, MG, RJ, SP, PR	NE
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	ES, MG, RJ, SP	AC, AM, AP, PA, AL, BA, CE, PB, RN, GO, MS, MT, ES, MG, RJ, SP, SC, RS	LC
<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk. *	ES, MG, SP, RJ	MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	ES, MG, SP	ES, MG, RJ, SP, PR	NE
<i>Myrcia ilheosensis</i> Kiaersk. *	ES, MG	BA, ES, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia inconspicua</i> L.Kollmann & Sobral	ES	ES	NE
<i>Myrcia innovans</i> Kiaersk. *	ES	RJ	NE
<i>Myrcia insularis</i> Gardner	ES	BA, PE, ES, RJ, SP, PR	VU
<i>Myrcia lacerdaeana</i> O.Berg	ES	BA, PE, ES	NE

<i>Myrcia lacunosa</i> (O.Berg) N.Silveira	MG	MG	NE
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.*	ES, MG, SP, RJ	TO, MA, DF, MS, MT, ES, MG, SP, PR, SC	NE
<i>Myrcia laxiflora</i> Cambess.	ES, MG, RJ	PE, ES, MG, RJ, SP	EN
<i>Myrcia lenheirensis</i> Kiaersk.	ES, MG, SP	ES, MG, SP	NE
<i>Myrcia lineata</i> (O.Berg) Nied.	ES, RJ	ES, RJ	EN
<i>Myrcia macrocarpa</i> DC.	ES	BA, ES, RJ, SP	NE
<i>Myrcia micropetala</i> (Mart.) Nied. *	ES	BA	VU
<i>Myrcia montana</i> Cambess. *	ES, MG, SP, RJ	ES, MG, RJ	NE
<i>Myrcia morroqueimadensis</i> Kiaersk.	ES	ES, RJ	CR
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	ES, MG, SP, RJ	AC, AM, PA, TO, BA, RN, DF, GO, MS, MT, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia multipunctata</i> Mazine	ES, MG, RJ	BA, ES, MG, RJ, SP	NE
<i>Myrcia mutabilis</i> (O.Berg) N.Silveira	ES, MG	BA, PE, DF, GO, MS, ES, MG	NE
<i>Myrcia neoblanchetiana</i> E.Lucas &Sobral	ES	BA, SE, ES, RJ	NE
<i>Myrcia neodimorpha</i> E.Lucas & C.E.Wilson	ES	ES, RJ	VU
<i>Myrcia neurostrata</i> Sobral	ES	BA, ES	NE
<i>Myrcia nitida</i> Cambess.	MG	BA, MG	NE
<i>Myrcia nobilis</i> O.Berg	MG	MG	NE
<i>Myrcia oblongata</i> DC.	ES, MG, RJ	ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Myrcia obovata</i> (O.Berg) Nied.*	ES, MG, SP	BA, MG, SP	LC
<i>Myrcia obversa</i> (D.Legrand) E.Lucas & C.E.Wilson*	MG	BA, ES, RJ	VU
<i>Myrcia oligantha</i> O.Berg	ES, MG,	ES, MG, RJ, SP, RS, SC	NE

	SP, RJ		
<i>Myrcia ovata</i> Cambess.*	MG	ES, RJ, SP	LC
<i>Myrcia palustris</i> DC.	ES, MG, SP	BA, MT, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia perforata</i> O.Berg*	MG, RJ	AC, BA, MG	NE
<i>Myrcia plusiantha</i> Kiaersk.*	ES, RJ, MG	BA, ES, RJ, SP, PR	NT
<i>Myrcia polygama</i> (O.Berg) M.F.Santos	ES, MG	BA, ES, MG, RJ	NE
<i>Myrcia pubescens</i> DC.*	ES, MG, SP	BA, GO, MT, MG, RJ	NE
<i>Myrcia pubiflora</i> DC.*	ES, MG, RJ	ES, MG, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	ES, MG, RJ, SP	BA, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk	ES	AL, BA, PE, SE, ES, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Myrcia reitzii</i> (D.Legrand) Mazine*	MG	SP, PR, SC	NE
<i>Myrcia reticulata</i> Cambess.	MG, RJ	BA, MG, RJ	NE
<i>Myrcia retorta</i> Cambess. *	MG, SP, RJ	MG, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia robusta</i> Sobral	ES	ES	NE
<i>Myrcia rubiginosa</i> Cambess. *	ES	RJ	NE
<i>Myrcia rufipes</i> DC.	MG	AL, BA, GO, MS, MT, ES, MG, SP	NE
<i>Myrcia rupicola</i> D.Legrand	MG	MG, SP, PR, SC	EN
<i>Myrcia ruschii</i> B.S.Amorim	ES	ES	NE
<i>Myrcia santateresana</i> Sobral	ES	ES	CR
<i>Myrcia schottii</i> (D.Legrand) M.F.Santos	ES	ES, RJ	NE
<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira*	SP, MG	SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	ES, MG, SP, RJ	AL, BA, DF, ES, MG, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	ES, MG, RJ, SP	TODOS EXCETO: MA, PI, DF	NE

<i>Myrcia springiana</i> (O.Berg.) Kiaersk.	ES	BA, ES, MG, SP	NE
<i>Myrcia squamata</i> (Mattos & D.Legrand) Mattos	SP, MG	MG, SP, PR, SC	NE
<i>Myrcia strigipes</i> Mart. *	ES, MG, SP	BA, ES, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Myrcia subacuminata</i> (Kiaersk.) M.F.Santos	ES	ES, RJ, SP, SC	NE
<i>Myrcia subalpestris</i> DC.	MG	ES, MG, RJ, SP, MS	NE
<i>Myrcia subcordata</i> DC.	ES, MG, RJ, SP	GO, ES, MG, RJ, SP, PR, SC	NE
<i>Myrcia subsericea</i> A.Gray	ES	BA, ES, RJ, MG,	NE
<i>Myrcia sucrei</i> (G.M. Barroso & Peixoto) E.Lucas & C.E.Wilson	ES	BA, ES	VU
<i>Myrcia tenuifolia</i> (O.Berg) Sobral	ES	BA, ES	VU
<i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	ES, RJ	ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrcia teresensis</i> Nic Lugh.	ES	ES	NE
<i>Myrcia tetraloba</i> D.F.Lima & E.Lucas	MG	MG, BA	NE
<i>Myrcia teuscheriana</i> (O. Berg) M.F.Santos	ES, MG	ES, MG, RJ	NE
<i>Myrcia thyrsoides</i> O.Berg	ES	BA, ES	NE
<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk*	ES, SP	BA, RJ, SP, PR, SC, RS	LC
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	ES, MG, SP	AM, PA, AL, BA, CE, MA, PB, PE, PI, SE, DF, GO, MS, MT, ES, MG, RJ, SP, PR	NE
<i>Myrcia tumida</i> Sobral	ES	ES	VU
<i>Myrcia undulata</i> O.Berg	MG	MG, PR, RS, SC	LC
<i>Myrcia variabilis</i> DC.	MG	BA, GO, MS, MT, MG, SP	LC
<i>Myrcia vauthieriana</i> O.Berg*	MG, SP	MG	NE
<i>Myrcia vellozoi</i> Mazine	ES, MG	BA, ES, MG, RJ, SP, PR	NE

<i>Myrcia venulosa</i> DC.	ES, MG, SP	BA, DF, GO, ES, MG, RJ, SP, PR, SC	LC
<i>Myrcia verrucosa</i> Sobral	ES	BA, PE, SE, ES	NE
<i>Myrcia vittoriana</i> Kiaersk.	ES	AL, BA, ES, RJ	NE
<i>Myrciaria cuspidata</i> O.Berg	MG, SP	TO, BA, CE, PI, GO, MT, MS, MG, SP, PR, RS, SC	VU
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	ES, MG, SP	MS, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Myrciaria disticha</i> O.Berg	ES, MG	ES, MG, RJ	NE
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	ES, MG, RJ, SP	AC, AM, PA, RO, RR, AL, BA, PE, GO, MS, MT, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Myrciaria glanduliflora</i> (Kiaersk.) Mattos & D.Legrand	MG	BA, DF, MG	NE
<i>Myrciaria glaziouviana</i> (Kiaersk.) G.M.Barroso ex Sobral*	ES, MG, RJ, SP	AL, BA, ES, MG, RJ, RS, SC	NE
<i>Myrciaria leucadendron</i> O.Berg	ES	ES	NE
<i>Myrciaria pallida</i> O.Berg*	ES, MG	RJ	NE
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg*	ES, MG, SP, RJ	PA, BA, MA, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	DD
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand*	ES, RJ	RJ, SP, PR, SC	LC
<i>Neomitranthes gracilis</i> (Burret) N.Silveira	MG, SP	MG, SP, PR	EN
<i>Neomitranthes obscura</i> (DC.) N.Silveira	ES	BA, PB, RN, ES, RJ, SP, PR	LC
<i>Neomitranthes pedicellata</i> (Burret) Mattos*	SP, MG	SP	EN
<i>Neomitranthes pereireana</i> (Mattos & D.Legrand) M.Souza & Sobral	ES	ES, RJ	NE
<i>Neomitranthes warmingiana</i> (Kiaersk.) Mattos	ES, MG	ES, MG, SP, RJ, PR	NE

<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	ES, MG, RJ, SP	BA, DF, GO, MS, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Plinia delicata</i> Salimena, Antunes & Sobral	MG	MG, RJ	NE
<i>Plinia edulis</i> (Vell.) Sobral	ES	TO, BA, RN, ES, RJ, SP, PR, RS, SC	VU
<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerst	ES, MG	ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Plinia pseudodichasiantha</i> (Kiaersk.) G.M.Barroso ex Sobral*	ES, MG, SP	ES, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Plinia renatiana</i> Barroso & Peixoto	ES	ES	EN
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	ES, RJ, MG	AC, AM, AP, PA, AL, BA, CE, PE, MS, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Plinia subavenia</i> Sobral	ES	BA, ES	NE
<i>Psidium australe</i> Cambess.	MG, RJ, SP	MA, DF, GO, MT, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Psidium brownianum</i> Mart ex DC.	ES	AL, BA, PE, ES, MG	NE
<i>Psidium cattleyanum</i> Sabine	ES, MG, RJ, SP	BA, CE, PE, SE, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Psidium cauliflorum</i> Landrum & Sobral	ES	BA, ES, RJ	NE
<i>Psidium firmum</i> O.Berg	MG, SP	BA, DF, GO, MG, SP	LC
<i>Psidium gaudichaudianum</i> Faria & Proença	ES	SP, RJ, ES	NE
<i>Psidium grandifolium</i> Mart ex DC.	ES, SP, MG	BA, DF, MS, ES, MG, SP, PR, SC	LC
<i>Psidium grazielae</i> Tuler & M.C.Souza	ES	ES, RJ	NE
<i>Psidium guineense</i> Sw.	ES, MG, SP, RJ	AC, AM, AP, PA, AL, BA, CE, MA, PB, PE, RN, SE, GO, MS, MT, ES, MG, RJ, SP, PR, SC	NE

