

DEICY CAROLINA LOZANO SIVISACA

**CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL E DE BIODIVERSIDADE DE ÁRVORES E
AVES EM FLORESTAS DA CUESTA DE BOTUCATU: EXISTE RELAÇÃO ENTRE
ESTOQUE DE CARBONO E BIODIVERSIDADE?**

Botucatu

2020

DEICY CAROLINA LOZANO SIVISACA

**CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL E DE BIODIVERSIDADE DE ÁRVORES E
AVES EM FLORESTAS DA CUESTA DE BOTUCATU: EXISTE RELAÇÃO ENTRE
ESTOQUE DE CARBONO E BIODIVERSIDADE?**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da Unesp Câmpus de Botucatu,
para obtenção do título de Doutor em Ciência
Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Iraê Amaral Guerrini

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Renata Cristina B.
Fonseca

Botucatu

2020

S624c

Sivisaca, Deicy Carolina Lozano

Caracterização estrutural e de biodiversidade de árvores e aves em florestas da cuesta de Botucatu: existe relação entre estoque de carbono e biodiversidade? / Deicy Carolina Lozano Sivisaca. -- Botucatu, 2020
233 p.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu

Orientador: Iraê Amaral Guerrini

Coorientadora: Renata Cristina Fosenca

1. Seqüestro de carbono. 2. Diversidade das plantas Conservação. 3. Aves.

I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL E DE BIODIVERSIDADE DE ÁRVORES E AVES EM FLORESTAS DA CUESTA DE BOTUCATU: EXISTE RELAÇÃO ENTRE ESTOQUE DE CARBONO E BIODIVERSIDADE?

AUTORA: DEICY CAROLINA LOZANO SIVISACA

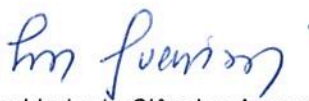
ORIENTADOR: IRAÊ AMARAL GUERRINI

COORDINADORA: RENATA CRISTINA BATISTA FONSECA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em CIÊNCIA FLORESTAL, pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. IRAÊ AMARAL GUERRINI

Ciência Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu - UNESP



Prof.ª Dr.ª GISELDA DURIGAN

Laboratório de Ecologia e Hidrologia Florestal - Floresta Estadual de Assis / Instituto Florestal do Estado de São Paulo



Prof. Dr. JACOB SILVA SOUTO

Ciências Florestais / Universidade Federal de Campina Grande



Dr.ª MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA

/ Práxis Assessoria Socioambiental



Prof.ª Dr.ª SILVIA MITIKO NISHIDA

Biologia Estrutural e Funcional - Setor de Fisiologia / Instituto de Biociências de Botucatu - UNESP



Botucatu, 01 de julho de 2020

A Deus, por me dar a minha vida e me encher de bênçãos.

Aos meus pais, Marco Lozano e Ela Sivilaca, com todo meu amor e gratidão.

Ao meu esposo Aníbal Yaguana, com todo o amor do mundo.

*Aos meus lindos filhos Andres e Sofia, por serem meu orgulho e força, por estarem
do meu lado nesta linda fase da minha vida onde me tornei mãe.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao meu querido orientador Prof. Dr. Iraê Amaral Guerrini e minha querida coorientadora Profa. Dra. Renata Cristina Batista Fonseca, por acolherem a ideia inicial que forjou esta pesquisa, pela orientação e pelos valiosos ensinamentos. Ainda, Iraê e Renata, quero agradecer-lhes por me fazer sentir confortável para desenvolver este estudo, pela empatia, abertura e pela sua atitude positiva e construtiva. Muito obrigada! Queridos Professores Renata e Iraê.

Ao Celso Yaguana, obrigada por apoiar esta pesquisa durante a fase de desenvolvimento, campo e elaboração de resultados, por ouvir minhas dúvidas e ajudar a resolvê-las. Obrigada por estar ao meu lado e me apoiando quando decidi empreender esta aventura.

Ao Professor Dr. José Raimundo Sousa Passos, pelas sugestões, pela amizade e pelos conselhos valiosíssimos e discussões nas análises estatísticas. Também, obrigada por aceitar formar parte banca de qualificação e estar presente na defesa da tese. Agradeço muito pela amizade troca de falas da cultura e dicas de passeios turísticos pelo Brasil. Obrigadão!

À Professora Dra. Vera Lex Engel, por aceitar formar parte da banca de qualificação, pelas sugestões e pelos conselhos valiosíssimos.

Às Professoras Doutoras Giselda Durigan, Maria Jose Brito Zakia, Silvia Mitiko Nishida e ao Doutor Jacob Silva Souto, por aceitarem formar parte da banca da defesa, pelas sugestões e contribuições na defesa da tese. Muito obrigada!

Aos meus pais Ela e Marco, por terem me apoiado em todos os momentos da minha vida, por serem um exemplo vivo de luta, força e perseverança; pelo amor e conselhos. Especialmente à minha mãe, por ser o pilar fundamental em tudo que eu sou; por sua motivação constante, por acreditar em mim; mas mais do que tudo, pelo seu enorme amor. Aos meus irmãos Rebeca, Jessica, Marco, Jackson e Natalia, pelo apoio e carinho.

Aos meus sogros Carmita e Celso, pelo carinho, conselhos e preocupação por minha família.

À Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP-Botucatu), pela estrutura e apoio em todas as frentes de ensino e pesquisa; especialmente aos funcionários do departamento de Ciência Florestal, aos queridos funcionários da Biblioteca, às secretárias da pós-graduação e aos funcionários da seção de

conservação e manutenção das Fazendas Experimentais (FEPE). Ainda, à UNESP pela acolhida e por ter me proporcionado um grande crescimento pessoal e profissional.

À Secretaria Nacional de Educação Superior, Ciência e Tecnologia (SENESCYT) do Equador pelo apoio financeiro, concedido por meio do Programa de Bolsas “Convotaria aberta 2015-Primeira Fase” da SENESCYT, contrato Nro. AR7L-000066-2016, para realizar os estudos de Doutorado.

À IMEI Consultoria, através do Programa Brasil Mata Viva (BMV), pelo apoio financeiro concedido para realizar a fase de campo da pesquisa, e gostaria de estender meu agradecimento à Maria Tereza Umbelino de Souza (CEO), Carlos Ayrton Alla (Diretor Financeiro), Pâmela Pádua (Diretora) e a toda a equipe técnica e administrativa do Programa. Agradeço também pelo apoio na impressão dos exemplares desta tese.

Às Professoras Doutoras Magali Ribeiro da Silva e Carmen Regina Marcati, pela amizade e pelos conselhos valiosíssimos nesta etapa de crescimento pessoal e profissional.

Ao pessoal das Fazendas de Ensino, Pesquisa e Extensão (FEPE-UNESP), em especial ao Prof. Dr. Roberto Lyra Villas Bôas, pelo apoio, e também ao Felipe, Luís Felipe, João, Álvaro, Zé Batista e Silvia pela ajuda nos trabalhos de campo, pelas trocas de ideias e pelas muitas gargalhadas.

Ao Victor pela parceria e apoio na fase de campo no monitoramento da avifauna, obrigada pelo aporte técnico e acadêmico amigo.

Ao meu grande amigo Darlin, pelas valiosas conversas sobre ciência e sobre a vida: “voltaremos para nosso país”.

Aos meus amigos e amigas do Programa de Ciência Florestal - UNESP: Rafael “Pará”, Jaqueline, Felipe, Rafael Barroca, Aline, Laura, Camila, Fernanda e Thaís, pela convivência e pela amizade.

Ao meu amigo Aparecido Agostinho Arruda “Dicão”, pela convivência e pela amizade durante a fase de campo. Muito bom escutar a estória das Fazendas Lageado e Edgardia, e saber dos pesquisadores que já trabalharam e estão trabalhando nessas áreas valiosas para a conservação da biodiversidade; um grande aprendizado.

Às minhas amigas “brujis”: Amy, Daysi e Malena, pelos conselhos, amizades e piadas, primeiro no CATIE e agora aqui; como elas dizem, “amizade passa divisas”.

Aos meus amigos do grupo de fauna: Renata, Moises, Osorio, Guilherme, Jose Roberto “Magrão”, Renato e Daniela, pela convivência, conselhos durante a fase de campo e pela amizade.

Aos meus amigos latinos: Esteban, Ariel, Adela, Wendi e Rocio (Bolivianos), Luz Maria e Enrique (Mexicano), Fabiola (Argentina), Andres (Colombiano), Darlin (Ecuatoriano), pela convivência e pela amizade.

Ao meu amigo Paulinho e sua família pela acolhida em Botucatu e pela amizade, carinho e preocupação.

Aos meus inesquecíveis colegas e amigos do Programa em Ciência Florestal (2016-2020), obrigado por todos os momentos que compartilhamos; vou carregá-los em meu coração; os laços de amizade que se formaram são para sempre.

Aos meus colegas da Universidade Nacional de Loja, Equador: Tatiana, Soraya, Glorita, María, Inés, Albita, Nohemí, Paulina, Johana, Julita, Lic. Ramiro, Ing. Víctor Hugo Eras, Dr. Zhofre Aguirre, Dr. Nikolay Aguirre, Ing. Napoleón Lopez, Ing. Luis Sinche e Ing. Jorge Garcia, por terem sempre acreditado em mim, pelo seu grande apoio e motivação.

À minha família, pelo amor incondicional e pelo grande apoio (avó: Clara; Violeta, José Miguel, Miguel, Amélia e Gerad; Sarita, Lauro, Sara, Daniel, Mateo, Neid; Natan, Lourdes, Clara e David; Ruth Aurora, Samuel, Ruth, Stefhany, Andrea; David, Maria, Gabriela e Cristian; sobrinhos: Marco Antonio, Adrian e Elita Cristina; cunhados: Fabian, Maria del Cisne, Geovani e Alicia). O amor e a compreensão de todos vocês são fundamentais para o meu crescimento pessoal e profissional.

A todos os colegas e amigos que, de certa forma, contribuíram para a realização deste estudo.

Agradeço de todo meu coração

“Memória seletiva para lembrar o bom, prudência lógica para não arruinar o presente e otimismo desafiante para encarar o futuro”.

Isabel Allende

RESUMO

A Mata Atlântica é um bioma florestal tropical que abrange o leste, sudeste e sul do Brasil. Esse bioma é considerado um *hotspot* para conservação por apresentar alta biodiversidade, endemismo e mais de 70% de sua cobertura original destruída. Ele é composto, parcialmente, por fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, alvos do corte seletivo e incêndios, além de sofrer com reflexos das atividades agrícolas, industriais e urbanas. Esses fragmentos florestais ocorrem em ambientes distintos de relevo, clima e solo, além de sofrer processos de perturbação antrópica cuja influência sobre a estrutura, composição e armazenamento de carbono é diferenciada e ainda pouco compreendida. Assim, entender a relação entre a biodiversidade e o armazenamento de carbono na Floresta Estacional Semidecidual é essencial para planejar sua conservação e uso sustentável. Nessa pesquisa, nós estudamos sete fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados na cuesta de Botucatu, com diferentes históricos de perturbação antrópica, para compreender a influência dos fatores ambientais sobre sua diversidade, estrutura e composição florística, e também a relação entre o armazenamento de carbono, a diversidade e a estrutura da floresta. Os sete fragmentos de floresta estudados receberam as denominações Bixiguento, Três Barras, Pomar Velho, Carmelucho, Mata da Bica, Mata do IB, Lageado e estão localizados nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, da UNESP, no município de Botucatu, região centro-sul do estado de São Paulo. Para a coleta de dados dendrométricos e florísticos nos sete fragmentos, nós alocamos 18 parcelas permanentes de 0,2 ha (20 m x 100 m) subdivididas em 10 subparcelas de 200 m². Em cada subparcela nós identificamos, medimos o diâmetro e estimamos a altura de todas as árvores a partir de 5 cm de DAP. Em busca dos fatores que poderiam influenciar a floresta estudada, coletamos dados de i) solo: pH, MO, CTC, V%, SB, macronutrientes e micronutrientes; e ii) dados topográficos. As amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0 - 20 cm em cada parcela, totalizando 90 amostras compostas. No capítulo 1 comparamos os sete fragmentos agrupados pelo histórico de perturbação e analisamos sua composição, diversidade e estrutura, buscando explicar as diferenças com base nos fatores ambientais. No total, identificamos 4.265 indivíduos, distribuídos em 44 famílias botânicas e 178 espécies. Verificamos que a riqueza de espécies e a estrutura se recuperaram rapidamente (~ 20 anos) o que destaca o potencial dessas florestas secundárias para a conservação da biodiversidade em paisagens tropicais modificadas por perturbações antrópicas. Porém, a composição florística leva mais tempo (> 40 anos) para se recuperar, como evidenciado na análise de similaridade/dissimilaridade e espécies indicadoras nas áreas florestais avaliadas. Além disso, verificamos que a composição florística da floresta é influenciada em 40% pelas características edáficas, especialmente pela soma de bases, saturação por bases, Mg, Ca, CTC e Al.

No capítulo 2 exploramos a diversidade e estrutura das comunidades de avifauna nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, segundo o mosaico vegetacional. Nós registramos 133 espécies e 36 famílias de aves, o que representa aproximadamente 17% das espécies já registradas no estado de São Paulo. Verificamos que não houve diferença significativa na riqueza de espécies entre as áreas amostradas, mas sim na composição de espécies. Os fragmentos Bixiguento, Mata do IB, Mata da Bica, Carmelucho apresentaram composição de espécies distinta das demais áreas e maior riqueza de aves de hábitos especialistas, de alta e média sensibilidade e floresta-dependentes. Verificamos que as categorias tróficas insetívoros, frugívoros e onívoros foram as guildas com maior frequência de ocorrência em todos os fragmentos florestais, as quais são especialistas que indicam áreas em bom estado de conservação. No capítulo 3 buscamos a compreensão da relação entre a diversidade de flora e avifauna e o estoque de carbono nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual. Nos fragmentos florestais os estoques médios ($\pm$ erro padrão) de biomassa e carbono foram estimados em $196,41 \pm 9,06 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $98,21 \pm 4,53 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente. Verificamos que existe diferença no estoque de carbono entre os fragmentos florestais, sendo maior nas florestas mais conservadas, com baixo nível de perturbação antrópica. Já nas florestas em processo de regeneração natural, como Três Barras, a correlação foi negativa. Em geral, não encontramos uma evidência clara na correlação carbono-vegetação e carbono-avifauna nos fragmentos florestais avaliados. Apesar da ausência de uma relação forte entre carbono-diversidade, em especial nas áreas em processo de recuperação, algumas áreas florestais certamente combinam alta diversidade de árvores e carbono, indicando que a conservação de carbono e biodiversidade podem ser alcançadas simultaneamente. Estratégias de conservação precisam considerar a biodiversidade de táxons relacionados aos estoques de carbono que não sejam árvores, como as aves. Contudo, nossos resultados mostram que esses processos não se traduzem em padrões em escalas que são importantes para a conservação: a diversidade e o carbono das árvores variam independentemente entre as áreas e ecossistemas florestais. A associação entre diversidade e carbono, estudada nessa pesquisa, evidencia que as florestas estacionais semidecíduais no Brasil não estão apenas entre as mais diversas nos trópicos, mas também entre as mais densas em carbono, constituindo potenciais reservatórios de biodiversidade e estoques de carbono, que podem ser aproveitadas para obter pagamento por serviços ambientais, como, Crédito Sustentável de Floresta.

Palavras-chave: Biomassa. Aves. Diversidade. Similaridade. Mata Atlântica.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is a tropical forest biome that covers the east, southeast and south of Brazil. This biome is considered a conservation hotspot for having high biodiversity, endemism and more than 70% of its original cover destroyed. It is partially composed by fragments of Semideciduous Seasonal Forest, targets of selective logging and fires, besides suffering from reflexes of agricultural, industrial and urban activities. These forest fragments occur in different environments due to the relief, climate and soil, in addition to the anthropic disturbance processes, whose influence on the structure, composition and carbon storage are different and still little understood. Thus, understanding the relationship between biodiversity and carbon storage in the Semideciduous Seasonal Forest is essential for planning its conservation and sustainable use. In this research, we studied seven fragments of Semideciduous Seasonal Forest, located in the Botucatu basket, with different history of anthropic disturbance, to understand the influence of environmental factors on its structure and diversity composition, and the relationship between carbon storage and diversity and structure of forest. The seven forest fragments studied received the designations Bixiguento, Três Barras, Pomar Velho, Carmelucho, Mata da Bica, Mata do IB and Lageado, and are located at Edgardia and Lageado Experimental Farms, at UNESP, in the municipality of Botucatu, in the south-central region from São Paulo. For the collection of dendrometric and floristic data in the seven fragments, we allocated 18 permanent plots of 0.2 ha (20 m x 100 m) subdivided into 10 subplots of 200 m². In each subplot, we identified and measured the diameter and estimated the height of all trees from 5 cm of DBH. In search of the factors that could influence the studied forest, we collected data from i) soil: pH, OM, CEC, BS%, SB, macronutrients and micronutrients; and ii) topographic data. Soil samples were collected at a depth of 20 cm in each plot, totaling 90 composite samples. In chapter 1, we compare the seven fragments grouped by the history of anthropic disturbance and analyzed their composition, diversity and structure, trying to explain the differences based on the environmental factors. At all, we found 4,265 individuals, divided into 44 botanical families and 178 species. We found that richness of species and structure recovered remarkably fast (~ 20 years) in secondary Semideciduous Seasonal Forest, that highlights its potential for biodiversity conservation in tropical landscapes modified by anthropogenic disturbances. However, floristic composition takes longer (> 40 years) to recover, as shown in the analysis of similarity/dissimilarity and indicator species in the evaluated forest areas. In addition, we found composition and structure of the Seasonal Semideciduous Forests are strongly influenced by the edaphic characteristics. In chapter 2, we explored the diversity and structure of bird communities in the fragments of Semideciduous Seasonal Forest according to the vegetation mosaic. We registered 133 species and 36 bird families, what represents approximately 17% of the species already registered in São Paulo state. We found that there was no significant difference between species richness in the sampled areas, but in species composition. The fragments “Bixiguento”, “Mata do IB”, “Mata da Bica” and “Carmelucho” presented species composition distinct from the other areas, and a

greater richness of birds of specialized habits, high and medium sensitivity and forest dependent. We found that the trophic categories insectivores, frugivores and omnivores were the guilds with the highest frequency of occurrence in all forest fragments, which are specialists that indicate areas in good condition. In chapter 3, we seek to compress the relationship between diversity of flora and avifauna and carbon stock in the fragments of Semideciduous Seasonal Forest. In forest fragments, average ($\pm$ standard error) stocks of biomass and carbon were estimated at $196.41 \pm 9.06 \text{ Mg ha}^{-1}$ and $98.21 \pm 4.53 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectively. We found that there is a difference in carbon stock among forest fragments, being higher in more conserved forests, with low level of human disturbance. In forests undergoing natural restoration, such as “Três Barras”, correlation was negative. In general, we did not find clear evidence on the carbon-vegetation and carbon-birds correlation in the evaluated forest fragments. Despite the absence of a strong carbon-diversity relationship, especially in areas undergoing recovery, some forest areas certainly combine high diversity of trees and carbon, indicating that conservation of carbon and biodiversity can be achieved simultaneously. Conservation strategies need to consider biodiversity of taxa which are related to carbon stocks other than trees, such as birds. However, our results show these processes do not translate into patterns on scales that are important for conservation: diversity and carbon of trees vary independently among areas and forest ecosystems. The association between diversity and carbon, studied in this research, shows that Semideciduous Seasonal Forests in Brazil are not only among the most diverse in the tropics, but also among the most carbon-dense, constituting a potential reservoir of biodiversity and carbon stock, and that can be used to obtain payment for environmental services, such as, Sustainable Forest Credit.

Keyword: Biomass. Bird. Diversity. Similarity. Atlantic Forest.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Precipitação mensal (mm) e temperatura mínima, média e máxima (°C) mensal no período de setembro de 2017 a dezembro 2018, no Câmpus da UNESP/FCA, Botucatu, SP.....	38
Figura 2 - Fotografia aérea do ano 2019 dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual do estudo indicando a numeração das parcelas permanentes da vegetação alocadas nas Fazendas Experimentais Edgardia (parcelas 1 até 15) e Lageado (parcelas 16 até 18), na <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo.....	41
Figura 3 - Mapa dos fragmentos florestais de estudo indicando o nome dos fragmentos, as parcelas permanentes da vegetação (pontos vermelhos) e pontos de escuta da avifauna (triângulos pretos), na <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo.	41
Figura 4 - Fragmento Bixiguento na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo.....	43
Figura 5 - Fragmento Mata do IB na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo.....	44
Figura 6 - Fragmento Mata da Bica na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo.....	45
Figura 7 - Fragmento Carmelucho na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo.....	46
Figura 8 - Fragmento Pomar Velho na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo.....	47
Figura 9 - Fragmento Três Barras na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo.....	48
Figura 10 - Fragmento Lageado na Fazenda Experimental Lageado (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), no reverso da <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo.....	49

Figura 1.1 – (a) Localização das áreas de estudo, fotografia aérea do ano 2019 da Floresta Estacional Semidecidual, nas fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, da UNESP, na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP, e (b) fotografia aérea do ano 1982 com localização das áreas de estudo, tomada de Cassola, (2008).....	59
Figura 1.2 - Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS, Stress: 0,14) apontando a distribuição das parcelas de 2000 m ² segundo a similaridade de Índice de Jaccard na composição florística na Floresta Estacional Semidecidual, Botucatu, SP. MT: Mata tardia (quadrados vermelhos), MSE: Mata secundária ecotonal (triângulos azuis), MSJ: Mata secundária jovem (círculos verdes), MSC: Mata secundária ciliar (círculos brancos).	65
Figura 1.3 - Curvas das espécies (Rank-abundance plot, Whittaker 1965) de acordo com sua abundância relativa. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).	66
Figura 1.4 - Curva de rarefação do componente arbóreo nas áreas florestais na <i>cuesta</i> de Botucatu. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).....	69
Figura 1.5 - Distribuição por hectare da (a) área basal total e (b) número total de indivíduos por classes de tamanho para as árvores ≥ 5 cm DAP, nas áreas de Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ) e Mata secundária ciliar (MSC). Letras diferentes derivadas da análise modelo linear generalizado (MLG) e do teste de Tukey-Kramer, $P < 0,05$ indicam diferenças significativas entre as áreas.....	71
Figura 1.6 - Análises de componentes principais (PCA) da relação entre as áreas florestais: Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC) e as variáveis edáficas e topográficas.....	73
Figura 2.1 - Mapa da localização dos pontos de amostragem de avifauna nos sete fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado da UNESP, em Botucatu, SP. Na parte inferior, uma fotografia aérea dos pontos de escuta instalados no fragmento Mata da Bica (parcela 12)...	107
Figura 2.2 - Curva de rarefação comparando a riqueza de aves nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.....	112
Figura 2.3 - Valores decrescentes de IPA das espécies registradas nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.....	115

Figura 2.4 - Análise de Cluster da composição de espécies registradas nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.	116
Figura 2.5 - Gráfico de ordenação por NMDS baseado em Índice de Jaccard com a riqueza de espécies de acordo com o grau de sensibilidade (alta, média e baixa) e habitat (floresta-dependente, floresta semi-dependente e floresta-independente) (Stress: 0,29), e agrupamentos conforme nos fragmentos BX: Bixiguento; IB: Mata do IB; MB: Mata da Bica; CA: Carmelucho; PV: Pomar Velho; TB: Três Barras; LG: Lageado, de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.	124
Figura 2.6 - Guildas tróficas das espécies registradas nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.	125
Figura 3.1 - Localização das parcelas de 2000 m ² e subparcelas de 200m ² nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.	157
Figura 3.2 - Distribuições de probabilidade <i>Beta</i> _{<i>a</i>,<i>b</i>} no intervalo 0,1, segundo variação dos parâmetros <i>a</i> e <i>b</i> (esquerda da figura). Distribuições <i>Beta</i> _{2,2} e <i>Beta</i> _{1,1} utilizada no estudo (direita da figura).....	165
Figura 3.3 - Comparação do estoque de carbono entre os fragmentos Floresta Estacional Semidecidual da <i>cuesta</i> de Botucatu. Médias no <i>box-plot</i> (asteriscos vermelhos) seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.....	170
Figura 3.4 - Relação entre carbono e variáveis de diversidade da vegetação: (a) riqueza de espécies por unidade de área, (b) riqueza rarefeita para 100 indivíduos e (c) diversidade de Shannon da vegetação. Os relacionamentos são mostrados para parcelas de 0,02 ha nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP. Todos os dados são baseados em árvores com DAP ≥ 5 cm. Linhas de regressão são mostradas para cada fragmento, coeficiente de correlação de Spearman (<i>r</i> _s) e valor de significância (<i>p</i> > 0,05).	176
Figura 3.5 - Relação entre carbono e riqueza da avifauna. Os relacionamentos são mostrados para os pontos de amostragem da avifauna nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP. Linhas de regressão são mostradas para cada fragmento, coeficiente de correlação de Spearman (<i>r</i> _s) e valor de significância (<i>p</i> > 0,05).	177
Figura 3.6 - Relação entre carbono e riqueza: (a) vegetação e (b) avifauna. As relações são mostradas para as 18 parcelas de 0,2 hectares (pontos) nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP. Linhas de regressão são	

mostradas para a relação carbono/vegetação e carbono/avifauna, com o valor significativo ($p > 0,05$). Fragmentos florestais: Bixiguento (BX), Mata do IB (IB), Mata da Bica (MB), Carmelucho (CA), Pomar Velho (PV), Três Barras (TB), Lageado (LG).