<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	MG	DF, GO, MS, MT, MG, SP, PR	NE
<i>Psidium myrtoides</i> O.Berg	ES, MG, RJ	TO, BA, CE, MA, DF, GO, ES, MG, RJ, SP, PR, RS	NE
<i>Psidium oblongatum</i> O.Berg	ES, MG, RJ	ES, MG, RJ	NE
<i>Psidium oligospermum</i> Mart. ex DC.	ES, MG	AL, BA, CE, MA, PB, PE, PI, RN, SE, GO, ES, MG	NE
<i>Psidium ovale</i> (Spreng.) Burret*	ES, MG, RJ	ES, MG, SP, PR, SC	LC
<i>Psidium robustum</i> O.Berg*	ES, MG	MG	NE
<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	ES, MG, SP	BA, CE, DF, GO, ES, MG, RJ, SP, PR	NE
<i>Psidium salutare</i> (Kunth.) O.Berg	MG	PA, BA, GO, MS, MG, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied	RJ	AC, RO, BA, GO, MT, ES, MG, RJ, SP, PR	LC
<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	MG, SP	ES, MG, SP, PR	NE
<i>Siphoneugena delicata</i> Sobral & Proença*	ES, MG	ES, RJ	NE
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg*	MG, SP, RJ	DF, GO, ES, MG, SP	LC
<i>Siphoneugena dussii</i> (Krug & Urb.) Proença	ES, MG	AM, PA, BA, MT, ES, MG	NE
<i>Siphoneugena kiaerskoviana</i> (Burret) Kausel	ES	ES, MG, RJ	NE
<i>Siphoneugena kuhlmannii</i> Mattos*	ES, MG, RJ, SP	ES, SP	VU
<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand	MG, SP	MG, SP, PR, RS, SC	LC
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	RJ, ES, MG	AM, RR, BA, PE, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Aston	MG, RJ	BA, ES, MG, RJ, SP, PR, RS, SC	NE

5 CAPÍTULO 4**IMPACTO DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS NA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS DAS FLORESTAS NEBULARES DA SERRA DA MANTIQUEIRA, SUDESTE, BRASIL⁴****RESUMO**

⁴ Manuscrito será submetido para a revista Biodiversity and Conservation

As florestas tropicais desempenham um papel vital nos serviços ecossistêmicos. Entretanto, devido às suas condições climáticas únicas, elas são extremamente ameaçadas pelo aquecimento global. Com base na distribuição das espécies Myrtaceae que ocorre nas florestas nebulares da Serra da Mantiqueira (SM), no sudeste do Brasil, tivemos como objetivo indicar áreas ameaçadas e áreas adequadas para a conservação de espécies em futuros cenários preditivos de aquecimento global, utilizando projeções de mudanças climáticas. As projeções indicaram adequação para espécies de Myrtaceae em áreas de baixa altitude em comparação com as atuais, localizadas no extremo Norte - Noroeste da SM, áreas que atualmente estão muito degradadas. As áreas de maior altitude da SM correspondentes às unidades de conservação também mostraram adequação relevante nos modelos e podem ser áreas relictuais para as espécies. Enfatizamos que as linhagens e gêneros que ocorrem principalmente em áreas montanas podem ser drasticamente reduzidas ou mesmo extintas localmente, incluindo espécies ameaçadas de extinção. A adequação prevista para áreas de baixa altitude indica um impacto profundo na estrutura e dinâmica das florestas nebulares que ocorrem acima de 1000 m, bem como impactos em importantes serviços ecossistêmicos na região sudeste do Brasil, tais como captação de água potável em nascentes de água presentes nos topos das montanhas. É um cenário alarmante no atual descaso com as políticas ambientais em relação às mudanças climáticas.

Palavras-chave: Florestas montanas. Distribuição de espécies. Conservação. Modelagem de espécies. Mudanças climáticas.

ABSTRACT

Cloud forests play a vital role in ecosystem services. However, due to their unique climatic conditions, they are extremely threatened by global warming. Based on the Myrtaceae species distribution that occurs in the cloud forests of Serra da Mantiqueira (SM), in southeastern Brazil, we aimed to indicate threatened areas and areas suitable for species conservation in future predictive scenarios of global warming, using projections of climate change. The projections indicated suitability for Myrtaceae species in low altitude areas compared to the current ones, located in the extreme North - Northwest of SM, areas that are currently very degraded. The higher altitude areas of the SM corresponding to conservation units also showed relevant suitability in the models and may be relictual areas for the species. We emphasized that the lineages and genus that occur mainly in montane areas may be drastically reduced or even locally extinct, including endangered species. The predicted suitability for low altitude areas indicates a deep impact in the structure and dynamics of cloud forests that occur above 1000 m, as well as impacts important ecosystem services in Brazil's southeast region, such as potable water captation in water springs present in the mountain tops. It is an alarming scenario in the current neglect of environmental policies regarding climate change.

Keywords: Montane forests. Species distribution. Conservation. Species modeling. Climate change.

INTRODUÇÃO

A importância e a influência das montanhas, em termos de conservação da biodiversidade e outros serviços ecossistêmicos excedem seus limites espaciais alcançando além das planícies circundantes, por exemplo, sendo fonte de água para os grandes centros populacionais em locais de menor altitude (GUO *et al.*, 2018; APARECIDO *et al.*, 2018). Devido ao clima favorável, segurança e riqueza de recursos naturais, as montanhas são centros de antigas residências humanas, fontes de subsistência e atividades socioeconômicas (MARTINELLI, 2007; GUO *et al.*, 2018; KIDANE *et al.*, 2019). As regiões montanhosas como um todo são caracterizadas geralmente por maior riqueza de espécies do que a planície circundante, existindo apenas 20 centros globais onde a riqueza de plantas vasculares é superior a 3.000 spp./10.000 km², sendo a maioria desses centros localizados em regiões montanhosas dos trópicos úmidos (BARTHLOTT *et al.*, 2007). Apenas cinco ultrapassam 5.000 espécies por 10.000 km² e cobrem apenas aproximadamente 0,2% da superfície terrestre do mundo, concentrando 6% de todas as espécies de plantas vasculares, muitas endêmicas desses centros, sendo eles: Costa Rica-Chocó, Andes tropicais do Leste, Brasil Atlântico, Bornéu do Norte, Nova Guiné (BARTHLOTT *et al.*, 2007). Montanhas tropicais hospedam, portanto, importantes hotspots da biodiversidade em pequenas áreas remotas com padrões altitudinais grandiosos (MYERS *et al.*, 2000; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; APARECIDO *et al.*, 2018). No entanto, esses ecossistemas singulares estão ameaçados pelas mudanças climáticas e no uso da terra, (SALA *et al.*, 2000; PEPIN *et al.*, 2015; VAN BEUSEKOM *et al.*, 2017; STEINBAUER *et al.*, 2018; POMPEU *et al.*, 2018; GUO *et al.*, 2018; KIDANE *et al.*, 2019), devido à sua distribuição geográfica limitada e descontínua, faixa altitudinal restrita, adaptação a condições climáticas únicas e grande número de espécies endêmicas (FOSTER, 2001; APARECIDO *et al.*, 2018; GUO *et al.*, 2018).

Cenários de mudanças climáticas para as regiões de montanhas preveem um aumento nas temperaturas da superfície e mudanças nos regimes de precipitação, nos quais eventos extremos (ou seja, seca, fogo, geada, tempestades) podem se tornar mais frequentes e de maior magnitude (IPCC, 2014). Neste contexto, uma das importantes fitofisionomias florestais montanas ameaçadas pelas mudanças climáticas corresponde às Florestas Nebulares (POUNDS *et al.*, 1999; POUNDS *et al.*, 2006; ROJAS-SOTO *et*

al., 2012; PONCE-REYES *et al.*, 2013; TELLEZ-VALDÉZ *et al.*, 2016). Estas florestas ocorrem comumente em regiões montanhosas com frequente cobertura de nuvens ou nevoeiros (BRUIJNZEEL *et al.*, 2011). As Florestas Nebulares são particularmente vulneráveis às mudanças climáticas por necessitarem de condições ambientais muito específicas, onde a ocorrência de espécies de plantas e animais são adaptados pela imersão regular nas nuvens e do ciclo hidrológico (FOSTER, 2001). Estes ambientes singulares são naturalmente fragmentados, com pressão do desmatamento e grande parte de sua extensão original devastada, e com a atual delimitação de áreas de conservação mal posicionadas em relação à futura distribuição das Florestas Nebulares sob mudança climática (PONCE-REYES *et al.*, 2013).

Essas florestas representam apenas 2,5% da área total de florestas tropicais no mundo, com uma superfície total de aproximadamente 380.000 km² (BUBB, 2004). Possuem papel fundamental em alguns serviços ecossistêmicos, como o sequestro de dióxido de carbono atmosférico, proteção do solo, manutenção dos ciclos biogeoquímicos e hidrológicos, proteção dos cursos de água, que afetam os meios de subsistência humanos (POUNDS *et al.*, 1999; BRUIJNZEEL *et al.*, 2011; POMPEU *et al.*, 2018; APARECIDO *et al.*, 2018) e abrigam alta diversidade e endemismo (BUBB, 2004; BRUIJNZEEL *et al.*, 2011). De forma ampla, os efeitos da mudança global nas Florestas Nebulares podem incluir aumento do número de invasões biológicas, defaunação, extinções, e consequências drásticas no funcionamento e manutenção ecossistêmicos (MARTIN *et al.*, 2016).

Prevê-se que o aquecimento ocasionado pelas mudanças climáticas resultará em deterioração da qualidade do habitat e instabilidade, que poderiam levar à perda, alteração da diversidade, abundância e distribuição das espécies (SALA *et al.*, 2000; PARMESAN, 2006; BELLARD *et al.*, 2012; VAN BEUSEKOM *et al.*, 2017; STEINBAUER *et al.*, 2018; GUO *et al.*, 2018; KIDANE *et al.*, 2019). Pequenas alterações térmicas ao longo de gradientes altitudinais podem permitir que as espécies se adaptem e permaneçam dentro de seus limites de tolerância ou sejam obrigadas a mudar para novas condições climáticas (BELLARD *et al.*, 2012; PEPIN *et al.*, 2015; STEINBAUER *et al.*, 2018). Enquanto alguns ecossistemas e suas biotas são mais vulneráveis a processos de ameaças do que outros, como o caso das Florestas Nebulares (FOSTER, 2001; POUNDS *et al.*, 2006; ROJAS-SOTO *et al.*, 2012; PONCE - REYES *et al.*, 2013; TELLEZ – VALDÉS *et al.*, 2016; MARTIN *et al.*, 2016), algumas espécies

mais generalistas lidam bem em áreas impactadas, sendo favorecidas pelas condições alteradas (PEREIRA *et al.*, 2010; WANG *et al.*, 2016; STEINBAUER *et al.*, 2018).

No entanto, se as plantas serão ou não capazes de sobreviver às mudanças futuras em seu nicho climático ideal, é uma pergunta complicada, pois barreiras à recolonização bem-sucedida incluem a existência de um ambiente adequado, tanto climático quanto sem perturbação antrópica (PONCE-REYES *et al.*, 2013). É possível prever através de ferramentas e análises, como a modelagem, quais espécies lidarão bem com a alteração de seu habitat e quais não nos cenários de mudanças climáticas (BELLARD *et al.*, 2012; WANG *et al.*, 2016). Uma vez que, o processo de modelagem permite utilizar condições abióticas (o chamado envelope climático), observadas na distribuição geográfica conhecida de espécies-alvo para prever ambientes potencialmente adequados onde a espécie é teoricamente viável (PEARSON; DAWSON, 2003; PEREIRA *et al.*, 2010; BELLARD *et al.*, 2012; WANG *et al.*, 2016; CARVALHO *et al.*, 2019). Ao projetar o modelo resultante em um mapa, é possível visualizar regiões com potencial distribuição das espécies em cenários atuais ou futuros (CARVALHO *et al.*, 2019). Este método permite fornecer estimativas da riqueza potencial de espécies, inclusive em áreas com escassez de dados de distribuição (BARTHOLOTT, 2007), e informações sobre vulnerabilidade ou ameaça que podem ajudar a definir os objetivos de uma seleção de área prioritária para conservação, por exemplo (BELLARD *et al.*, 2012; PONCE-REYES *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2016; TELLEZ-VALDÉZ *et al.*, 2016; CASTUERA-OLIVEIRA *et al.*, 2020), considerando que os recursos para planejamento de conservação são limitados (VILLALOBOS *et al.*, 2013).