..... 178

Figura 3.7 - Relação entre carbono e variáveis estruturais: (a) densidade da árvore, (b) área basal, (c) diâmetro das árvores maiores, d) altura das árvores maiores. As relações são mostradas para parcelas de 0,02 ha nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. Todos os dados são baseados em árvores com DAP ≥ 5 cm. Linhas de regressão são mostradas para cada fragmento, coeficiente de correlação de Spearman (r_s) e valor de significância ($p > 0,05$)..... 181

Figura 3.8 - Comparação do carbono (a), área basal (b) e densidade (c) pela classe diamétrica entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. das espécies amostradas na Mata Atlântica, Botucatu, SP. Médias nas barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer..... 184

Figura 3.9 - Análises dos componentes principais para ordenação, correlação e associação entre o carbono com a diversidade da vegetação e avifauna, e estrutura da vegetação e avifauna nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. 186

Figura 3.10 - Superfície de resposta da diferença percentual entre o carbono total estimado considerando os fatores t_c e r_b fixos ($t_c = 0,47$ e $r_b = 0,2845$) e fatores t_c e r_b variáveis: t_c variando no intervalo 0,24; 0,70 e r_b variando no intervalo 0,06; 0,50, ambos com passo 0,01. Fórmula utilizada: $difpY1,Y0 = 100.1 - tc01 + rb0tc11 + rb1$, em que, $Y1, Y0$ são duas estimativas do carbono total..... 187

Figura 3.11 - Representação média do carbono ($Mg\ ha^{-1}$) nos fragmentos florestas estimada com: (Rf) o método referência com fatores fixos t_c : 0,47 e r_b : 0,2845 e equação alométrica de Chave et al (2005). E, as quatro abordagens de simulação de Monte Carlo: (A1) simulando somente os fatores t_c e r_b considerando uma distribuição Beta (2,2) no intervalo t_c (0,24 – 0,70) e r_b (0,06 – 0,50); (A2) simulando somente os fatores t_c e r_b considerando uma distribuição Beta (1,1) no intervalo t_c (0,24 – 0,70) e r_b (0,06 – 0,50); (A3) simulando os fatores t_c e r_b fixos, considerando os valores de referência $t_{co} = 0,47$ e $r_{bo} = 0,2845$, e à equação alométrica de Chave et al (2005);

(A4) simulando os fatores t_c e r_b , considerando uma distribuição Beta (2,2) no intervalo t_c (0,24 – 0,70) e r_b (0,06 – 0,50) e à equação alométrica de Chave et al. (2005). ..187

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização da fertilidade dos sítios de estudo, no ano de 2017/2018, na profundidade de 0-20 cm, nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, Botucatu, SP.	39
Tabela 2 - Resumo de características fitofisionômicas, topográficas e edáficas dos fragmentos estudados nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, na <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo. Fragmentos, BX: Bixiguento; IB: Mata do IB; MB: Mata da Bica; CA: Carmelucho; PV: Pomar Velho; TB: Três Barras; LG: Lageado.	42
Tabela 1.1 - Valores de composição florística nas áreas florestais da Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).	64
Tabela 1.2 - Valores de dissimilaridade florística entre as áreas florestais e espécies que contribuem com a presença e abundância na diferença florística na Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).	67
Tabela 1.3 - Valor indicador ($VI \geq 0,70$; $p < 0,05$) para as espécies indicadoras e sua família botânica nas áreas florestais da Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu.	68
Tabela 1.4 - Comparação da média de riqueza e índices de diversidade de Shannon e Fisher- α , erro padrão da média (em parêntesis), para as áreas florestais na <i>cuesta</i> de Botucatu. MT: Mata tardia. MSE: Mata secundária ecotonal. MSJ; Mata secundária jovem. MSC: Mata secundária ciliar.	69
Tabela 1.5 - Comparação da média para as variáveis estruturais, erro padrão da média (em parêntesis) para cada área florestal e para área total. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).	70
Tabela 1.6 - Valores de partição da variância (F ; $P < 0,05$) das variáveis ambientais e da composição florística na Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.	72
Tabela 1.7 - Variáveis topográficas e edáficas a partir dos eixos da ordenação escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) que incidem no agrupamento das áreas florestais.	74

Tabela 2.1 - Localização, pontos de escuta (PE) e características fitofisionômicas, topográficas e idade dos fragmentos estudados nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, na <i>cuesta</i> de Botucatu, São Paulo. Fragmentos, BX: Bixiguento; IB: Mata do IB; MB: Mata da Bica; CA: Carmelucho; PV: Pomar Velho; TB: Três Barras; LG: Lageado.	105
Tabela 2.2 - Comparação (teste qui-quadrado) da frequência de espécies entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP. (*) O nível de significância adotado no teste de Person foi $p > 0,05$	114
Tabela 2.3 - Valores mínimo, máximo e médio (desvio padrão em parêntesis) do Índice Pontual de Abundância (IPA) nos pontos de amostragem nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.	115
Tabela 2.4 - Valores da dissimilaridade e abundância das espécies, que contribuem para as diferenças na composição da avifauna entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.	117
Tabela 2.5 - Espécies indicadoras nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP. Valores indicadores significativos $p < 0,05$. Fragmentos, BX: Bixiguento; IB: Mata do IB; MB: Mata da Bica; CA: Carmelucho; PV: Pomar Velho; TB: Três Barras; LG: Lageado. Caracterização de cada espécie quanto ao grau de sensibilidade (A=alta, M=média e B=baixa), habitat (D=floresta-dependente, S=floresta semi-dependente e I=Independente), ocupação dos estratos pelas espécies (SU=superior, INT=intermediário, SL=solo e VE=vertical) e guilda trófica (INS=insetívoros, ONI=onívoros, CAR=carnívoros, FRU=frugívoro).	121
Tabela 3.1 - Valores florísticos das árvores ≥ 5 cm de DAP _{1,30m} e da composição de avifauna nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu. Fragmentos: BX: Bixiguento; IB: Mata IB; MB: Mata da Bica; CA: Carmelucho; PV: Pomar Velho; TB: Três Barras; LG: Lageado.	167
Tabela 3.2 - Estimativas dos parâmetros fitossociológicos relativos das dez espécies com maior valor de importância ecológica nos fragmentos de Floresta estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP. DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice de valor de importância.	168
Tabela 3.3 - Comparação do estoque de biomassa nos reservatórios e total entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual secundária da <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.	171

Tabela 3.4 - Comparação de estoque do carbono nos reservatórios e total entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual secundaria da <i>cuesta</i> de Botucatu, SP.	172
Tabela 3.5 - Estoque de biomassa e carbono médio, total e porcentagem por espécie nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, Botucatu, SP.	173
Tabela 3.6 - Comparação de média das variáveis de diversidade da vegetação e avifauna, erro padrão da média (em parêntesis), entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP. *Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.....	175
Tabela 3.7 - Comparação de média das variáveis estruturais, erro padrão da média (em parêntesis), entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na <i>cuesta</i> de Botucatu, SP. *Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.	180
Tabela 3.8 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores <i>tc</i> e <i>rb</i> usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Bixiguento”.	189
Tabela 3.9 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores <i>tc</i> e <i>rb</i> usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Mata do IB”.....	191
Tabela 3.10 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores <i>tc</i> e <i>rb</i> usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Mata da Bica”.	193
Tabela 3.11 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores <i>tc</i> e <i>rb</i> usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento Carmelucho.	195

Tabela 3.12 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores <i>tc</i> e <i>rb</i> usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Pomar Velho”	197
Tabela 3.13 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores <i>tc</i> e <i>rb</i> usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Três Barras”	199
Tabela 3.14 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores <i>tc</i> e <i>rb</i> usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Lageado”.	201

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	31
FRAGMENTOS FLORESTAIS DA ÁREA DE ESTUDO: IMPORTÂNCIA CONSERVACIONISTA	38
CAPÍTULO 1 - RECUPERAÇÃO DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA, DIVERSIDADE E ESTRUTURA EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA CUESTA DE BOTUCATU, SÃO PAULO, BRASIL	53
1.1 INTRODUÇÃO	55
1.2 MATERIAL E MÉTODOS	58
1.2.1 Área de estudo	58
1.2.2 Amostragem	60
1.2.3 Análises dos dados	61
1.2.3.1 Composição florística	61
1.2.3.2 Diversidade e estrutura	62
1.2.3.3 Influência dos fatores ambientais sobre a composição florística	63
1.3 RESULTADOS	64
1.3.1 Diversidade Alfa	64
1.3.2 Diversidade Beta	65
1.3.3 Riqueza	68
1.3.4 Estrutura.....	70
1.3.5 Composição florística e a relação com as variáveis ambientais.....	71
1.4 DISCUSSÃO	74
1.4.1 Composição florística, diversidade e estrutura.....	74
1.4.2 Composição florística e a relação com as variáveis ambientais.....	79
1.5 CONCLUSÕES	80

	REFERÊNCIAS	82
	APÊNDICE	89
	CAPÍTULO 2 - DIVERSIDADE, ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA AVIFAUNA EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, NO DOMÍNIO DA MATA ATLÂNTICA NA CUESTA DE BOTUCATU, SP	101
2.1	INTRODUÇÃO.....	103
2.2	MATERIAL E MÉTODOS	105
2.2.1	Área de estudo.....	105
2.2.2	Amostragem.....	106
2.2.3	Análises de dados.....	107
2.2.3.1	Diversidade da avifauna.....	107
2.2.3.2	Estrutura da avifauna.....	108
2.2.3.3	Comparação da composição de avifauna.....	109
2.2.3.4	Atributos funcionais da avifauna	110
2.3	RESULTADOS	111
2.3.1	Diversidade Alfa da avifauna	111
2.3.2	Diversidade Beta da avifauna	112
2.3.3	Estrutura da avifauna.....	113
2.3.4	Composição de espécies.....	116
2.3.5	Atributos funcionais na avifauna nos fragmentos florestais	123
2.4	DISCUSSÃO.....	125
2.4.1	Diversidade da avifauna.....	125
2.4.2	Estrutura da avifauna.....	127
2.4.3	Composição florística e atributos funcionais.....	131
2.5	CONCLUSÕES.....	135
	REFERÊNCIAS	136

	APÊNDICE	142
	CAPÍTULO 3 - RELAÇÃO CARBONO-DIVERSIDADE E INCERTEZAS DAS ESTIMATIVAS DE CARBONO EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA CUESTA DE BOTUCATU	151
3.1	INTRODUÇÃO	153
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	156
3.2.1	Área de estudo	156
3.2.2	Amostragem	156
3.2.3	Quantificação da biomassa	157
3.2.4	Quantificação do estoque de carbono	159
3.2.5	Análises estatísticas de dados	160
3.2.5.1	Carbono, diversidade e estrutura	160
3.2.5.2	Relação entre o carbono com a diversidade e variáveis estruturais.....	161
3.2.5.3	Simulação de monte carlo aplicado à análise de sensibilidade na estimativa do carbono.....	162
3.3	RESULTADOS	167
3.3.1	Biomassa e carbono.....	170
3.3.2	Carbono por espécies arbóreas	172
3.3.3	Relação do carbono e a diversidade da vegetação e avifauna	174
3.3.4	Relação do carbono e as variáveis estruturais da vegetação.....	178
3.3.5	Relação dos fatores estruturais e de diversidade com o estoque de carbono nos fragmentos florestais na cuesta de Botucatu	185
3.3.6	Análise de sensibilidade na estimativa do carbono	186
3.4	DISCUSSÃO	202
3.4.1	Relação do carbono com a diversidade	205
3.4.2	Relação do carbono com as variáveis estruturais	209

3.4.3	Importância de incluir a análise de sensibilidade nas estimativas do carbono	211
3.5	CONCLUSÕES	215
	REFERÊNCIAS	217
	APÊNDICE	227
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	228
	REFERÊNCIAS	231

INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais são as mais importantes do mundo devido à sua grande influência nos padrões globais de biodiversidade, à complexidade ecológica dos ecossistemas, produtividade e ciclos biogeoquímicos (MALHI et al., 2010).

No Brasil, a Mata Atlântica é um bioma de floresta tropical que abrange a costa leste, sudeste e sul do país. Esse bioma é formado por várias fitofisionomias (Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Estacional Semidecidual, Estacional Decidual e Ombrófila Aberta) e ecossistemas associados, tais como campos de altitude, restingas e manguezais. As fitofisionomias da Mata Atlântica foram altamente devastadas no passado e ainda estão sob forte pressão de degradação e desmatamento. Em sua extensão original, a Mata Atlântica ocupava cerca de 130 milhões de hectares (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). Atualmente, a cobertura da Mata Atlântica é de 26% de florestas ou vegetação nativa e 65% de áreas antropizadas (REZENDE et al, 2018), sendo que em fragmentos maiores que 100 hectares existem apenas 8,5% vegetação nativa (MMA, 2012).

Além disso, as ameaças à biodiversidade da Mata Atlântica agravam-se devido ao fato de que a região abriga aproximadamente 70% da população de brasileiros, cuja maioria vive em grandes metrópoles, como São Paulo e Rio de Janeiro. Também, cerca de 80% do Produto Interno Bruto brasileiro é gerado na região da Mata Atlântica, que abriga os maiores centros industriais e de silvicultura do Brasil (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). Com tudo isso, a situação dos fragmentos bem conservados de vegetação nativa, cujo entorno tem processos sociais e produtivos em curso, colocam em risco a sustentabilidade de longo prazo da biodiversidade (flora e fauna) neste bioma, implicando em graves consequências, por exemplo, a capacidade de prover serviços ecossistêmicos para a sociedade. E mais, estes fragmentos sofrem com processos decorrentes da fragmentação.