O estudo da distribuição de espécies e suas respostas às mudanças climáticas em regiões tropicais de alta diversidade é potencialmente prejudicado pela falta de dados básicos (FEELEY; SILMAN, 2011). Neste contexto, os grupos “modelos” ou “indicadores” são importantes para estimar a condição de um determinado *habitat* de particular interesse para prever eventos macroecológicos (ex. efeitos das alterações climáticas, migrações e imigrações, etc.), além de solucionar questões sobre o passado e presentes pressões sobre um bioma (COUVREUR; BAKER, 2013; LUCAS; BÜNGER, 2015; LUGHADHA *et al.*, 2018). Portanto, no presente estudo escolhemos a família Myrtaceae Juss. para a modelagem de sua distribuição nas Florestas Nebulares da Serra da Mantiqueira, uma das principais formações montanhosas do leste brasileiro no domínio Altântico. Myrtaceae é a sétima maior família de plantas do mundo em termos

de riqueza de espécies (GOVAERTS *et al.*, 2018), com ampla distribuição e sólido conhecimento taxonômico e filogenético (LUCAS ; BÜNGER, 2015), tendo o domínio Atlântico como um dos maiores centros de diversidade da família, com destaque em estudos florísticos e fitossociológicos para as Florestas Nebulares (POMPEU *et al.*, 2014; MEIRELES; SHEPHERD, 2015; MOREIRA *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2018). As espécies de Myrtaceae são consideradas chave na interação trófica e manutenção da estrutura das comunidades (STAGGEMEIER *et al.*, 2017), e representam bom modelo para estudos ecológico-evolutivos (MURRAY-SMITH *et al.*, 2009).

Nosso estudo visa compreender como as mudanças climáticas futuras podem afetar as Florestas Nebulares na Serra da Mantiqueira (SM) e as implicações das mesmas na conservação, considerando a sensibilidade destas florestas ao clima, sua distribuição fragmentada e vulnerabilidade atual dessas comunidades montanas no mundo todo. Portanto, os objetivos do nosso estudo foram: (1) modelar e mapear a distribuição no tempo presente de espécies de Myrtaceae ocorrentes nas Florestas Nebulares na SM (2) prever e avaliar mudanças na distribuição potencial de espécies de Myrtaceae nas Florestas Nebulares da SM em cenários de mudanças climáticas do IPCC para os anos de 2050 e 2080; (3) verificar a adequação das espécies de Myrtaceae das Florestas Nebulares comparadas ao atual mapa de delimitação das Unidades de Conservação da SM e mapas atuais do uso da terra, destacando por meio das previsões áreas ameaçadas e prioritárias para a conservação com base nos cenários preditivos. Nossa hipótese é de que a distribuição de Myrtaceae, um dos grupos arbóreos mais ricos e abundantes nas Florestas Nebulares da SM, será afetada de forma negativa pelos cenários de mudanças climáticas e que as áreas naturais presentes dentro das Unidades de Conservação atuais não bastarão para preservação de relictos destas espécies e fitofisionomia florestal montana.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O termo Mantiqueira parece ter se originado na toponímia geográfica tupi-guarani com a provável significação de “local de precipitações abundantes” ou “local em que se originam as águas” (GONZAGA; MENINI NETO, 2017; POMPEU *et al.*, 2018). A Serra da Mantiqueira (SM) é uma das principais formações montanhosas do

leste brasileiro no domínio Atlântico, que se estende pelos Estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo. Os topos mais elevados encontram-se nas bordas do Planalto de Campos do Jordão e das serras do Itatiaia e Caparaó (1.700-2.890 m.), com ponto culminante no Pico da Bandeira (2.892 m) localizado no Parque Nacional do Caparaó (GONZAGA; MENINI NETO, 2017). A SM está inserida entre três bacias hidrográficas: rio Doce, rio Paraná e rio Paraíba do Sul. Há predominância de solos Latossolo Vermelho Amarelo, Argissolo Vermelho amarelo e afloramento de rochas (PELLISSARI; ROMANIUC NETO, 2013). Existe divergência sobre sua exata delimitação geográfica, sendo sua abrangência ora mais reduzida, ora mais ampliada (MACHADO-FILHO *et al.*, 1983). No entanto, há certo consenso de que se encontra inserida na Floresta Atlântica, com áreas fronteiriças de Cerrado e apresenta diferentes formações vegetacionais, sendo composta por florestas montanas e altimontanas, florestas de araucária, campos de altitude, campos rupestres e inselbergues (MEIRELLES *et al.*, 2014; GONZAGA; MENINI-NETO, 2017). De acordo com o estudo realizado pelo MMA (2007), que diz respeito às áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade realizada para todo o território brasileiro, pode-se observar que a Serra da Mantiqueira apresenta classificação de importância como “extremamente alta” em sua maior parte. Ameaças para esta região podem ser generalizadas como: a expansão urbana, desmatamento, ocupação e degradação de mananciais e a existência de espécies invasoras (MMA, 2007) (Figura 1).

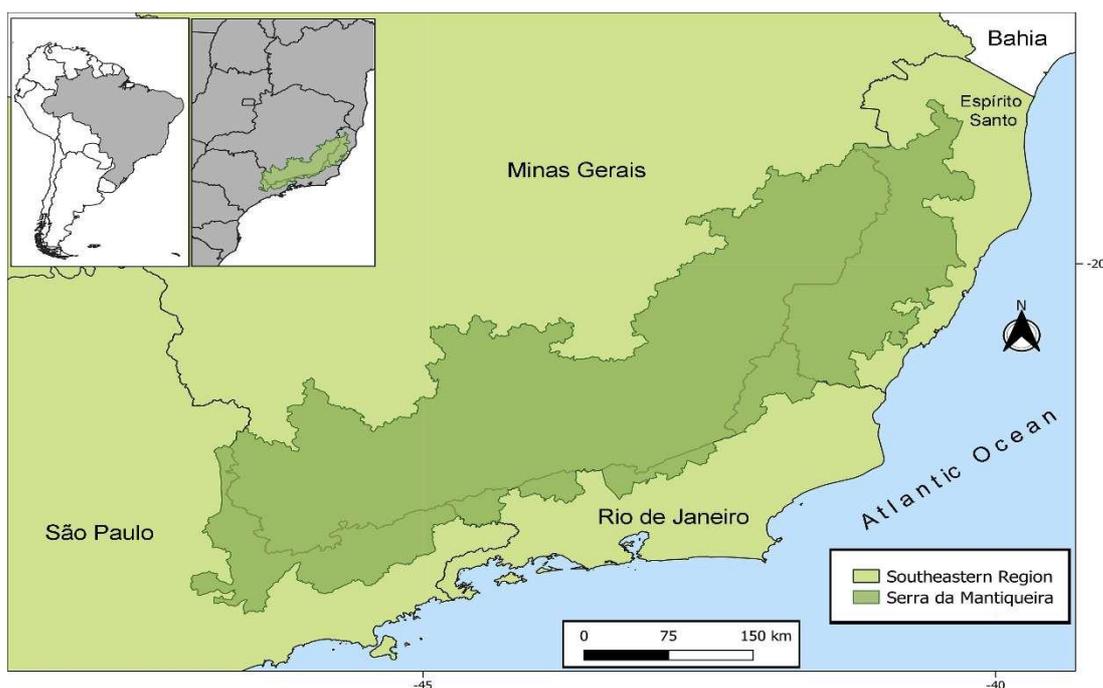


Figura 1: Mapa de localização da Serra da Mantiqueira, circunscrita nos Estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo no sudeste do Brasil.

Banco de dados e variáveis utilizadas

O banco de dados foi formado através de consulta aos registros de Myrtaceae no Specieslink e Jabot (disponível em <http://smlink.cria.org.br/> e www.reflora.jbrj.gov.br), para cada um dos 398 municípios delimitados para a SM. Dentre os 22.866 registros compilados, excluímos todos aqueles com materiais testemunhos duplicados, espécies exóticas e indivíduos mencionados como cultivados nas etiquetas. Após esse processo restaram 13.892 registros, dos quais selecionamos somente as espécies que ocorrem com exclusividade nas Florestas Nebulares da SM, com as ocorrências validadas na Lista da Flora do Brasil (BFG, 2018) e com taxonomistas da família em questão. Verificamos as coordenadas para cada registro e quando não estavam descritas nas etiquetas de identificação, obtivemos a partir dos locais específicos ou seus municípios de coletas através da ferramenta GeoLoc do Centro de Referência em Informação Ambiental - CRIA (<http://smlink.cria.org.br/geoloc?criaLANG=pt>). Listamos todas as espécies de Myrtaceae encontradas para as Florestas Nebulares da SM (Tabela S1) e classificamos quanto ao endemismo e *status* de ameaça segundo Proença *et al.*, (2013) e IUCN (2020).

Modelagem climática

Para identificarmos áreas potencialmente adequadas para as espécies de Myrtaceae das Florestas Nebulares da SM, usamos Maxent 3.4.1 (PHILLIPS *et al.*, 2020). Maxent é um algoritmo para prever modelos de distribuição de espécies quando apenas os dados de presença estão disponíveis (PEARSON *et al.*, 2007; ELITH *et al.*, 2010) e também demonstrou ser de grande utilidade ao projetar modelos em ambientes novos (ou seja, cenários futuros (HIJMANS *et al.*, 2005; PONCE-REYES *et al.*, 2012; TELLEZ-VALDÉZ *et al.*, 2016). Realizamos a calibração e validação dos modelos dividindo os dados em dois conjuntos: treinamento (75% das ocorrências) e teste ou validação (25% das ocorrências), e validamos os modelos por meio do índice *Area*

Under Curve (AUC). Utilizamos os atuais conjuntos de dados climáticos obtidos no WorldClim 2.0 (www.worldclim.org), um banco de dados contendo camadas climáticas globais com uma resolução de quilômetro quadrado (Tabela S2). Removemos as variáveis climáticas redundantes através da correlação de Pearson ($r > 0,9$), selecionando 07 variáveis resposta para o conjunto de dados analisado. Elaboramos um modelo de consenso de 10 replicações para previsões futuras dos cinco modelos produzidos por diferentes GCMs futuros, sendo eles: BCC-CSM1-1, CCSM4, CCSIRO, MIROC-ESM, MIROC5. Por fim, verificamos a proporção de Florestas Nebulares que ocorrem dentro de áreas protegidas. Para fazer isso, sobreposamos as delimitações de Unidades de Conservação (UCs) estaduais e federais com os modelos de consenso. Para a projeção de cenários futuros foram considerados dois cenários: RCP 4.5, que prevê que o aumento das temperaturas será $> 2^{\circ}\text{C}$, e RCP 8.5, que prevê o aumento da temperatura em até $> 4^{\circ}\text{C}$, ambos para os anos de 2050 e 2080. Os mapas foram gerados no ArcGIS v. 10. Para elaboração do mapa de uso e ocupação do solo utilizamos a plataforma www.earthenv.org/landcover.

RESULTADOS

Nichos climáticos das espécies e variáveis climáticas

Compilamos um banco de dados utilizado na modelagem com 456 registros de Myrtaceae para as Florestas Nebulares da SM, totalizando 76 espécies, sendo 14 ameaçadas de extinção e uma endêmica da SM. Os dados extraídos nas plataformas do CNCFlora (PROENÇA *et al.*, 2013) e da IUCN (2020), por vezes apresentam informações complementares, com espécies encontradas sob ameaça em um banco de dados e não no outro, portanto, colocamos dados de ambas as ferramentas, onde estão como ameaçadas pela IUCN (2020) oito espécies, sendo elas: *Campomanesia phaea* (O.Berg) Landrum (VU), *Myrceugenia scutellata* D.Legrand (VU), *Myrcia bicolor* Kiaersk. (VU), *Myrcia eumecephylla* (O.Berg) Nied. (VU), *Myrcia morroqueimadensis* Kiaersk (CR), *Myrcia santateresana* Sobral (CR), *Myrcia tenuifolia* (O.Berg) Sobral (VU), *Myrcia tumida* Sobral (VU). E seis espécies encontram-se classificadas como ameaçadas por Proença *et al.*, (2013): *Campomanesia prosthecesepala* Kiaersk. (EN), *Myrcia diaphana* (O.Berg) N.Silveira (VU), *Myrcia eugenioides* Cambess. (EN), *Plinia edulis* (Vell.) Sobral (VU), *Plinia renatiana* G.M.Barroso & Peixoto (EN),

Siphoneugena kuhlmannii Mattos (VU), sendo esta última considerada endêmica da Serra da Mantiqueira.

A adequabilidade no tempo presente para as espécies de Myrtaceae com registros nas Florestas Nebulares da SM foram definidas pelo modelo (Figura 2). As variáveis bioclimáticas representam tendências anuais, sazonais e fatores ambientais extremos ou limitantes (Wordclim 2.0), identificamos sete variáveis climáticas resposta para o conjunto de espécies analisadas (Tabela 1). A adequabilidade no tempo presente para as espécies de Myrtaceae nas Florestas Nebulares da Serra da Mantiqueira está concentrada em áreas atualmente salvaguardadas por UCs de diversas modalidades de proteção, onde podemos destacar: Parque Estadual Campos de Jordão (SP) e região da Serra dos Marins mais ao sul formando um corredor na APA da Mantiqueira que se conecta ao Parque Nacional do Itatiaia (RJ/MG) e Parque Estadual Serra do Papagaio (MG), além do Parque Estadual Serra do Brigadeiro (MG), Parque Nacional do Caparaó (MG/ES) e Reserva Augusto Ruschi (ES) mais ao norte. Existem áreas ao norte-nordeste do Estado do Espírito Santo que apresentaram adequabilidade para ocorrência de Myrtaceae em Florestas Nebulares, mas não se encontram protegidas por UCs de categorias estaduais e federais. Em trabalhos paralelos demonstramos que esta região é a de maior riqueza para a família Myrtaceae e com maior esforço amostral na SM até o presente momento (ANTUNES *et al.*, 2020, no prelo).

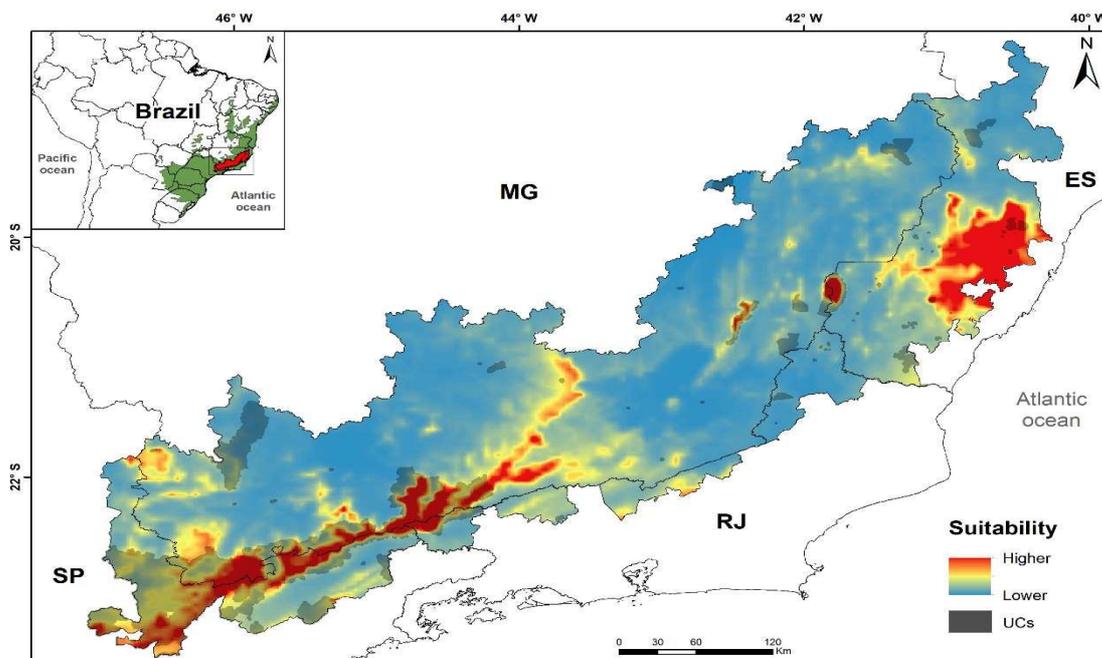


Figura 2: Modelo preditivo de adequabilidade de espécies de Myrtaceae nas Florestas Nebulares, na Serra da Mantiqueira, Brasil para o tempo presente

Tabela 1: Variáveis climáticas selecionadas para as análises da Modelagem de distribuição Espécies de Myrtaceae da Serra da Mantiqueira, Brasil.

Código	Variável
BIO 1	Temperatura média anual
BIO 2	Faixa de temperatura diurna média
BIO 3	Isotermalidade
BIO 4	Temperatura sazonal
BIO 12	Precipitação anual
BIO 14	Precipitação no mês mais seco
BIO 15	Precipitação sazonal

Projeções futuras de distribuição geográfica

As projeções foram consistentes entre os diferentes cenários de mudanças climáticas, sugerindo que a incerteza nas projeções de mudança na distribuição geográfica das espécies é relativamente baixa para o futuro próximo. Nas projeções para o ano de 2050 com aumento de 2°C (RPC 4.5) (Figura 3A), as áreas de maior adequabilidade diminuem consideravelmente dentro das Unidades de Conservação (UCs), ficando restrita aos pontos de maiores altitudes no Parque Estadual Campos do Jordão (PECJ), região da Serra dos Marins, Serra de Itaguaré, Serra Fina na APA da Mantiqueira que se conectam com o Parque Nacional do Itatiaia (PNIT) e Parque Estadual Serra do Papagaio (PESP) e Parque Nacional do Serra do Caparaó (PNSC). Destas somente PNIT e PESP apresentam áreas florestais acima de 2.000 m de altitude. A adequabilidade neste cenário cresce a nordeste da SM, em locais que não são UCs, mas apresentam relictos de Floresta Ombrófila Densa Montana, com maior concentração de umidade. No cenário projetado para o ano de 2050 com aumento de 4°C (RCP 8.5) (Figura 3B), notamos a diminuição da adequabilidade para as espécies de

Myrtaceae nas Florestas Nebulares de forma mais drástica nas UCs, com pequenos relictos que permaneceriam nas áreas de altitude mais elevada na SM como um todo, com concentração da melhor adequabilidade para as espécies no noroeste do estado do Espírito Santo, onde se encontram áreas com altitude acima de 1.000 m caracterizadas por regiões florestais e de Inselbergs. Outra área que surge com adequabilidade para as espécies é a oeste da SM, em uma região de altitude intermediária com interface com o domínio Cerrado. Este último cenário se mantém de forma generalizada para o ano de 2080 (Figuras 3C e 3D). Os modelos, portanto, propõem mudanças na distribuição tanto nos gradientes altitudinais, com relictos em áreas de altitude mais elevada (acima de 2.000 m) quanto latitudinais na SM, com maior adequabilidade se concentrado a oeste e principalmente noroeste da Serra no estado do Espírito Santo nos cenários futuros, áreas concentradas em uma matriz altamente impactada pelo uso da terra (Figura 4).

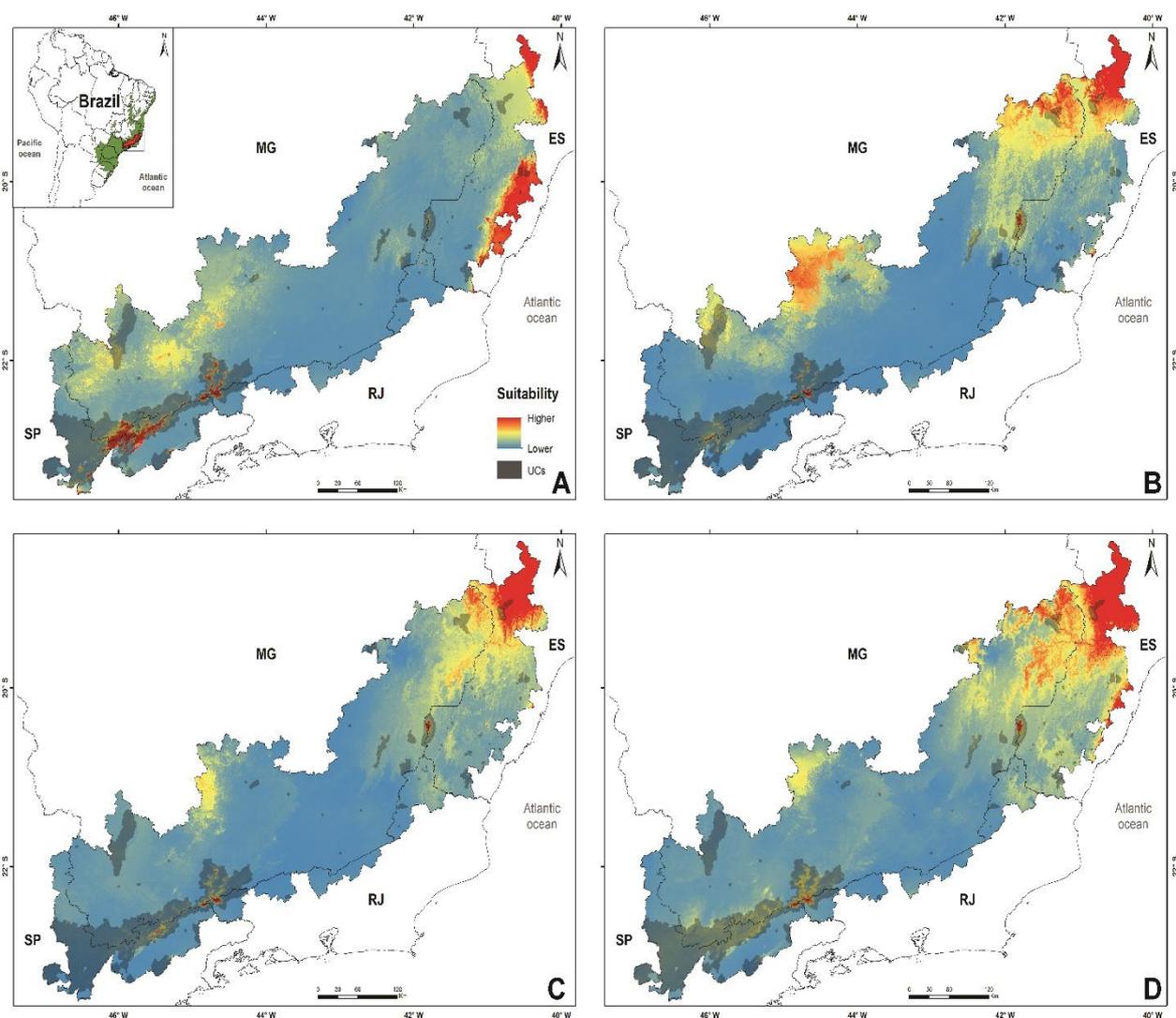


Figura 3: Modelos preditivos para as espécies de Myrtaceae de Florestas Nebulares da Serra da Mantiqueira, Sudeste, Brasil. Onde A) Projeção para o ano 2050 no RCP 4.5; B) Projeção para o ano de 2050 para o RCP 8.5; C) Projeção para o ano de 2080 no RCP 4.5.; D) Projeção para o ano de 2080 no RCP. 8.5