A fragmentação ocorre através da redução de área e aumento do isolamento dos fragmentos florestais. Geralmente este processo vem acompanhado de mudança da matriz da paisagem para uma matriz menos permeáveis às espécies da fauna e da flora. Com este processo há a extinção local de espécies da flora e fauna, redução do fluxo genético, exposição de espécies antes comuns ao interior de florestas densas à borda, onde não são capazes de sobreviver. Sintetizando, todos os processos e funções que ocorrem em uma floresta são alterados. Em casos mais graves, o que

restou de uma extensa floresta torna-se um emaranhado de lianas, em troncos caídos, quebrados ou árvores mortas (ao redor) com frequência, associados a um extenso plantio com monocultura (CASSOLA, 2008).

Mesmo intensamente alterada, a Mata Atlântica ainda é uma das regiões mais biodiversas no mundo, sendo considerada um *Hot-spot* de biodiversidade mundial (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al. 2005, LAURANCE, 2009; JÚNIOR-FERREIRA et al., 2012; REZENDE et al., 2018). A formação vegetal da Mata Atlântica, como a Floresta Estacional Semidecidual, assume grande importância ecológica por apresentar elevada diversidade de espécies da flora e da fauna, abrigando grande quantidade de espécies endêmicas (PEIXOTO; GENTRY, 1990; JOLY et al., 1991).

Portanto, os estudos da biodiversidade representam um passo importante na avaliação de ambientes naturais, pois fornecem dados básicos sobre a diversidade, estrutura, composição e distribuição das espécies. Por exemplo, os estudos fitossociológicos ajudam a identificação de espécies co-ocorrentes e indicadoras para a proteção e recuperação de vários tipos de vegetação (FREITAS; MAGALHÃES, 2012). Um dos principais desafios que os tomadores de decisão enfrentam para a conservação da biodiversidade é o estabelecimento de prioridades nacionais, regionais e locais, utilizando informação científica, essenciais para determinar se as decisões políticas serão traduzidas em ações concretas (MMA, 2012). Assim, quantificar e delimitar áreas de alta biodiversidade tornam-se relevantes para identificar possíveis vieses amostrais, reconhecer padrões de distribuição e fornecer suporte para propostas de conservação (OLIVEIRA et al. 2019), como, por exemplo, novas áreas de conservação, corredores ecológicos, obtenção de créditos sustentável da floresta mediante o aproveitamento dos serviços ecossistêmicos, entre outros.

Sabemos que o bem-estar da sociedade depende significativamente dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela natureza, que incluem a regulação do clima, o controle contra erosão, o armazenamento de carbono, a ciclagem de nutrientes, o provimento de recursos hídricos em quantidade e qualidade, a conservação da biodiversidade, entre muitos outros (MEA, 2005).

O sequestro de carbono é um dos serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas, que permite gerar renda com a venda de créditos de carbono no mercado voluntário e contribui com a conservação da biodiversidade em longo prazo. Segundo Sedjo (2001), as florestas trocam CO₂ com o ambiente por meio de processos como fotossíntese, respiração, decomposição e emissões associadas a distúrbios como

fogo, o desfolhamento por diversas causas e à exploração florestal. As mudanças nos estoques líquidos de carbono determinam se um ecossistema florestal será uma fonte ou sumidouro do carbono atmosférico.

Assim, uma floresta jovem estoca menos carbono quando comparada à uma floresta madura, mas sequestra maiores volumes de carbono da atmosfera ao longo do tempo. Já a floresta madura atua como um reservatório, estocando carbono em sua biomassa ao longo do tempo, mesmo que não esteja passando por um crescimento líquido (SEDJO, 2001), apesar de em alguns casos poder vir a se tornar uma fonte de emissão de carbono, como quando ocorrem mortes ou outros eventos naturais (MIRBACH, 2003).

Portanto, a grande quantidade de estoque de carbono está armazenada nas florestas maduras (BROWN et al., 1989; BROWN, 1996; 1997; IPCC, 2001). Por esta razão, a conservação das florestas é essencial para contribuir ao sequestro de carbono (floresta jovem) e estoque de carbono (floresta madura), e assim, mitigar os efeitos estufa dos gases emitidos que influenciam nas alterações climáticas (KAUFFMAN et al., 2009).

No entanto, continua sendo um desafio articular os preceitos de vinculação do conceito de biodiversidade e produtividade florestal, sendo que a definição da biodiversidade inclui três dimensões inerentes - diversidade dentro das espécies, entre espécies e ecossistemas. Isso é bem diferente do armazenamento de carbono, que é uma característica única que é facilmente medida na biomassa e nos solos (SOTO-NAVARRO et al., 2020). Existem diversos estudos sobre a relação entre biodiversidade e carbono, mas os resultados obtidos são divergentes, conforme segue.

Por exemplo, estudos anteriores sugerem uma relação positiva entre produtividade florestal e biodiversidade em escalas globais (LIANG et al., 2016), bem como a nível regional em áreas tropicais (MANHÃES et al., 2016), no mediterrâneo (VILÀ et al., 2013), em áreas temperadas e florestas boreais (PAQUETTE; MESSIER, 2011). No entanto, outros estudos encontraram relações fracas (ARMENTERAS et al., 2015) ou até negativas (NAIDOO et al., 2008; MURRAY et al., 2015). Essas diferenças podem ser atribuídas à escala da análise (global, nacional, regional e local), bem como ao tipo de floresta e medida da biodiversidade utilizada, assim como ao método utilizado nas estimativas do carbono.

Quanto ao método utilizado nas estimativas de carbono, sabemos que existem incertezas nas equações que procedem essa mensuração, pois estão envolvidos modelos e métodos estatísticos que produzem equações de regressão normalmente não lineares. Essas equações são obtidas a partir de amostras e, assim, já contêm incertezas em suas estimativas. Do mesmo modo, a incerteza também é observada nos fatores de conversão, já que poucos são os estudos na área de florestas tropicais que caracterizam esses fatores. Esses dois aspectos ganham ainda mais importância quando pensamos na diversidade das florestas tropicais.

Portanto, é necessário um melhor entendimento das complexas e interativas relações entre biodiversidade e armazenamento de carbono florestal. A identificação de áreas com altos valores para os estoques de carbono e biodiversidade é crucial para melhorar o gerenciamento sustentável dos recursos naturais, pois essas áreas podem apoiar simultaneamente a conservação e a mitigação das mudanças climáticas (DIAZ et al., 2018).

Cabe mencionar que os serviços ecossistêmicos são parte de uma nova concepção para valorar o conjunto de recursos naturais, e isto gera benefícios socioambientais como, por exemplo, diversidade-carbono. A tradução das informações ecológicas para termos econômicos é uma necessidade sentida pela sociedade e, em particular, por altos funcionários com poderes de decisão dos governos da América Latina. Estes, há alguns anos, incursionam para a avaliação dos serviços ecossistêmicos em dois níveis: por um lado, a valorização das funções ecológicas específicas e, por outro, a avaliação parcial dos ecossistemas, incluindo não só os bens (madeira) mas também o monitoramento do equilíbrio da biodiversidade (MEA, 2005).

Neste contexto, o instrumento econômico de pagamento por serviços ambientais (PSA) pelo seu potencial de, não somente, apoiar a proteção e o uso sustentável dos recursos naturais, mas também de melhorar a qualidade de vida de pequenos produtores em áreas de florestas, é uma opção para a conservação da biodiversidade dos ecossistemas a longo prazo. Atualmente, no Brasil, os projetos de pagamento por serviços ambientais se multiplicam rapidamente, sejam eles privados, coordenados e financiados com recursos de empresas e ONGs, ou públicos, impulsionados e financiados por governos municipais, estaduais e federais.

Porém, cabe indicar que para implementar os projetos de PSA, cujo objetivo seja quantificação de carbono, este mercado estabelece os seguintes requisitos: i) devem ser baseados em sólido conhecimento científico; ii) devem apresentar metodologias consistentes que devem ser utilizadas ao longo do tempo para a determinação das estimativas (de sequestro de carbono) e do monitoramento das atividades de Uso da Terra, Mudança de Uso da Terra e Florestas (LULUCF sigla em inglês); iii) a contabilidade dos sumidouros não deve considerar apenas a mera presença de estoques de carbono no projeto, incluindo cinco compartimentos: biomassa vegetal viva, necromassa, serrapilherira, raízes e carbono orgânico no solo; iv) a implementação de atividades de LULUCF deve contribuir para a conservação da biodiversidade e para o uso sustentável dos recursos naturais; v) a contabilidade de atividades de LULUCF não permite diretamente a transferência de compromissos para períodos futuros; vi) a reversão das atividades de LULUCF deve ser contabilizada em um determinado período do tempo; e vii) a contabilidade das atividades de LULUCF exclui a remoção, ou seja, o sequestro advindo de atividades e práticas anteriores ao ano de referência (CERRI; CERRI, 2007).

Nos requerimentos dos projetos de mercado de carbono, devemos enfatizar a importância da conservação da biodiversidade. Isso porque, em muitos estudos, quando trabalham com a quantificação de carbono, esquecem de incluir o componente da biodiversidade e somente reportam os dados da quantificação de carbono. Neste trabalho, incluímos ao menos outro indicador de biodiversidade além da vegetação, como a avifauna, já que o papel ecológico exercido pelas aves na manutenção, conservação e restauração de habitats, somado ao papel no controle biológico de espécies potencialmente nocivas a culturas comerciais (PEDREROS et al., 2014; GAGETTI et al., 2016), evidencia a necessidade e importância de investigar a comunidade de aves para estabelecer estratégias de conservação (VOLPATO et al., 2018).

Por conseguinte, deve existir a consciência de se agregar valor ambiental, através de pesquisas científicas que viabilizem as questões políticas, econômicas e sociais. Uma alternativa é a compreensão entre diversidade-carbono voltada para a obtenção de créditos florestais, em especial em áreas fragmentadas inseridas na Mata Atlântica como a Floresta Estacional Semidecidual.

No município de Botucatu, as Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado pertencentes à Universidade Estadual Paulista (UNESP), com uma área total aproximada de 2.139,28 ha, possuem fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, entremeada por faixas de pastagens, culturas agrícolas e ecótono entre cerradão e Florestas Estacional Semidecidual, a vegetação nos fragmentos das duas fazendas totalizam 938,2 ha. Estes fragmentos têm diferentes históricos de perturbação, devido à extração seletiva de madeira, entrada de gado, alteração pelo efeito do fogo, culturas especialmente de café, todas ações ocorridas nos anos 60s, 70s e 80s (SOUSA; CAVALHEIRO, 1988; ORTEGA; ENGEL, 1992; JORGE; SANTORI, 2002).

Na atualidade, os fragmentos das fazendas Edgardia e Lageado estão protegidos, sendo importantes em função: i) da localização, uma vez que estão situados na Área de Proteção Ambiental (APA) de Botucatu, ii) pelo tamanho em comparação com a área média dos fragmentos na região da *cuesta* de Botucatu, que é de aproximadamente 10 ha; e iii) da possibilidade de ligação, pela frente da *cuesta*, com outros remanescentes através de corredores de vegetação natural (JORGE; SARTORI, 2002). Cabe mencionar que a Fazenda Edgardia ocupa o “front” e depressão periférica e a Fazenda Lageado ocupa o reverso das *cuestas* basálticas de Botucatu. Além disso, a importância dos fragmentos dessa região justifica-se ainda por se situarem em áreas de recarga do Aquífero Guarani (CASSOLA, 2008). Todas estas características tornam estes fragmentos em áreas de estudo muito importantes para a implementação de trabalhos científicos relacionados com a biodiversidade.

Além disso, sabe-se que as florestas podem responder de diferentes maneiras a distúrbios naturais e antrópicos, em função de suas características, tais como natureza, intensidade, duração e frequência (UHL et al., 1990). Cada tipo de vegetação responde diferentemente a cada tipo de distúrbio (PICKETT et al., 2013). Então, conhecendo a história de perturbação de um fragmento florestal, é possível realizar um diagnóstico da situação atual e delinear ações futuras para a conservação.