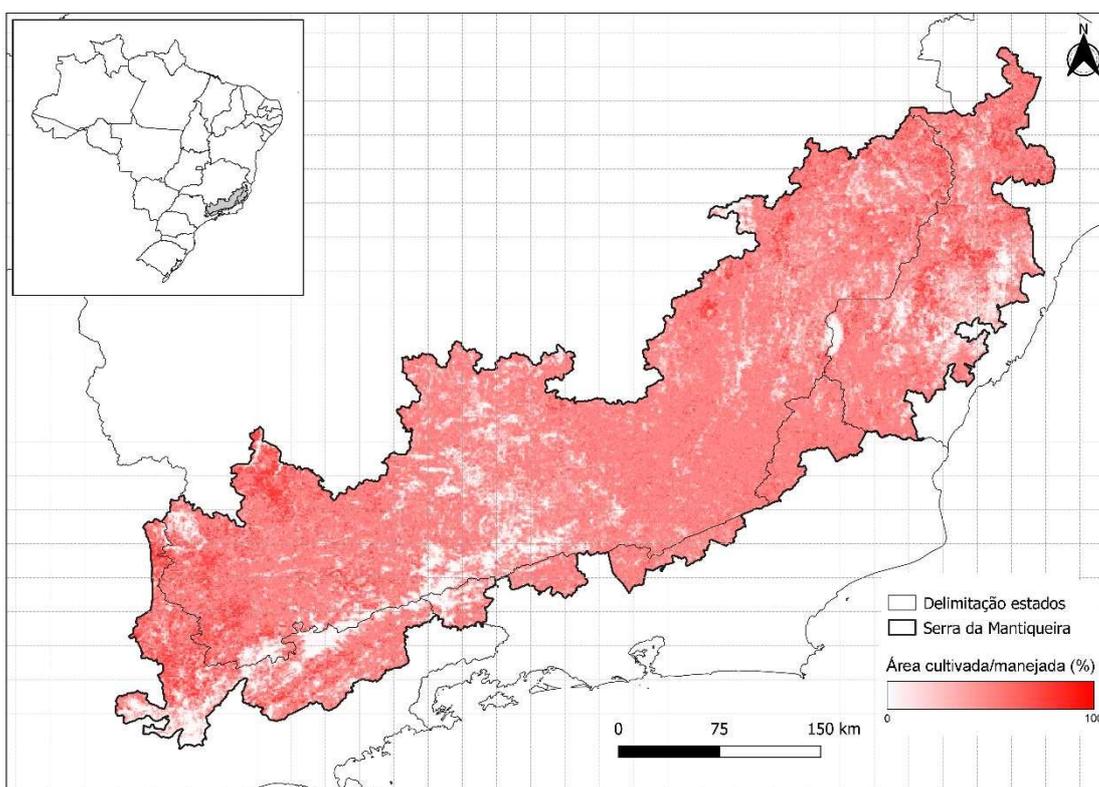


Figura 4: Mapa de uso e ocupação do solo para a Serra da Mantiqueira (Fonte: www.earthenv.org/landcover).

Detectamos impactos negativos das mudanças climáticas nas Florestas Nebulares, com contração da distribuição das espécies de Myrtaceae e que pode ser ainda mais agravados pelas alterações causadas pelo uso da terra na região (Tabela 2; Figura 5).

Tabela 2: Dados referentes as retrações e expansão das áreas adequadas (Km²), das espécies de Myrtaceae das Serra da Mantiqueira, para as projeções de 2050 e 2080.

	2050 45	2050 85	2080 45	2080 85
Expansão	1,392	1,752	2,816	4,645

Ausência em ambos	112,303	111,943	110,879	109,050
Sem mudança	4,403	145	78	329
Contração	20,603	24,861	24,928	24,677

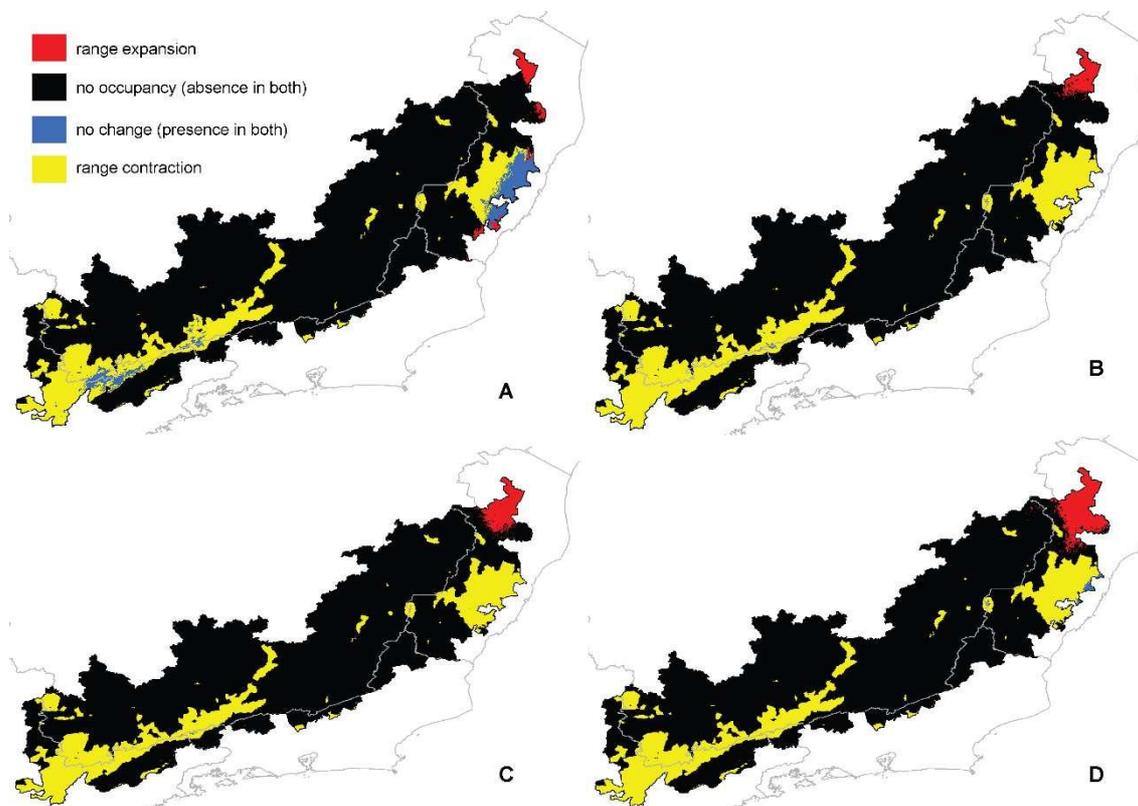


Figura 5: Distribuição das áreas com estabilidade climática (cor azul), áreas com retrações e áreas com expansões das espécies de Myrtaceae das Serra da Mantiqueira, considerando as projeções de 2050 e 2080.

DISCUSSÃO

Nossos resultados corroboram nossa hipótese inicial, e endossam estudos recentes, detectando impactos negativos das mudanças climáticas na distribuição de espécies ecologicamente importantes nas Florestas Nebulares, com previsão de grande perda de habitat, considerando a integração de um envelope climático em conjunto com projeções de cenários climáticos futuros. As espécies de Myrtaceae são consideradas chave com papel crítico na manutenção da cadeia trófica e da estrutura das comunidades florestais, além de preditora da diversidade de angiospermas em Florestas Atlânticas

brasileiras (MURRAY-SMITH *et al.*, 2009; STAGGEMEIER *et al.*, 2017). Esforços para conservação de Myrtaceae, portanto, refletirão na conservação em cadeia desses ecossistemas ameaçados. A adequabilidade prevista para áreas de menores altitudes tende a comprometer a estrutura e dinâmica das Florestas Nebulares que se concentram acima de 1.000 m, bem como influencia em importantes serviços ecossistêmicos na região sudeste do Brasil, como a captação de água potável para aporte das nascentes presentes nos topos das serras que abastecem importantes sistemas hídricos na região, manutenção da estabilidade do solo e armazenamento de carbono (POUNDS *et al.*, 1999; BRUIJNZEEL *et al.*, 2011; APARECIDO *et al.*, 2018; POMPEU *et al.*, 2018). Este é um cenário alarmante, tendo em vista o atual negligenciamento de políticas ambientais voltadas para as mudanças climáticas no país. Baseada na adequabilidade no tempo presente, mostramos que as delimitações das Unidades de Conservação salvaguardam as Florestas Nebulares e um esforço precisa ser concentrado na transformação de áreas da APA da Mantiqueira que possui grande extensão em UCs de proteção integral. Já no cenário preditivo considerando as mudanças climáticas, verificamos a necessidade de ampliar a delimitação das Unidades de Conservação principalmente a noroeste da Serra da Mantiqueira no Estado do Espírito Santo, região que já sofre bruscamente com o uso da terra. A partir da utilização da modelagem como ferramenta mostramos áreas que podem ser afetadas pelas mudanças climáticas, bem como áreas que podem ser direcionadas para estratégias proativas de políticas em sustentabilidade, conservação e manejo.

Nichos climáticos das espécies e variáveis climáticas importantes

O clima desempenha um papel importante na determinação da distribuição e diversidade de plantas (PEARSON; DAWSON, 2003), onde temperatura, disponibilidade de água, evapotranspiração, precipitação anual e o número de dias chuvosos emergem como fortes preditores climáticos de padrões de diversidade de plantas em grandes escalas (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; HAWKINS *et al.*, 2003; BARTHLOTT *et al.*, 2007). Em nosso trabalho as sete variáveis resposta nas análises envolvem, no geral, médias anuais e sazonais de temperatura e precipitação, além de médias na temperatura diurna e precipitação no mês mais seco.

Entre todos os fatores utilizados por Nettesheim *et al.*, (2018), a sazonalidade da precipitação se destacou, sugerindo que a distribuição das comunidades nas florestas

tropicais pode estar associada com o regime da água, onde as árvores em elevações mais altas podem ser particularmente mais sensíveis a uma distribuição sazonal de chuva do que aquelas em elevações mais baixas. Os autores concluem que o fato de que as condições ambientais foram representadas por variáveis climáticas, com a relevância da sazonalidade da precipitação, pode ter implicações adicionais quando confrontado com o atual cenário de mudanças climáticas (NETTESHEIM *et al.*, 2018). Dubreuil *et al.*, (2018) mostraram através da análise de 208 estações climáticas brasileiras, que 17% delas já refletem mudanças com o aumento da temperatura (transição dos tipos climáticos de Koppen de C para A ou B), ou diminuição da precipitação (transição dos tipos f e m para w). A sazonalidade da precipitação e a duração da estação seca marca no domínio Atlântico a separação entre as fitofisionomias semideciduais e ombrófilas, trazendo diferenças florísticas consistentes nos três níveis taxonômicos (OLIVEIRA-FILHO; FONTES 2000).