Portanto, com estes antecedentes, esta tese teve como objetivo geral investigar como a fragmentação da floresta estacional semidecidual afetou a biomassa, quantidade de carbono e biodiversidade. Buscamos verificar: a) há diferença quantitativa de biomassa e carbono acima do solo nos fragmentos florestais, em função do histórico de perturbação e b) há uma relação positiva entre diversidade-carbono nos fragmentos florestais. Sendo assim, objetivamos, com esta pesquisa,

compreender a relação entre a diversidade e variáveis ambientais na Floresta Estacional Semidecidual, no domínio da Mata Atlântica, assim como compreender a relação entre diversidade-carbono e avaliar o efeito das variações de alguns fatores que compõem o cálculo das estimativas do carbono na floresta como análises de sensibilidade nos projetos de carbono. Buscamos responder às seguintes questões:

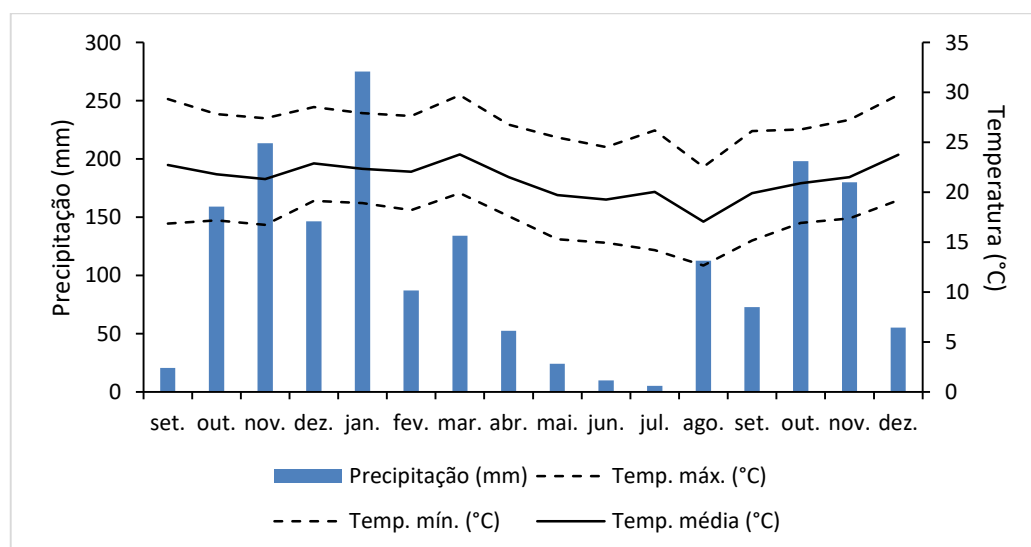
- a) Existe relação entre a diversidade, estrutura e composição florística com as variáveis ambientais na Floresta Estacional Semidecidual com diferentes históricos de perturbação na *cuesta* de Botucatu, SP?
- b) Qual é a diversidade, estrutura e composição das comunidades de aves nos diferentes fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes históricos de perturbação na *cuesta* de Botucatu, SP?
- c) Qual é a quantidade de biomassa e carbono estocada na vegetação secundária nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes históricos de perturbação na *cuesta* de Botucatu, SP?
- d) Será que existe uma relação positiva entre diversidade-carbono nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes históricos de perturbação na *cuesta* de Botucatu, SP?
- e) Qual é o efeito das variações i) do fator para transformar biomassa para carbono e ii) do fator para estimar a biomassa da raiz (raiz-parte aérea), que compõem o cálculo nas estimativas de carbono nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual?

FRAGMENTOS FLORESTAIS DA ÁREA DE ESTUDO: IMPORTÂNCIA CONSERVACIONISTA

O estudo foi desenvolvido na região centro-sul do Estado de São Paulo, no município de Botucatu, nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, pertencentes ao Câmpus da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP/FCA), entre as coordenadas geográficas 22°47'30" a 22°50'S e 48°26'15" a 48°22'30"W (JORGE, 2000; JORGE; SARTORI, 2002; FONSECA; RODRIGUEZ, 2000; FONSECA; FONSECA, 2004).

O clima é classificado como subtropical úmido e quente (Cfa), segundo os critérios adotados por Koeppen (CUNHA; MARTINS, 2009; ALVARES et al., 2013). Baseado em dados meteorológicos do período de 1997 a 2018 da estação meteorológica da Faculdade de Ciências Agrônômicas/UNESP, campus Botucatu, foi determinada a precipitação média anual de 1.494,4 mm, distribuída principalmente entre os meses de outubro a março. A temperatura média anual determinada foi de 20,5 °C, com médias mensais de 17,5 °C (julho) a 23 °C (fevereiro). Na Figura 1 é apresentada a precipitação mensal e as temperaturas mínima, média e máxima mensal nos meses de setembro de 2017 a dezembro de 2018, período em que foi realizada a maioria das amostragens do estudo.

Figura 1 - Precipitação mensal (mm) e temperatura mínima, média e máxima (°C) mensal no período de setembro de 2017 a dezembro de 2018, no Câmpus da UNESP/FCA, Botucatu, SP.



A vegetação natural das áreas é classificada como Floresta Tropical Estacional Semidecidual de domínio da Mata Atlântica (IBGE, 2012). Os fragmentos encontram-se em diversos estádios de conservação, que são produto de perturbações antrópicas, tais como extração seletiva de madeira, entrada de gado, alteração pelo efeito do fogo, culturas especialmente de café, todas ações ocorridas nos anos 60s, 70s e 80s (ORTEGA; ENGEL, 1992; JORGE; SARTORI, 2002).

A região de estudo possui topografia acidentada, com altitude variando de 464 m a 775 m. Em decorrência da topografia e embasamento geológico, existe uma variação de tipos de solo, desde mais férteis de origem basáltica, até manchas de solo extremamente pobres e ácidos, representando bem a variação de classes de solo do Estado de São Paulo (NOGUEIRA JUNIOR, 2010).

Tabela 1 - Caracterização da fertilidade dos sítios de estudo, no ano de 2017/2018, na profundidade de 0-20 cm, nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, Botucatu, SP.

Variável solo		Fragmento						
		Bixiguento	Mata IB	Mata Bica	Carmelucho	Pomar Velho	Tres Barras	Lageado
pH	CaCl ₂	5,4	5,4	6,2	3,7	4,9	4,5	5,9
M.O.	g/dm ³	26	37	43	17	16	25	68
P _{resina}	mg/dm ³	38	22	45	6	19	70	67
Al ³⁺	mmol/dm ³	0,3	0,2	0,4	9,8	1,1	2,7	0,1
H+Al	mmol/dm ³	23	22	22	57	23	49	31
K	mmol/dm ³	3,2	2,4	4,0	1,0	2,2	1,9	3,6
Ca	mmol/dm ³	93	67	98	5	36	64	112
Mg	mmol/dm ³	20	20	24	3	10	18	28
SB	mmol/dm ³	116	89	127	10	48	84	144
CTC	mmol/dm ³	139	111	149	66	71	133	175
V%	mg/dm ³	80	78	84	16	62	55	83
S	mg/dm ³	10,4	12,6	14,3	7,7	9,3	10,6	15,8
B	mg/dm ³	0,51	0,53	0,45	0,29	0,36	0,36	0,62
Cu	mg/dm ³	1,5	2,8	5,7	0,6	0,7	1,6	6,5
Fe	mg/dm ³	48	78	51	137	49	123	65
Mn	mg/dm ³	38,8	50,2	39,3	11,8	25,3	10,7	82,4
Zn	mg/dm ³	4,3	21,9	11,0	4,6	7,1	3,5	13,3
C (CHN)	%	2,5	2,3	4,1	0,9	1,3	1,7	4,6
N (CHN)	%	0,4	0,4	0,5	0,2	0,3	0,4	0,5

As classes de solos presentes na área de estudo são diversificadas, com características intimamente relacionadas ao ambiente, incluindo solos rasos e afloramentos de rochas presentes na *cuesta* basáltica; solos profundos, com e sem horizonte B textural em relevo suave-ondulado e ondulado, na depressão periférica, e solos característicos de deposição e gleização na várzea do Rio Capivara (JORGE; SARTORI, 2002). As características do solo nos setes fragmentos (áreas de estudo) são apresentadas na Tabela 1.

Na área de estudo, os sete fragmentos de floresta representam uma amostra da heterogeneidade ambiental da região (Tabela 2), que somam uma área de 938,20 hectares, e são importantes no contexto do município de Botucatu e da região, em função: i) da localização, uma vez que estão situados na Área de Proteção Ambiental (APA) de Botucatu. Um dos atributos que motivaram a criação da APA foi a preservação do ecossistema existente como as *cuestas* basálticas, que marca o início do Planalto Ocidental Paulista e é o limite físico entre o leste e o oeste paulista. Na baixada da *cuesta* de Botucatu, o solo é formado basicamente por arenito (cor avermelhada) e este, quando rico em sílica, é resistente à erosão, elevando-se na paisagem sob a forma de morros, denominados morros testemunhos (SIMÕES; SIMÕES, 2003). A *cuesta* também é um importante divisor de águas com várias nascentes que correm tanto para o rio Tietê quanto para o rio Paranapanema, e é área de recarga do aquífero guarani (CASSOLA, 2008; ALVES et al., 2012); ii) de seus tamanhos em comparação com a área média dos fragmentos na região da *cuesta* de Botucatu, que é de aproximadamente 10 ha; e iii) da possibilidade de ligação, pela frente da *cuesta*, com outros remanescentes, através de corredores de vegetação natural (JORGE; SARTORI, 2002).

O presente estudo foi realizado em parcelas permanentes de 0,2 ha (20 x 100 m) para o estudo da vegetação (Figura 2) e pontos de escuta (Figura 3) para o estudo da avifauna, instaladas em sete fragmentos. Os fragmentos de floresta estudados receberam as seguintes denominações: i) Bixiguento (parcelas 1 até 4), ii) Mata do IB (parcelas 14 e 15), iii) Mata da Bica (parcelas 12 e 13), iv) Carmelucho (parcelas 10 e 11), v) Pomar Velho (parcelas 7 até 9), vi) Três Barras (parcelas 5 e 6) e vii) Lageado (parcelas 16 até 18) (Figura 2), os quais possuem características contrastantes segundo o histórico de perturbação.

Figura 2 - Fotografia aérea do ano 2019 dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual do estudo indicando a numeração das parcelas permanentes da vegetação alocadas nas Fazendas Experimentais Edgardia (parcelas 1 até 15) e Lageado (parcelas 16 até 18), na *cuesta* de Botucatu, São Paulo.



Figura 3 - Mapa dos fragmentos florestais de estudo indicando o nome dos fragmentos, as parcelas permanentes da vegetação (pontos vermelhos) e pontos de escuta da avifauna (triângulos pretos), na *cuesta* de Botucatu, São Paulo.

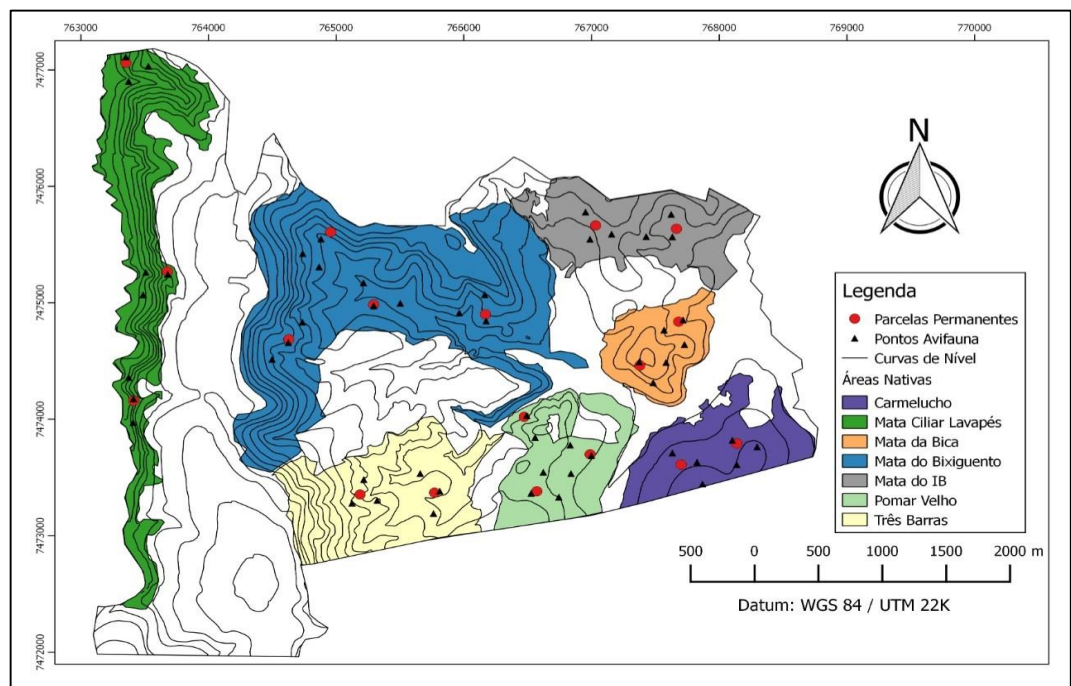


Tabela 2 - Resumo de características fitofisionômicas, topográficas e edáficas dos fragmentos estudados nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, na *cuesta* de Botucatu, São Paulo. Fragmentos, BX: Bixiguento; IB: Mata do IB; MB: Mata da Bica; CA: Carmelucho; PV: Pomar Velho; TB: Três Barras; LG: Lageado.