Para a distribuição das Florestas Nebulares, fatores relacionados a mudanças de altitude e provavelmente controlados pela sazonalidade na precipitação são determinantes nas mudanças na estrutura da vegetação, riqueza e diversidade mesmo em um gradiente curto (LÓPEZ-MATA *et al.*, 2012; WILLIAMS-LINERA *et al.*, 2013). A nebulosidade é um dos mais importantes atributos climáticos para as Florestas Nebulares (FOSTER, 2001; BRUIJNZEEL *et al.*, 2011). Os regimes de neblina (frequência e intensidade) influenciam nas entradas de água (ou seja, interceptação do dossel, captação de água foliar e evapotranspiração) e representam um importante fator na composição de espécies locais, dominância dos tipos funcionais com estratégias diversas para se beneficiar da umidade das folhas e funcionamento sistêmico (APARECIDO *et al.*, 2018). Os modelos climáticos indicam redução substancial da frequência do nevoeiro nas regiões montanhosas, tornando as Florestas Nebulares um dos ecossistemas mais vulneráveis do mundo, com impactos de curto prazo (FOSTER, 2001; PONCE-REYES *et al.*, 2012; APARECIDO *et al.*, 2018). O aquecimento e o crescente número de dias secos refletem no aumento da variabilidade da precipitação e a diminuição da frequência da névoa (POUNDS *et al.*, 1999; FOSTER, 2001; POUNDS *et al.*, 2006; GOLICHER *et al.*, 2012; ROJAS-SOTO *et al.*, 2012; MARTIN *et al.*, 2016), fatores que também foram respostas em nossos modelos, sendo determinantes na distribuição atual e futura de Myrtaceae nas Florestas Nebulares da SM.

Projeções futuras de distribuição geográfica

Em ambos os cenários preditivos analisados por Rojas-Soto *et al.*, (2012), ficou comprovada uma redução de 54 a 76% de adequabilidade para as Florestas Nebulares no México, com previsão de ameaças de extinções em algumas localidades e migração de espécies para áreas de maior altitude. Estes resultados são endossados por Ponce-Reyes *et al.*, (2012) que propoem o declínio de 68% das Florestas Nebulares do México até 2080, e a extinção de 70% das espécies endêmicas de vertebrados desta fitosionomia, com a combinação de mudança climática e perda de habitat. Estas previsões são consistentes com Tosi *et al.*, (1992) que preveem uma perda de 65 % para as Florestas Nebulares da Costa Rica. Golicher *et al.*, (2012) estimaram a riqueza potencial de espécies (PSR) com base em 2.000 espécies de árvores na Mesoamérica e concluíram que um aumento da temperatura em torno de 3,1 °C, combinado com uma diminuição de 20% na precipitação levariam a uma redução generalizada de cerca de 15% do PSR atual, com valores de até 40% em algumas florestas tropicais úmidas de alta altitude. Em nosso trabalho, foram previstas uma contração de 33% para o ano de 2050 e de 36% para o ano de 2080 na distribuição de espécies de Myrtaceae para as Florestas Nebulares da SM.

Além da perda em diversidade com distúrbios na composição das espécies, histórias evolutivas e variabilidade genética única; outras consequências das mudanças climáticas nas Florestas Nebulares são padrões alterados de fluxos de água produzidos por mudanças rápidas e extensas na cobertura do solo; fragmentação da distribuição das florestas; migrações ascendentes das espécies para altitudes mais elevadas; aumento da incidência de incêndios; invasões biológicas, de espécies não são nativas (FOSTER, 2001; GOLICHER *et al.*, 2012; ROJAS-SOTO *et al.*, 2012) .

À medida que mais espécies se estabelecem em locais de alta altitude, as extinções locais provavelmente resultarão de substituição competitiva de espécies montanas de crescimento lento e tolerantes ao estresse, por generalistas mais vigorosas que se beneficiariam do aumento da temperatura (STEINBAUER *et al.*, 2018). Como descrito em diversos trabalhos, todos os fatores acima se combinam para tornar as Florestas Nebulares um ambiente provável para observação dos efeitos das mudanças climáticas em um futuro próximo (FOSTER, 2001). Se as plantas serão ou não capazes de sobreviver às mudanças futuras em sua faixa climática ideal é uma pergunta complexa, pois barreiras à recolonização bem-sucedida incluem: a existência de um local adequado, tanto climático quanto sem danos antrópicos; barreiras físicas como

rios, montanhas, oceanos, estradas e cidades no caminho da migração; taxas de migração versus a velocidade das taxas de mudança climática; competição no novo site com novas espécies também colonizadoras (FOSTER, 2001; PONCE-REYES *et al.*, 2012; GUO *et al.*, 2018). As mudanças contínuas nas proporções de abundância, podem servir como sinais sensíveis de alerta precoce para as extinções, que vão depender dentre muitos fatores da longevidade das espécies de altitude elevada, habilidades clonais das plantas e diversidade local de microhabitat, apoiando a persistência de microrefúgios frios para espécies altamente montanas. (BELLARD *et al.*, 2012; STEINBAUER *et al.*, 2018).

De fato, algumas espécies são mais propensas a serem extintas porque consistem em populações pequenas e desconectadas como é o caso de populações de Florestas Nebulares que apresentam baixo compartilhamento de espécies entre fragmentos, com uma flora altamente heterogênea com baixa similaridade com outros ambientes (WILLIAMS-LINERA *et al.*, 2016; WILSON; RHEMTULLA, 2018). Cada grupo taxonômico possui necessidades específicas, peculiaridades e sua própria história evolutiva, por esse motivo, centros de diversidade para alguns grupos não correspondem necessariamente aos de outros (BARTHLOTT *et al.*, 2007). A extinção em áreas montanhosas é uma grande preocupação para as espécies endêmicas e ameaçadas (KIDANE *et al.*, 2019). Estes autores estimaram perda de 8,7% das espécies nestas categorias com o aumento da temperatura em 2°C, e perda de 36% no cenário considerando o aumento em 4°C na Serra de Bale, Etiópia-África (KIDANE *et al.*, 2019). Cabe ressaltar a existência em nosso levantamento de linhagens e gêneros que ocorrem preferencialmente em áreas montanas, como *Myrceugenia* O.Berg, *Siphoneugena* O.Berg. e *Neomitranthes* Kausel ex D.Legrand. Estes gêneros podem ser drasticamente reduzidos ou com espécies extintas localmente, incluindo espécies ameaçadas de extinção totalizadas em 14 no nosso trabalho, com destaque para duas espécies classificadas como “criticamente em perigo” por apresentarem distribuição muito restrita no Estado do Espírito Santo, sendo elas *Myrcia morroqueimadensis* Kiaersk e *Myrcia santateresana* Sobral. Podemos também destacar o registro de *Siphoneugena kuhlmannii* Mattos, que é considerada como ameaçada de extinção (categoria: vulnerável) e espécie endêmica para a Serra da Mantiqueira.

Além das possíveis extinções diretas de espécies restritas, processos indiretos podem levar a co-extinções catastróficas em cascata, também chamadas cadeias de extinção (BROOK *et al.*, 2008), em essência, a resposta de algumas espécies a mudança

no clima pode constituir em um impacto indireto sobre as espécies que dependem delas. A fenologia, ou seja, o momento do ciclo de vida com eventos como floração, frutificação e migrações sazonais, é um dos sistemas resposta mais onipresentes ao aquecimento climático do século XX (BELLARD *et al.*, 2012). Myrtaceae além de ser uma das famílias arbóreas mais ricas nas Florestas Nebulares (POMPEU *et al.*, 2014; MEIRELES; SHEPHERD, 2015; MOREIRA *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2018) é considerada grupo chave na cadeia trófica, com uma importante combinação da fenologia e morfologia dos frutos, oferecendo recursos para uma variabilidade de frugívoros de diversos tamanhos e mantendo a funcionalidade geral do ecossistema, principalmente em períodos de escassez de alimentos (STAGGEMEIER *et al.*, 2017). Além disso, Myrtaceae também se mostra ameaçada pela redução de habitat, pois a diminuição de sua riqueza está correlacionada com a fragmentação, onde Florestas com menos de 25% de cobertura arbórea apresentam uma redução de cerca de seis vezes na riqueza de espécies de Myrtaceae em comparação com paisagens com florestas que cobrem mais de 40% (RIGUEIRA *et al.*, 2013).

Estimamos que nos cenários de mudanças climáticas para as Myrtaceae das Florestas Nebulares da SM haverá uma drástica contração da adequabilidade para os anos de 2050 e 2080, principalmente concentrada em localidades a oeste e noroeste da SM onde não são encontradas UCs de esferas estaduais e federais até o presente momento. Segundo Pompeu *et al.*, (2018), 21% das Florestas Nebulares estão inseridas dentro de Unidades de Conservação na Serra da Mantiqueira, mas de acordo com nosso estudo este índice não será suficiente para resguardar esta fitofisionomia nos cenários futuros. A previsão para o México é de que as áreas adequadas para as Florestas Nebulares diminuam em até 70% até 2080, enquanto somente 12% estão protegidas, e não se sabe se as reservas garantirão a persistência do ecossistema e de suas espécies endêmicas sob das alterações climáticas (PONCE-REYES *et al.*, 2012). Além disso, se for assumido que esta fitofisionomia fora das atuais áreas protegidas é transformada para outros usos da terra (ou seja, áreas agrícolas, pastagens, etc.), 99% de todo o ecossistema pode ser perdido através de uma combinação das mudanças climáticas e perda de *habitat* no México (PONCE-REYES *et al.*, 2012). Nossos resultados também identificam uma grave incompatibilidade espacial entre as áreas atualmente protegidas e as que provavelmente serão adequadas para distribuição das espécies nos cenários de mudanças climáticas, uma vez que as áreas propostas com melhor adequabilidade futura

não só estão fora de UCs, bem como são localidades extremamente manejadas no uso da terra.

CONCLUSÕES

Nossos resultados fornecem fortes evidências que as mudanças climáticas põe em risco parte significativa de uma flora única que compõe as Florestas Nebulares na Serra da Mantiqueira. Myrtaceae é um dos grupos arbóreos mais ricos nesta formação, com espécies chave na manutenção de recursos para uma ampla variedade de espécies polinizadoras e dispersoras, e tais mudanças podem não só impulsionar a redistribuição de espécies, mas também trazer profundas implicações e impactos ecossistêmicos e socioeconômicos. A diminuição da adequabilidade destas florestas interagem com fatores relacionados a estacionalidade da temperatura e precipitação, uma vez que as Florestas Nebulares são ambientes adaptados a condições de incidência de névoa, muita umidade inclusive na estação seca e baixas temperaturas. Nosso trabalho traz informações a cerca de que no tempo presente as Unidades de Conservação estão cobrindo em grande escala locais adequados para existência das Florestas Nebulares. No entanto, grande parte destas Unidades não é de proteção integral e passamos por momento de desvalorização por parte governamental neste quesito. A possível retração das Florestas Nebulares sob os cenários de aquecimento para os anos de 2050 em 33% e 2080 em 36% mostram também a importância de áreas relictuais de altitude elevada dentro das UCs, além de áreas que não são protegidas e encontram-se atualmente extremamente manejadas pelo uso antrópico no noroeste do Espírito Santo. As avaliações devem considerar não apenas o clima, mas também agentes de perda de habitat e seus efeitos sinérgicos no planejamento de conservação e gestão. Estratégias eficazes precisam reconhecer a população local e sua situação socioeconômica, fomentar renda com medidas sustentáveis que auxiliem na fiscalização e conservação destas florestas. Mais que fomentar e gerar dados e resultados, precisamos “quebrar os muros” acadêmicos estabelecendo relações com as comunidades das áreas estudadas, com a gestão das Unidades de Conservação e setores de políticas públicas. Precisamos divulgar nossos dados em forma de campanhas educativas, workshops com definições de prioridades regionais, cursos e palestras, que reúnam especialistas, organizações governamentais e não-governamentais, para chegarmos em um consenso em questões

prioritárias para conservação em uma escala regional, dando voz as comunidades através de pesquisas participativas.