Frag.	Floresta	Área (ha)	Altitude (m s.n.m)	Declividade (%)	Textura	Tipo solo	pH (CaCl ₂)	Perturbação antrópica
BX	FES	329	564	18	Argilosa	Neossolo + Nitossolo	5,4	Exploração seletiva de espécies arbóreas.
IB	FES	102	507	8	Argilosa	Neossolo + Argissolo Vermelho-Amarelo + Latossolo Vermelho	5,4	Extrações seletivas de madeira.
MB	FES	58	508	23	Argilosa	Neossolo + Nitossolo	6,2	-
CA	CE	80,4	509	9	Arenosa	Neossolo	3,7	Exploração de espécies arbóreas + pastagem.
PV	CE	80,8	512	11	Arenosa /argilosa	Argissolo Vermelho-Amarelo	4,9	Extração de madeira e pastagem.
TB	FES	133	553	26	Arenosa	Neossolo	4,5	Pastagens abandonadas.
LG	FES	155	611	66	Arenosa	Neossolo	5,9	Exploração intensa de madeira e plantações de café.
Total	-	938,20						

FES: Floresta Estacional Semidecidual. CE: Cerradão.

a) Fragmento Mata do Bixiguento

Localizado na região fisiográfica da *cuesta* denominada escarpada arenítica basáltica, formando o “*front da cuesta*” na fazenda Edgardia, inserida na bacia do Rio Capivara. Na área intitulada “Mata do Bixiguento” foram alocadas quatro parcelas permanentes e 12 pontos de escuta (Figura 3). A área possui 329 hectares de Floresta Estacional Semidecidual.

Além disso, a área apresenta 10 nascentes, com uma rede de drenagem de 6,93 km. Está localizada entre altitudes de 520 até 615 m s.n.m e apresenta relevo forte ondulado a montanhoso. Segundo Carvalho (2016), os solos na área são de dois tipos de classes, i) Neossolo lítico Eutrófico, Ta chernozêmico textura média, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado, substrato basalto e arenito, e ii) Nitossolo Háplico Eutrófico, Tb A chernozêmico textura media/argilosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo ondulado (Tabela 1).

Figura 4 - Fragmento Bixiguento na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na *cuesta* de Botucatu, São Paulo.



O fragmento Bixiguento sofreu com a exploração intensa de espécies arbóreas com importância econômica, sendo que na última intervenção, que aconteceu entre 1975 e 1980, foram retirados indivíduos de *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa), *Myroxylon peruiferum* (cabreúva), *Hymenaea courbaril* (jatobá), *Machaerium scleroxylon* (caviúna), *Cariniana estrellensis* (jequitibá), *Aspidosperma ramiflorum* (guatambu), *Astronium graveolens* (guaritá), *Ocotea odorifera* (canela) e *Holocalyx balansae* (alecrim-de-campinas). Após o período de extração, o que se sabe é que o fragmento não sofreu novas interferências antrópicas diretas. Entretanto, são registradas entradas de gado das pastagens vizinhas em suas bordas, principalmente no período seco (CASSOLA, 2008).

Na ocasião de amostragem, a floresta se encontrava em bom estado de conservação, considerando-se um dos fragmentos com maior grau de conservação entre as áreas do experimento (Figura 4). As principais espécies que caracterizam a Mata do Bixiguento, segundo o valor de importância ecológica, são *Gallesia integrifolia* (pau d'álho) da família Phytolaccaceae, *Metrodorea nigra* A. St.-Hil. da família Rutaceae e *Parapiptadenia rigida* (gurucaia) da família Fabaceae.

b) Fragmento Mata do IB

O fragmento Mata do IB está localizado na Fazenda Experimental Edgardia, na depressão periférica da *cuesta* de Botucatu, dentro da bacia do Rio Capivara. Na área intitulada “Mata do IB” foram alocadas duas parcelas permanentes e seis pontos de escuta (Figura 3). A área possui 102 hectares de Floresta Estacional Semidecidual. Além disso, a área apresenta 3 nascentes com uma rede de drenagem de 1,4 km. Está localizada numa altitude entre 490 até 520 m s.n.m e apresenta relevo ondulado.

Figura 5 - Fragmento Mata do IB na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na *cuesta* de Botucatu, São Paulo.



Segundo Carvalho (2016), os solos na área são de dois tipos: i) Neossolo litólico Eutrófico, Ta chernozêmico textura média, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado, substrato basalto e arenito, e ii) Associação de Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico textura arenosa/argilosa + Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico textura arenosa/media, ambos Tb abrupto, fase floresta tropical subperenifólia, relevo suave ondulado + Latossolo Vermelho Distroférrico textura media, fase floresta tropical subperenifólia/cerrado, relevo ondulado + Nitossolo Háplico Eutrófico Tb abrupto textura arenosa/media, fase floresta tropical subperenifólia, relevo suave ondulado, todos A moderado (Tabela 1).

A Mata do IB é um fragmento florestal cuja vegetação se encontra em bom estado de conservação (Figura 5), devido às extrações seletivas de madeira até o ano de 1970. As espécies com maior valor de importância são *Astronium graveolens*

(guaritá) da família Anacardiaceae, *Metrodorea nigra* da família Rutaceae e *Gallesia integrifolia* da família Phytolaccaceae.

c) Fragmento Mata da Bica

O fragmento Mata da Bica está localizado na Fazenda Experimental Edgardia, na depressão periférica da *cuesta* de Botucatu, dentro da bacia do Rio Capivara. Na área intitulada “Mata da Bica” foram alocadas duas parcelas permanentes e seis pontos de escuta (Figura 3). A área possui 58 hectares de Floresta Estacional Semidecidual. Além disso, a área apresenta 2 nascentes, com uma rede de drenagem de 1,13 km. Está localizada entre altitude de 480 até 515 m s.n.m e apresenta relevo forte ondulado. Segundo Carvalho (2016), os solos na área são de dois tipos: i) Neossolo litólico Eutrófico, Ta chernozêmico textura média, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado, substrato basalto e arenito, e ii) Nitossolo Háplico Eutrófico, Tb A chernozêmico textura media/argilosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo ondulado (Tabela 1).

Figura 6 - Fragmento Mata da Bica na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na *cuesta* de Botucatu, São Paulo.

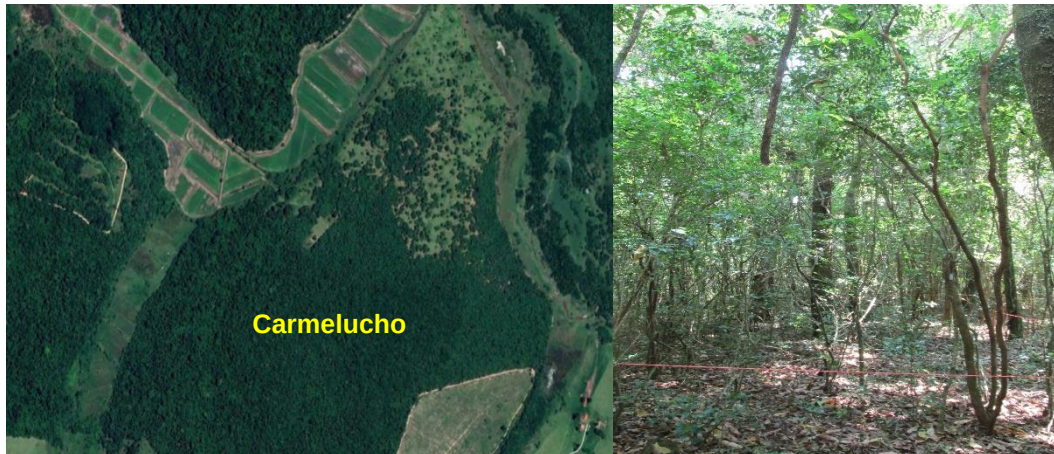


Trata-se de um fragmento de floresta tardia em bom estado de conservação e as espécies que caracterizam a Mata da Bica (Figura 6), segundo o valor de importância ecológica, são *Gallesia integrifolia* da família Phytolaccaceae, *Trichilia clausenii* (catiguá vermelho) e *Trichilia catigua* (catiguá branco) da família Meliaceae.

d) Fragmento Carmelucho

O fragmento Carmelucho está localizado na Fazenda Experimental Edgardia na depressão periférica da *cuesta* de Botucatu, dentro da bacia do Rio Capivara. Na área intitulada “Carmelucho” foram alocadas duas parcelas permanentes e seis pontos de escuta (Figura 3). A área possui 80,4 hectares de Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão (JORGE; SARTORI, 2002). Além disso, a área apresenta uma nascente, com uma rede de drenagem de 0,15 km. Está localizada a 515 m s.n.m e apresenta relevo ondulado. Segundo Carvalho (2016), o solo na área é uma associação de Neossolos Quartzarênicos Distróficos A moderado, fase floresta tropical subperenifólia, relevo ondulado + Neossolos Litólicos Eutróficos Ta A moderado textura arenosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado, substrato basalto e arenito (Tabela 1).

Figura 7 - Fragmento Carmelucho na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na cuesta de Botucatu, São Paulo.



A vegetação nesse fragmento é secundária (Figura 7), produto da preservação e recuperação natural após extração de madeira e pastagem (JORGE; SARTORI, 2002). As espécies que caracterizam a Mata Carmelucho, segundo o valor de importância ecológica, são *Ocotea velutina* (canela preta) da família Lauraceae, *Myrciaria floribunda* (mortinho do campo) da família Myrtaceae e *Copaiba langsdorffii* (copaiba) da família Fabaceae.

e) Fragmento Pomar Velho

O fragmento Pomar Velho está localizado na Fazenda Experimental Edgardia na depressão periférica da *cuesta* de Botucatu, dentro da bacia do Rio Capivara. Na área intitulada “Pomar Velho” foram alocadas três parcelas permanentes e oito pontos de escuta (Figura 3). A área possui 80,8 hectares de Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão (JORGE; SARTORI, 2002). Está localizada numa altitude de 525 m s.n.m e apresenta relevo ondulado.

Figura 8 - Fragmento Pomar Velho na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na *cuesta* de Botucatu, São Paulo.



Segundo Carvalho (2016), o solo na área é uma associação de dois tipos: i) Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico Tb abrupto textura arenosa/argilosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo ondulado, e ii) Neossolos Quartzarênicos Distróficos A moderado, fase floresta tropical subperenifólia, relevo ondulado + Neossolos Litólicos Eutróficos Ta A moderado textura arenosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado, substrato basalto e arenito (Tabela 1).

A Mata do Pomar Velho (Figura 8) também sofreu com a exploração de espécies arbóreas com importância econômica, sendo que na última intervenção, que aconteceu entre 1975 e 1980, foram retirados indivíduos de *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa), *Myroxlon peruiferum* (cabreúva), *Hymenaea courbaril* (jatobá), *Machaerium scleroxylon* (caviúna), *Cariniana estrellensis* (jequitibá), *Aspidosperma ramiflorum* (guatambu), *Astronium graveolens* (guaritá), *Ocotea odorifera* (canela) e *Holocalyx balansae* (alecrim-de-campinas), *Enterolobium contortisiliquum* (tamboril) e

Balfourodendron riedelianum (pau-marfim). Além disso, sofreu como distúrbio um grande incêndio ocorrido no ano 1985 (CASSOLA, 2008). As espécies que caracterizam o fragmento, segundo o valor de importância ecológica, são *Machaerium scleroxylon* (cabiuma) e *Parapiptadenia rigida* (guarucuia) da família Fabaceae, e *Cordia americana* (guajuvira) da família Boraginaceae.

f) Fragmento Três barras

O fragmento Três Barras está localizado na Fazenda Experimental Edgardia na parte escarpada arenítica basáltica, formando o “*front da cuesta*” da *cuesta* de Botucatu, dentro da bacia do Rio Capivara. Na área intitulada “Três barras” foram alocadas duas parcelas permanentes e seis pontos de escuta (Figura 3). A área possui 133 hectares de Floresta Estacional Semidecidual. Além disso, a área apresenta 8 nascentes, com uma rede de drenagem de 10,58 km. Está localizada entre altitude de 495 até 525 m s.n.m e apresenta relevo suave ondulado a ondulado.

Figura 9 - Fragmento Três Barras na Fazenda Experimental Edgardia (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), na cuesta de Botucatu, São Paulo.



Segundo Carvalho (2016), os solos na área são de dois tipos: i) Neossolo litólico Eutrófico, Ta chernozêmico textura media, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado, substrato basalto e arenito, e ii) Neossolos Quartzarênicos Distróficos A moderado, fase floresta tropical subperenifólia, relevo ondulado + Neossolos Litólicos Eutróficos Ta A moderado textura arenosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado, substrato basalto e arenito (Tabela 1).

A Mata Três Barras no ano 1962 foi uma área de pastagem até 1978 (JORGE; SANTORI, 2002). Ao avaliar a variação temporal da vegetação natural entre o período dos anos 1978 e 1997 constatou-se um balanço positivo principalmente com a recuperação da vegetação secundária de Floresta Estacional Semidecidual (Figura 9) (JORGE; SANTORI, 2002). As espécies que caracterizam a Mata Três Barras segundo o valor de importância ecológica são *Nectandra megapotamica* da família Lauraceae, *Metrodorea nigra* da família Rutaceae e *Aspidosperma parvifolium* (guatambu amarelo) da família Apocynaceae.

g) Fragmento Lageado

O fragmento Lageado está localizado na Fazenda Experimental Lageado no reverso da *cuesta* de Botucatu, dentro da bacia do Rio Lavapés. Na área intitulada “Lageado” foram alocadas três parcelas permanentes e nove pontos de escuta (Figura 3). A área possui 155 hectares de Floresta Estacional Semidecidual. Além disso, a área apresenta 5 nascentes, com uma rede de drenagem de 23,45 km. Está localizada entre altitude de 565 até 675 m s.n.m e apresenta relevo escarpado. Segundo Carvalho (2016), os solos na área são da classe Neossolo Litólico Eutrófico Ta chernozêmico textura media, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado, substrato basalto e arenito (Tabela 1).

Figura 10 - Fragmento Lageado na Fazenda Experimental Lageado (fotografia aérea da esquerda) e vegetação do fragmento (fotografia da direita), no reverso da *cuesta* de Botucatu, São Paulo.



Esse sítio situa-se próximo à calha do Ribeirão Lavapés, em um vale relativamente isolado, circundado por campos agrícolas (Figura 10). O fragmento Lageado foi intensamente explorado nos anos 60s e 70s, sob múltiplas modalidades de uso, especialmente pela cultura do café e por culturas anuais (SOUSA; CAVALHEIRO, 1988; DAGANUTTI, 2000). A área é um remanescente de mata ciliar secundária em estágio intermediário de sucessão (MACHADO, 2016). As espécies que caracterizam a floresta do Lageado, segundo o valor de importância ecológica, são *Gallesia integrifolia* (pau d'álho) da família Phytolaccaceae, *Anadenanthera colubrina* (angico branco) da família Fabaceae e *Urera baccífera* (urtigão) da família Urticaceae.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ALVES, T.; FONSECA, R; ENGEL, V. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na *cuesta* de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia: Série Zoologia**, v. 102, n. 2, p. 150-158, 2012.
- CARVALHO, T. M. **Modelagem digital de atributos de solo da Fazenda Edgárdia - Botucatu- SP**. Botucatu, 2016. 145 p. Dissertação (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 2016.
- CASSOLA, H. **Aspectos da estrutura fitossociológica e silvigenética em fragmentos de floresta estacional semidecidual com diferentes histórias de perturbação em Botucatu, SP**. Piracicaba, 2008. 85 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. 2008.
- CUNHA, A. R.; MARTINS, D. Classificação Climática para os municípios de Botucatu e São Manuel – SP. **Revista Irriga**, Botucatu, v. 14, n. 1, p. 1-11. 2009.
- DAGANUTTI, R. **Inventário da cobertura vegetal das Fazendas Lageado e Edgardia - Botucatu S.P - no período de 36 anos, com utilização de imagens de sensoriamento remoto**. Teses (Doutorado em Ciência, Programa: Agronomia), Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2000. 188p.
- FONSECA, R.C.B.; FONSECA, I.C.B. Utilização de métodos estatísticos multivariados na caracterização do mosaico sucessional em Floresta Semidecidual. **Revista Árvore**, v. 28, n. 3, p.351-359, 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S010067622004000300005>
- FONSECA, R.C.B.; RODRIGUES, R.R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecidual em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis**, n. 57, p. 27-43, 2000.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2ª Ed, 2012. 264 p.
- JORGE, L. A. B. Comportamento de fragmentos de vegetação natural na Bacia do Rio Capivara, em Botucatu/SP. **Revista Árvore**, v. 24, n. 4, p. 389-396, 2000.
- JORGE, L. A. B.; SARTORI, M. S. Uso do solo e análise temporal da ocorrência de vegetação natural na Fazenda Experimental Edgárdia, em Botucatu-SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, n.5, p. 585-592, 2002.
- MACHADO, D. **Aporte de serapilheira, fauna edáfica e matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de restauração florestal**. Tese (Doutorado em Ciência, Programa: Ciência Florestal), Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, SP. 2016. 204p.

NOGUEIRA JUNIOR, L. **Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo em diferentes modelos de restauração da Mata Atlântica**. 94 f. 2010. Tese (Doutorado em Ciência, Programa: Recursos Florestais), Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba. SP. 2010.

ORTEGA, V.R.; ENGEL, V.L. Conservação da biodiversidade de remanescentes de Mata Atlântica na região de Botucatu, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.4, p.839-852, 1992.

SIMÕES, M. G.; SIMÕES, L. B. A evolução da região de Botucatu no tempo geológico. In: Uieda, W.; Paleari, L. M. (Eds). **Flora e Fauna: Um dossiê ambiental**. São Paulo, Ed. UNESP, 2003. 100 p.

SOUSA, M.; CAVALHEIRO, F. Planejamento paisagístico do campus universitário da Faculdade de Ciências Agronômicas, UNESP, Botucatu, S.P. **Acta Botânica Brasilica**, v. 1, n. 2, p. 155-163, 1988.

CAPÍTULO 1 - RECUPERAÇÃO DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA, DIVERSIDADE E ESTRUTURA EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA CUESTA DE BOTUCATU, SÃO PAULO, BRASIL

Resumo

A região sudeste do Brasil abriga os maiores fragmentos conservados de Floresta Estacional Semidecidual. Nessas áreas, que no passado sofreram perturbações, manter a diversidade biológica é fundamental para sustentabilidade das florestas tropicais atlânticas. Essas florestas são consideradas um *hotspot* de biodiversidade global e estudos fitossociológicos são uma ferramenta importante para acessar a biodiversidade, e assim, planejar estratégias de conservação e manejo. Os objetivos deste estudo foram avaliar a recuperação da composição florística, diversidade e estrutura arbórea e analisar as relações entre a composição de espécies e variáveis ambientais em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual. Quatro áreas florestais foram avaliadas com base no histórico de perturbação: mata tardia (MT) > 40 anos, ecotonal (MSE) entre 30-40 anos, jovem (MSJ) ~20 anos e ciliar (MSC). Foram alocadas 18 parcelas permanentes de 0,2 hectares para a coleta de dados arbóreos com diâmetro à altura do peito ($DAP_{1,30m}$) ≥ 5 cm. Para as análises de solo foram coletadas 90 amostras compostas na camada 0-20 cm de profundidade. Também foram calculadas a elevação, declividade e índice topográfico de umidade. A composição florística foi identificada com base na similaridade florística e espécies indicadoras. Modelos lineares generalizados foram ajustados para comparar a riqueza, diversidade e estrutura. A correlação das variáveis edáficas e topográficas com a vegetação foi realizada por meio da análise de redundância, componentes principais e escalonamento multidimensional não métrico. Registraram-se 4.265 indivíduos, distribuídos em 178 espécies e 44 famílias botânicas. A MT apresentou maior homogeneidade na composição florística, assim como maior riqueza e diversidade, caracterizada por solos férteis e rochas eruptivas. A MT e MSE apresentaram a menor dissimilaridade florística (74%), a MT com as MSJ e MSC apresentaram 86% e 81% de dissimilaridade, respectivamente. As espécies indicadoras ($VI \geq 0,70$; $P < 0,05$) para as matas tardias foram *Astronium graveolens* e *Aspidosperma polyneuron* e para a jovem foi *Casearia sylvestris*. A MT apresentou diferença significativa na densidade e área basal quando comparada com as outras áreas florestais. Verificamos que o solo na análise *Fordward Selection* explica 40% da composição florística nas áreas florestais avaliadas. Confirmamos que a riqueza de espécies e a estrutura se recupera notavelmente rápido (~20 anos na MSJ) em florestas estacionais semidecíduais secundárias, o que destaca seu potencial para a conservação da biodiversidade em paisagens tropicais modificadas por perturbações antrópicas. Porém, a composição florística tarda mais tempo (>40 anos) para se recuperar-se como o evidenciado na similaridade/dissimilaridade de espécies e espécies indicadoras nas áreas florestais avaliadas.

Palavras-chaves: Similaridade florística. Espécie indicadora. Endêmica. Mata Atlântica.

Abstract

The southeastern region of Brazil is home to the largest conserved fragments of seasonal semi-deciduous forest. In those areas, that have suffered disturbances in the past, maintaining biological diversity is essential for sustainability of Atlantic tropical forests. This biome is considered a hotspot and phytosociological studies are important tools to access biodiversity, and thus plan conservation and management strategies. The objectives of this study were to evaluate the recovery of floristic composition, diversity and tree structure during secondary succession and to analyze the relationships between species composition and environmental variables in fragments of Semideciduous Seasonal Forest. We evaluated four forest areas based on the history of disturbance: late forest > 40 years old, ecotonal between 30-40 years old, young ~ 20 years old, and riparian. Eighteen permanent plots of 0.2 hectares were allocated for collection of data from tree individuals with a diameter at breast height ($DBH_{1.30m}$) ≥ 5 cm. For soil analysis, 90 composed samples were collected in the 0-20 cm layer. Elevation, slope and topographic humidity index were also calculated. Floristic composition was identified based on the floristic similarity and indicator species. Generalized linear model were fitted to compare richness, diversity and structure. The correlation between edaphic and topographic variables with vegetation was carried out through the analysis of redundancy, main components and non-metric multidimensional scaling. 4.265 individuals were registered, distributed in 44 botanical families and 178 species. Late forest showed greater homogeneity in floristic composition, as well as greater richness and diversity, characterized by fertile soils and eruptive rocks. Late forest and ecotonal secondary forest showed the lowest floristic dissimilarity (74%), whereas late secondary forest and young secondary forest, and riparian secondary forest showed 86% and 81% dissimilarity, respectively. The indicator species ($VI \geq 0.70$; $P < 0.05$) for late forest were *Astronium graveolens* and *Aspidosperma polyneuron*, and for young forest it was *Casearia sylvestris*. Late forest showed significant difference in density and basal area when compared to other forest areas. We verified, through Forward Selection analysis, that soil explains 40% the variation in floristic composition in the evaluated forest areas. We confirm the richness of species and structure is recovers remarkably fast (~ 20 years in YSF) in secondary Semideciduous Seasonal Forest, what highlights their potential for biodiversity conservation in tropical landscapes modified by anthropic disturbances. However, floristic composition takes longer (> 40 years) to recover, as evidenced by species similarity/dissimilarity and indicator species in the evaluated forest areas.

Keywords: Floristic similarity. Indicator species. Correlation. Atlantic Forest.

1.1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são as mais importantes do mundo devido à sua grande influência nos padrões globais de biodiversidade, à complexidade ecológica dos ecossistemas, produtividade e ciclos biogeoquímicos (MALHI et al., 2010). Por outro lado, a grande diversidade de espécies em florestas tropicais é sinônimo de baixa densidade populacional (PIMM; GITTLEMAN, 1996). Portanto, é claramente necessário melhorar as informações sobre padrões de distribuição e diversidade da vegetação na hora de planejar estratégias de conservação nos ecossistemas tropicais (GENTRY, 1992; CONDIT et al., 2002).

A Mata Atlântica é um bioma de floresta tropical que abrange a costa leste, sudeste e sul do Brasil. No Brasil, as formações vegetais da Mata Atlântica como a Floresta Estacional Semidecidual (FES) assumem grande importância ecológica por apresentar elevada riqueza e diversidade de espécies da flora e da fauna, abrigando grande quantidade de espécies endêmicas (PEIXOTO; GENTRY, 1990; JOLY et al., 1991). Além disso, este bioma é um *hotspot* por apresentar elevada biodiversidade e ter mais de 70% de sua cobertura original destruída (LAURANCE, 2009; JÚNIOR-FERREIRA et al., 2012; REZENDE et al., 2018).

Além disso, no Brasil a FES é subdividida em quatro formações: Aluvial, Terras Baixas, Submontana e Montana, isso porque este tipo florestal é bastante descontínuo e sempre situado entre dois climas, um úmido e outro árido. Estes tipos vegetacionais são caracterizados por clima estacional, que determina a semidecuidade da folhagem. A vegetação é constituída por fanerófitos com gemas foliares protegidas da seca por escamas (catáfilos ou pelos) e cujas folhas adultas são esclerófilas ou membranáceas decíduais. A porcentagem das árvores caducifólias no conjunto florestal, e não das espécies que perdem as folhas individualmente, situa-se, ordinariamente, entre 20% e 50% (IBGE, 2012).

No estado de São Paulo (sudeste do Brasil) a cobertura vegetal da FES apresenta-se bastante diversificada, sendo composta por formações de caráter semi-árido, até as caracterizadas por condições super-úmidas (IBGE, 2012). Esse estado abrange áreas tropicais e subtropicais bastante variadas quanto ao clima, relevo e solos. Sendo que a maior extensão em área contínua de FES situava-se na região sul e sudeste do Brasil (MARTINS, 2012).