Pesquisas futuras e os novos desafios devem concentrar-se, portanto, em monitorar estas áreas, aumentar o conhecimento sobre tendências da temperatura e precipitação em áreas montanas e seus mecanismos de controle através de observações aprimoradas, baseadas no sensoriamento remoto, quantificar mudanças na composição e abundância em campo e estipular oportunidades para esforços em restauração evitando futuras extinções.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho resulta da tese de doutorado da primeira autora do Programa de Pós-Graduação Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora. Agradecemos ao programa pelo apoio logístico; a equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal e do Herbário CESJ (UFJF); a Luciana Pereira pelo shape com a delimitação da Mantiqueira; aos taxonomistas Marcos Sobral, Carolyne Proença, Augusto Giaretti, Aline Standisk, Leonardo Meirelles. Agradecemos também ao Conselho Nacional de Pesquisa do Brasil (CNPq; projetos 454008/2014-7 e 435598/2018-0) e à Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG; projeto APQ 2165/14) pelo apoio financeiro. Este estudo foi parcialmente financiado pela Coordenação de Pessoal de Aperfeiçoamento e Ensino Superior - Brasil (CAPES) - Código Financeiro 001. F.A.C. agradece ao CNPq por sua bolsa de produtividade em pesquisas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APARECIDO, Luiza Maria T. *et al.*, Ecohydrological drivers of Neotropical vegetation in montane ecosystems. **Ecohydrology**, v. 11, n. 3, p. 1932-1932, 12 jan. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1932> .

BARTHLOTT, Wilhelm *et al.* Geographic patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. **Erdkunde**, v. 61, n. 4, p. 305-315, 28 dez. 2007. Erdkunde. <http://dx.doi.org/10.3112/erdkunde.2007.04.01> .

BELLARD, Céline *et al.* Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 15, n. 4, p. 365-377, 18 jan. 2012. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x> .

- BFG. Brazilian Flora 2020: innovation and collaboration to meet target 1 of the global strategy for plant conservation (gspc). **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 1513-1527, dez. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201869402> .
- BROOK, B *et al.* Synergies among extinction drivers under global change. **Trends In Ecology & Evolution**, v. 23, n. 8, p. 453-460, ago. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011> .
- BRUIJNZEEL, L. A. *et al.*, **Tropical Montane Cloud Forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 2011.
- BUBB, P.. **Cloud forest agenda**. Cambridge: Unep World Conservation Monitoring Centre, 2004.
- CARVALHO, Monica Canaan *et al.* Potential and Future Geographical Distribution of *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish: a tree threatened by climate change. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 3, p. 0-0, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.045518> .
- CASTUERA-OLIVEIRA, Luciene *et al.* Emerging hotspots of tree richness in Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 34, n. 1, p. 117-134, mar. 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062019abb0152> .
- COUVREUR, Thomas Lp; BAKER, William J. Tropical rain forest evolution: palms as a model group. **Bmc Biology**, v. 11, n. 1, p. 0-0, 15 abr. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1186/1741-7007-11-48> .
- DUBREUIL, V. *et al.* Climate change evidence in Brazil from Köppen's climate annual types frequency. **International Journal Of Climatology**, v. 39, n. 3, p. 1446-1456, 11 nov. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.5893> .
- ELITH, Jane *et al.* The art of modelling range-shifting species. **Methods In Ecology And Evolution**, v. 1, n. 4, p. 330-342, 24 maio 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.2041-210x.2010.00036.x> .
- FEELEY, Kenneth J.; SILMAN, Miles R.. The data void in modeling current and future distributions of tropical species. **Global Change Biology**, v. 17, n. 1, p. 626-630, 1 dez. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02239.x> .
- FOSTER, Pru. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. **Earth-Science Reviews**, v. 55, n. 1-2, p. 73-106, out. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0012-8252\(01\)00056-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0012-8252(01)00056-3) .
- GOLICHER, Duncan J. *et al.* Effects of Climate Change on the Potential Species Richness of Mesoamerican Forests. **Biotropica**, v. 44, n. 3, p. 284-293, 26 set. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00815.x> .
- GONZAGA, D. R.; MENINI-NETO, L.. Estado de conservação da Serra da Mantiqueira: ameaças, lacunas, avanços e perspectivas do conhecimento da flora. In:

BARBOSA, B. C. *et al.* **Tópicos em sustentabilidade e conservação**. Juiz de Fora: Real Consultoria em Negócios Ltda, 2017. p. 77-86.

GOVAERTS, R. *et al.*, **World Checklist of Myrtaceae**. 2020. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. Disponível em: <http://wesp.science.kew.org/>. Acesso em: 30 maio 2020.

GUO, Fengyi; LENOIR, Jonathan; BONEBRAKE, Timothy C.. Land-use change interacts with climate to determine elevational species redistribution. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 1315-1315, 3 abr. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-018-03786-9> .

HAWKINS, Bradford A. *et al.* ENERGY, WATER, AND BROAD-SCALE GEOGRAPHIC PATTERNS OF SPECIES RICHNESS. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3105-3117, dez. 2003. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/03-8006> .

HIJMANS, Robert J. *et al.* Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal Of Climatology**, v. 25, n. 15, p. 1965-1978, 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.1276> .

IPCC. Part A: Global and Sectoral Aspects. In: FIELD, C.B. *et al.* **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. , Cambridge, United Kingdom And New York, Ny, Usa: Cambridge University Press, 2014. p. 1-1132. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1**. 2020. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 30 mai. 2020.

KIDANE, Yohannes O.; STEINBAUER, Manuel Jonas; BEIERKUHNLIN, Carl. Dead end for endemic plant species? A biodiversity hotspot under pressure. **Global Ecology And Conservation**, v. 19, p. 00670-00670, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00670> .

LÓPEZ-MATA, Lauro *et al.* Predictores ambientales de la riqueza de especies de plantas del bosque húmedo de montaña de México. **Botanical Sciences**, v. 90, n. 1, p. 27-36, 25 out. 2014. Botanical Sciences, Sociedad Botanica de Mexico, AC. <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.383> .

LUCAS, Eve J.; BÜNGER, Mariana O.. Myrtaceae in the Atlantic forest: their role as a model group. **Biodiversity And Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2165-2180, 29 ago. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0992-7> .

LUGHADHA, Eimear M. Nic *et al.*, Harnessing the potential of integrated systematics for conservation of taxonomically complex, megadiverse plant groups. **Conservation Biology**, v. 33, n. 3, p. 511-522, 19 fev. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13289> .

MACHADO-FILHO, L. *et al.*, **Projeto Radam Brasil, Geologia. Folhas SF: 23/24, Rio de Janeiro/Vitória**. 1983. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/bibliotecacatalogo?id=217129&view=detalhes>. Acesso em: 30 maio 2020.

MARTIN, Patrick H.; BELLINGHAM, Peter J.. Towards integrated ecological research in tropical montane cloud forests. **Journal Of Tropical Ecology**, v. 32, n. 5, p. 345-354, set. 2016. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0266467416000432> .

MARTINELLI, Gustavo. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 587-597, dez. 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042007000400005> .

MEIRELES, Leonardo Dias *et al.*, Composição florística da vegetação altimontana do distrito de Monte Verde (Camanducaia, MG), Serra da Mantiqueira Meridional, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 65, n. 4, p. 831-859, dez. 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201465403> .

MEIRELES, Leonardo Dias; SHEPHERD, George John. Structure and floristic similarities of upper montane forests in Serra Fina mountain range, southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 1, p. 58-72, mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb3509> .

MMA. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. 2007. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs.html>. Acesso em: 29 maio 2020.

MOREIRA, Breno *et al.*, Phanerogamic flora and phytogeography of the Cloud Dwarf Forests of Ibitipoca State Park, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. 0-0, 16 abr. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0506> .

MURRAY-SMITH, Charlotte *et al.*, Plant Diversity Hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. **Conservation Biology**, v. 23, n. 1, p. 151-163, fev. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01075.x> .

MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, fev. 2000. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501> .

NETTESHEIM, Felipe C. *et al.* Environment is more relevant than spatial structure as a driver of regional variation in tropical tree community richness and composition. **Plant Ecology & Diversity**, v. 11, n. 1, p. 27-40, 2 jan. 2018b. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2018.1473520> .

OLIVEIRA-FILHO, Ary T.; FONTES, Marco Aurelio L.. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate1. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 793-810, dez. 2000. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x> .

PARMESAN, Camille. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review Of Ecology, Evolution, And Systematics**, v. 37, n. 1, p. 637-669, dez. 2006. Annual Reviews. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100> .

PEARSON, Richard G. *et al.* ORIGINAL ARTICLE: predicting species distributions from small numbers of occurrence records. **Journal Of Biogeography**, v. 34, n. 1, p. 102-117, 27 set. 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x> .

PEARSON, Richard G.; DAWSON, Terence P.. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. **Global Ecology And Biogeography**, v. 12, n. 5, p. 361-371, 21 ago. 2003. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1466-822x.2003.00042.x> .

PELLISSARI, Gisela; ROMANIUC NETO, Sergio. Ficus (Moraceae) da Serra da Mantiqueira, Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 1, p. 91-111, mar. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s2175-78602013000100009> .

PEPIN, N *et al.*, Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 5, p. 424-430, 23 abr. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2563> .

PEREIRA, Henrique M. *et al.* Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. **Science**, v. 330, n. 6010, p. 1496-1501, 26 out. 2010. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1196624> .

PHILLIPS, S.J. *et al.* **Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1)**. 2020. Disponível em: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Accessed on 2020-6-7.. Acesso em: 6 jul. 2020.

POMPEU, Patrícia Vieira *et al.*, Assessing Atlantic cloud forest extent and protection status in southeastern Brazil. **Journal For Nature Conservation**, v. 43, p. 146-155, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2018.04.003> .

POMPEU, Patrícia Vieira *et al.*, Floristic composition and structure of an upper montane cloud forest in the Serra da Serra da Mantiqueira of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 3, p. 456-464, set. 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb3239> .

PONCE-REYES, Rocio *et al.*, Extinction risk in cloud forest fragments under climate change and habitat loss. **Diversity And Distributions**, v. 19, n. 5-6, p. 518-529, maio 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12064> .

PONCE-REYES, Rocío *et al.*, Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate change. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 6, p. 448-452, 18 mar. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1453> .

- POUNDS, J. Alan *et al.* Biological response to climate change on a tropical mountain. **Nature**, v. 398, n. 6728, p. 611-615, abr. 1999. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/19297> .
- POUNDS, J. Alan *et al.* Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. **Nature**, v. 439, n. 7073, p. 161-167, jan. 2006. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nature04246>
- PROENÇA, C. *et al.* Myrtaceae. In: MARTINELLI, G.; MORAES, M.A.. **Livro Vermelho da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. p. 414-743.
- RIBEIRO, José Hugo Campos *et al.*, Composition, structure and biodiversity of trees in tropical montane cloud forest patches in Serra do Papagaio State Park, southeast Brazil. **Edinburgh Journal Of Botany**, v. 75, n. 2, p. 255-284, 19 abr. 2018. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0960428618000082> .
- RIGUEIRA, Dary Moreira Gonçalves *et al.* Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. **Biodiversity And Conservation**, v. 22, n. 13-14, p. 3141-3163, 19 out. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0575-4> .
- ROJAS-SOTO, Octavio R. *et al.* Forecasting cloud forest in eastern and southern Mexico: conservation insights under future climate change scenarios. **Biodiversity And Conservation**, v. 21, n. 10, p. 2671-2690, 26 jul. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-012-0327-x> .
- SALA, O. E. *et al.*, Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 . **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770-1774, 10 mar. 2000. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.287.5459.1770> .
- STAGGEMEIER, Vanessa G. *et al.*, Hyperdominance in fruit production in the Brazilian Atlantic rain forest: the functional role of plants in sustaining frugivores. **Biotropica**, v. 49, n. 1, p. 71-82, 16 ago. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12358> .
- STEINBAUER, Manuel J. *et al.*, Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. **Nature**, v. 556, n. 7700, p. 231-234, abr. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0005-6> .
- TÉLLEZ-VALDÉS, Oswaldo *et al.* The Effects of Climate Change on the Long-Term Conservation of *Fagus grandifolia* var. *mexicana*, an Important Species of the Cloud Forest in Eastern Mexico. **Biodiversity And Conservation**, v. 15, n. 4, p. 1095-1107, abr. 2006. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-004-1868-4> .

TOSI, J.A.J. *et al.* **Potential impacts of climatic change on the productive capacity of Costa Rican forests: a case study.** San Jose, Costa Rica: Tropical Science Center, 1992. Report for Subcontract with the University of Virginia.

VAN BEUSEKOM, Ashley E. *et al.*, Analyzing cloud base at local and regional scales to understand tropical montane cloud forest vulnerability to climate change. **Atmospheric Chemistry And Physics**, v. 17, n. 11, p. 7245-7259, 16 jun. 2017. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-17-7245-2017> .

VILLALOBOS, Fabricio *et al.* Is Rich and Rare the Common Share? Describing Biodiversity Patterns to Inform Conservation Practices. **Plos One**, v. 8, n. 2, p. 0-0, 7 fev. 2013. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0056073> .

WANG, Tongli *et al.* Climatic niche models and their consensus projections for future climates for four major forest tree species in the Asia–Pacific region. **Forest Ecology And Management**, v. 360, p. 357-366, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.004> .

WILLIAMS-LINERA, Guadalupe *et al.* How heterogeneous are the cloud forest communities in the mountains of central Veracruz, Mexico? **Plant Ecology**, v. 214, n. 5, p. 685-701, 3 abr. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11258-013-0199-5> .

WILSON, Sarah Jane; RHEMTULLA, Jeanine M.. Small montane cloud forest fragments are important for conserving tree diversity in the Ecuadorian Andes. **Biotropica**, v. 50, n. 4, p. 586-597, 14 abr. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12542> .

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1: Checklist de espécies de Myrtaceae encontradas nas Florestas Nebulares da Serra da Mantiqueira utilizadas na análise de modelagem. Onde: as espécies ameaçadas de extinção estão destacadas em negrito. Onde: DD: deficiente de dados, NE: espécie não avaliada quanto ameaça, LC: pouco preocupante; NT: quase ameaçada; VU: vulnerável; EN: em perigo; CR: criticamente ameaçada

Espécies	Ameaça Proença (2013)	Ameaça IUCN (2020)
<i>Calyptranthes dryadica</i> M.L.Kawas.	DD	
<i>Calyptranthes pauciflora</i> O.Berg	NE	
<i>Calyptranthes santalucia</i> Sobral	NE	
<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum	LC	VU
<i>Campomanesia prothecsepala</i> Kiaersk.	EN	DD

<i>Eugenia adenantha</i> O.Berg	NE	
<i>Eugenia batingabranca</i> Sobral	NE	
<i>Eugenia botequimensis</i> Kiaersk.	NE	
<i>Eugenia brachysepala</i> Kiaersk.	NE	
<i>Eugenia crassa</i> Sobral	NE	
<i>Eugenia cymatodes</i> O.Berg	NE	
<i>Eugenia ellipsoidea</i> Kiaersk.	NE	
<i>Eugenia expansa</i> Spring ex Mart.	NE	
<i>Eugenia flamingensis</i> O.Berg	NE	
<i>Eugenia goiapabana</i> Sobral & Mazine	NE	
<i>Eugenia ischnosceles</i> O.Berg	NE	
<i>Eugenia leptoclada</i> O.Berg	NE	
<i>Eugenia neosilvestris</i> Sobral	NE	
<i>Eugenia pauciflora</i> DC.	NE	
<i>Eugenia persicifolia</i> O.Berg	NE	
<i>Eugenia piresiana</i> Cambess.	NE	
<i>Eugenia platyphylla</i> O.Berg	NE	
<i>Eugenia rugosissima</i> Sobral	NE	
<i>Eugenia sobraliana</i> Giaretta & Fraga	NE	
<i>Eugenia sphenoides</i> O.Berg	NE	
<i>Eugenia sphenophylla</i> O.Berg	NE	
<i>Eugenia sulcata</i> Spring ex Mart.	NE	LC
<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	NE	
<i>Eugenia valsuganana</i> Sobral	NE	
<i>Marlierea rufa</i> (Vell.) O.Berg	NE	
<i>Myrceugenia hamoniana</i> (Mattos) Sobral	NE	
<i>Myrceugenia scutellata</i> D.Legrand	NT	VU
<i>Myrcia amplexicaulis</i> (Vell.) Hook.f.	NE	
<i>Myrcia aurea</i> Nic Lugh.	NE	
<i>Myrcia basicordata</i> Sobral	NE	
<i>Myrcia bicolor</i> Kiaersk.	NE	VU
<i>Myrcia carioca</i> A.R.Lourenço & E.Lucas.	NE	
<i>Myrcia cerqueira</i> (Nied.) E.Lucas & Sobral	NE	
<i>Myrcia cordiifolia</i> DC.	LC	
<i>Myrcia crassa</i> Sobral	NE	
<i>Myrcia crocea</i> Kiaersk.	NE	
<i>Myrcia curtispindula</i> Nic Lugh.	NE	
<i>Myrcia diaphana</i> (O.Berg) N.Silveira	VU	VU
<i>Myrcia espiritosantensis</i> B.S.Amorim	NE	
<i>Myrcia eugenioides</i> Cambess.	EN	
<i>Myrcia eumecephylla</i> (O.Berg) Nied.	NE	VU
<i>Myrcia felisbertii</i> (DC.) O.Berg	NE	
<i>Myrcia ferruginosa</i> Mazine	NE	
<i>Myrcia floridissima</i> Sobral	NE	
<i>Myrcia grandifolia</i> Cambess.	NE	
<i>Myrcia morroqueimadensis</i> Kiaersk.	NE	CR

<i>Myrcia neurostrata</i> Sobral	NE	DD
<i>Myrcia perforata</i> O.Berg	NE	
<i>Myrcia plusiantha</i> Kiaersk.	NT	LC
<i>Myrcia polygama</i> (O.Berg) M.F.Santos	NE	
<i>Myrcia reticulata</i> Cambess.	NE	
<i>Myrcia robusta</i> Sobral	NE	
<i>Myrcia santateresana</i> Sobral	NE	CR
<i>Myrcia schottii</i> (D.Legrand) M.F.Santos	NE	
<i>Myrcia subacuminata</i> (Kiaersk.) M.F.Santos	NE	
<i>Myrcia tenuifolia</i> (O.Berg) Sobral	NE	VU
<i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	NE	
<i>Myrcia teresensis</i> Nic Lugh.	NE	
<i>Myrcia teuscheriana</i> (O.Berg) M.F.Santos	NE	
<i>Myrcia tumida</i> Sobral	NE	EN
<i>Myrcia verrucosa</i> Sobral	NE	
<i>Myrciaria disticha</i> O.Berg	NE	
<i>Myrciaria leucadendron</i> O.Berg	NE	
<i>Myrciaria pallida</i> O.Berg	NE	
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	LC	
<i>Plinia edulis</i> (Vell.) Sobral	VU	
<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	NE	
<i>Plinia pseudodichasiantha</i> (Kiaersk.) G.M.Barroso ex Sobral	NE	
<i>Plinia renatiana</i> G.M.Barroso & Peixoto	EN	
<i>Psidium cauliflorum</i> Landrum & Sobral	NE	
<i>Siphoneugena kuhlmannii</i> Mattos	VU	

Tabela S2: Variáveis utilizadas nos modelos bioclimáticos, extraídas do banco de dados do Wordclim 2.0

Código	Variável
BIO 1	Temperatura média anual
BIO 2	Faixa de temperatura diurna média
BIO 3	Isotermalidade
BIO 4	Temperatura sazonal
BIO 5	Máxima de temperatura no mês mais quente
BIO 6	Mínima de temperatura no mês mais frio
BIO 7	Média da temperatura anual
BIO 8	Média de temperatura no trimestre mais úmido
BIO 9	Média de temperatura no trimestre mais seco
BIO 10	Média de temperatura no trimestre mais quente
BIO 11	Média de temperatura no trimestre mais frio
BIO 12	Precipitação anual
BIO 13	Precipitação no mês mais úmido
BIO 14	Precipitação no mês mais seco
BIO 15	Precipitação sazonal
BIO 16	Precipitação no trimestre mais úmido
BIO 17	Precipitação no trimestre mais seco

BIO 18	Precipitação no trimestre mais quente
BIO 19	Precipitação no trimestre mais frio

6 CONCLUSÕES GERAIS

Confirmamos a grande importância da família Myrtaceae como a mais rica e abundante nas Florestas Nebulares conforme foi mencionado em outras literaturas, mas também mostramos o grande valor de espécies da família como hiperdominantes no armazenamento de carbono, desempenhando importantes funções ecossistêmicas. Verificamos a grande importância das Unidades de Conservação como apoio de logística e infraestrutura para o conhecimento de Myrtaceae. Mostramos também as lacunas de amostragem na Serra da Mantiqueira, nas quais precisam ter esforços futuros para o conhecimento da flora e centralização de recursos para novos trabalhos. Com o último capítulo reafirmamos a importância das Unidades de Conservação, que resguardam grande parte da adequabilidade no tempo presente para distribuição de Myrtaceae nas Florestas Nebulares e o quanto elas serão importantes refúgios em modelos preditivos nos cenários de mudanças climáticas.

Concluimos de forma geral, que as mesmas espécies que se destacam na composição florística caracterizando as Florestas Nebulares, inclusive com a presença de espécies ameaçadas de extinção no capítulo 1, correspondem às espécies hiperdominantes em armazenamento de carbono no capítulo 2. Ao mesmo tempo que são espécies de linhagens ou gêneros que podem estar ameaçados de extinção com o avanço das mudanças climáticas nos cenários para os anos de 2050 e 2080. Neste contexto, nosso trabalho traz informações preciosas sobre a distribuição de uma das famílias arbóreas mais ricas e abundantes do domínio Atlântico, para embasar estratégias de conservação na Serra da Mantiqueira em especial para as Florestas Nebulares. Demonstramos a grande heterogeneidade destas florestas, que devem ser conservadas como um todo e que desempenham importantes serviços ecossistêmicos como aporte de água nos topos dos mananciais do sistema hídrico do sudeste, manutenção das encostas, bem como são fundamentais para o estoque de carbono e extramamente sensíveis as mudanças climáticas.