A FES foi a formação florestal que sofreu maior perda em toda sua extensão natural nos anos 70s e 80s, em virtude da sua ocorrência em terras férteis e pela retirada seletiva de madeira, acreditando-se que não existam, hoje, fragmentos dessa formação que não tenham sido intensamente alterados (DURIGAN et al. 2000). Essa formação está atualmente restrita a fragmentos de difícil acesso, não aptos às práticas agrícolas ou protegidos sob a forma de unidades de conservação estaduais e federais, localizadas principalmente no interior do Estado (RODRIGUES, 2007). Também, esses fragmentos estão localizados em áreas de relevo acidentado, no topo de morros, montes, montanhas e serras, nas encostas ou partes destas que são áreas de proteção permanente, conforme o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.727, de 17-10-2012).

Atualmente a FES apresenta fragmentos moldados pelo isolamento, extrativismo seletivo e incêndios, além dos reflexos das atividades agrícolas, industriais e urbanas (MOREIRA, 2014; JOLY et al., 2014). Estudos relativos a ambientes onde a paisagem é caracterizada por fragmentos de vegetação nativa e áreas antrópicas em mosaico já demonstraram as modificações que ocorrem através de impactos diretos. Entre estas modificações destacam-se a destruição de habitats pela fragmentação, o efeito de borda, introdução de espécies exóticas e a redução do fluxo genético (que leva à endogamia de algumas espécies), fatores que são relativos aos ambientes do entorno, influenciando na dinâmica das paisagens (ALVES et al., 2012). Mesmo alterados quanto à sua estrutura e funções originais, muitos fragmentos possuem extremo valor para a conservação, pois representam uma porção única de um habitat e sua biodiversidade característica é preciso conservar para garantir a sustentabilidade.

Para conservar a vegetação natural é preciso entender seu comportamento frente aos distúrbios naturais e antropogênicos. O histórico de perturbação modifica as condições ambientais, como a estrutura do solo e a disponibilidade de nutrientes, e determina a presença de legados da floresta (por exemplo, árvores remanescentes, um banco de sementes no solo e rebrota de tocos de árvores) que aceleram a sucessão (GUNTER et al., 2007; ROZENDAAL et al., 2019).

Portanto, investigar a distribuição da diversidade arbórea em um contexto fitogeográfico permite avaliar padrões florísticos, o que facilita estudos ecológicos (BRITO et al., 2007; FREITAS; MAGALHÃES, 2012) e contribui substancialmente para a adoção de estratégias de gestão e conservação da biodiversidade (PEIXOTO;

GENTRY, 1990; LIMA et al., 2006). Tais estudos são necessários devido à extensa alteração e deterioração ambiental causada pelo uso insustentável dos recursos naturais, além de serem essenciais para a atualização das divisões fitogeográficas (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015).

Nesse sentido, analisar a riqueza e a composição de espécies resultantes de processo de perturbação e interação dos fatores ambientais nos permitirá desenhar estratégias de conservação visando à manutenção de áreas que levem em consideração tanto a preservação da riqueza de espécies como os processos de perturbação (SMITH et al., 1996). Embora estudos diversos já tenham demonstrado diferenças claras na fisionomia, estrutura e diversidade, a falta de estudos preditivos tem sido apontada como uma deficiência nas pesquisas em ecologia (PETERS, 1991; SCARANO, 2007; LORTIE, 2007). Desses estudos dependem os esperados avanços na ciência e na conservação dos ecossistemas, que tem acontecido em ritmo muito mais lento que o desejável, em contraposição aos cada vez mais rápidos avanços na sua degradação, principalmente, com as iminentes mudanças climáticas globais (DURIGAN, 2012).

Algumas investigações têm abordado aspectos da composição florística e estrutura em remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual da “*cuesta*” de Botucatu. Dentre esses estudos, incluem-se os desenvolvidos por Ortega e Engel (1992), Fonseca e Rodrigues (2000), Jorge (2000), Fonseca e Fonseca (2004), Cassola (2008) e Jorge et al. (2015).

No presente estudo, analisamos em escala geográfica ampla a diversidade e a diferença florística em todos os fragmentos florestais que ocorrem nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, propriedades da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus Botucatu, São Paulo. A localização dentro de uma área de proteção ambiental (Lei nº 9.985), o tamanho dos fragmentos e a possibilidade de ligações com outros fragmentos através de corredores ecológicos atribuem a essas florestas grande importância ecológica para a Bacia do Rio Capivara, na qual a propriedade se insere (JORGE et al., 2015). Assumimos que a recuperação da biodiversidade (i) aumentará com a disponibilidade de água e a fertilidade do solo (CLINEBELL et al., 1995), uma vez que o solo é o principal fator que impulsiona a estrutura das florestas tropicais atlânticas (MARQUES et al., 2011), e (ii) será maior em florestas degradadas e alteradas pela exploração de madeira em comparação com áreas de pastos abandonados, devido aos níveis mais baixos de perturbação

associados a florestas degradadas e alteradas (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Assim, os objetivos deste trabalho foram: i) avaliar como a composição florística, diversidade e estrutura das espécies arbóreas são recuperadas durante a sucessão secundária em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes históricos de perturbação; ii) analisar as relações entre a composição de espécies e variáveis ambientais para definir padrões de diversidade.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Área de estudo

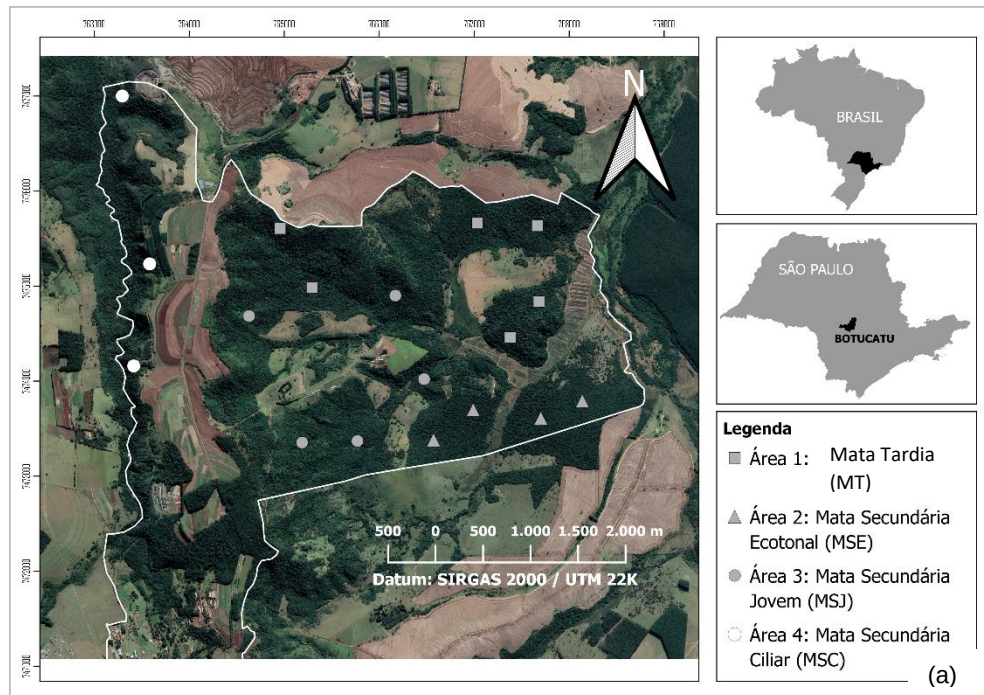
A área de estudo pertence à bacia do Rio Capivara região de Botucatu, SP. Embora a área total de vegetação natural remanente seja considerável, estas florestas encontram-se alteradas na estrutura e função, com diferentes graus de fragmentação e históricos de perturbação (ORTEGA; ENGEL, 1992). Os fragmentos estudados foram agrupados em quatro áreas florestais com vegetação em diferentes estágios sucessionais segundo o histórico de perturbação (Figura 1.1):

Área 1 - Mata Tardia (MT): está localizada na Fazenda Experimental Edgardia, fragmentos Bixiguento (parcelas 1 e 4), Mata do IB (parcelas 14 e 15) e Mata da Bica (parcelas 12 e 13), a aproximadamente 517 m de altitude, com vegetação nativa de mais de 40 anos de idade (JORGE; SARTORI, 2002); corresponde ao trecho mais escarpado da encosta da Edgardia localizada na *cuesta* de Botucatu, cujo acesso é mais difícil. Esta área é também exuberante, melhor estruturada, com árvores altas e grande riqueza de espécies, embora sofra um considerável efeito de borda (ORTEGA; ENGEL, 1992).

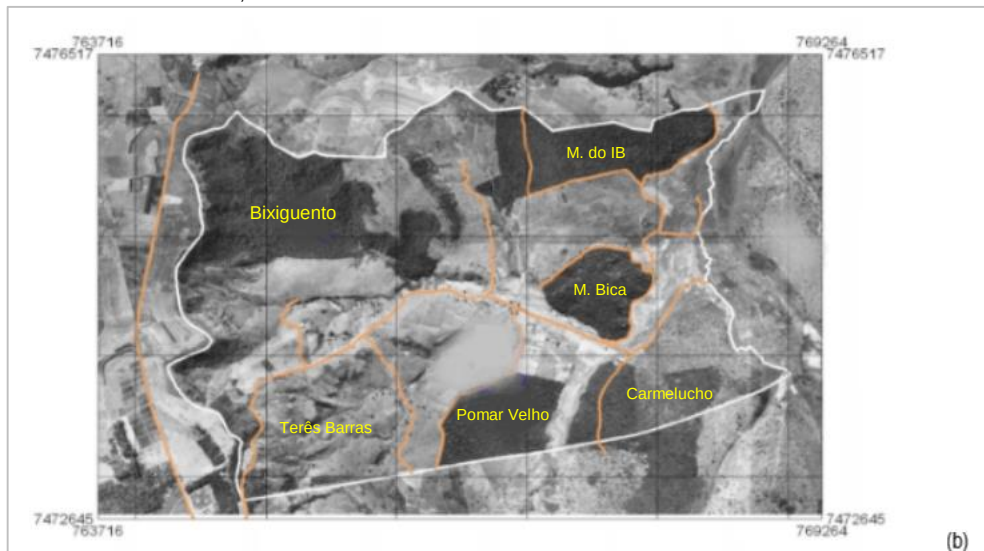
Área 2 – Mata Secundária Ecotonal (MSE): está localizada na Fazenda Experimental Edgardia na depressão periférica da *cuesta* de Botucatu, nos fragmentos Carmelucho (parcelas 10 e 11) e Pomar Velho (parcelas 7 e 8), a aproximadamente 512 m de altitude, cuja vegetação tem aproximadamente entre 30 e 40 anos de idade (ORTEGA; ENGEL, 1992; JORGE; SARTORI, 2002). Sofreu intensa intervenção antrópica com exploração seletiva de espécies arbóreas (última intervenção entre 1975 e 1980) e ocorrência de pastagem extensiva em uma porção do fragmento até o início da década de 60. De acordo com a análise temporal realizada por Jorge e Sartori (2002), a área é considerada um ecótono entre floresta

estacional semidecidual e savana florestada (cerradão), muito comum nesta região devido a variação entremeada de solo pobre e fértil.

Figura 1.1 – (a) Localização das áreas de estudo, fotografia aérea do ano 2019 da Floresta Estacional Semidecidual, nas fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, da UNESP, na cuesta de Botucatu, SP, e (b) fotografia aérea do ano 1982 com localização das áreas de estudo, tomada de Cassola, (2008).



Fonte: Lozano e Moraes, 2019.



Fonte: Casola, 2008.

Área 3 – Mata Secundária Jovem (MSJ): está localizada na Fazenda Experimental Edgardia, nos fragmentos Três Barras (parcelas 5 e 6), Pomar Velho

(parcela 9) e Bixiguento (parcelas 2 e 3), a aproximadamente 537 m de altitude, matas secundárias e capoeiras jovens ou degradadas pelas pastagens abandonadas nos anos 80, vegetação aproximadamente de 20 anos de idade após as mudanças nas a partir de 1997 (JORGE; SARTORI, 2002).

Área 4 – Mata Secundária Ciliar (MSC): está localizada na Fazenda Experimental Lageado, no fragmento Lageado (parcelas 16 até 18), a aproximadamente 611 m de altitude, em relevo ondulado no reverso da *cuesta* de Botucatu; essa área situa-se próximo à calha do Ribeirão Lavapés, em um vale relativamente isolado, circundado por campos agrícolas. A vegetação são matas ciliares naturais em estágio intermediário de sucessão.

1.2.2 Amostragem

Foram alocadas aleatoriamente 18 parcelas permanentes de 2000 m² (20 m x 100 m) (Figura 1). As parcelas foram alocadas nos sete fragmentos das fazendas Edgárdia e Lageado, com distância entre parcelas de 500 m (SESNIE et al., 2009). Cabe mencionar que as parcelas foram instalas a 200 m ao interior dos fragmentos florestais, isso para evitar o efeito de borda. Em cada parcela foram medidas árvores com mais de 5 cm de diâmetro (DAP_{1,30m}), e cada um dos indivíduos foi etiquetado e identificado. A identificação das espécies foi feita em campo e o sistema de classificação botânico utilizado foi o APG III (SOUZA; LORENZI, 2005). A nomenclatura taxonômica das espécies foi revisada no site Flora do Brasil 2020 (Flora Brasil, 2018).

Foram avaliadas variáveis topográficas e edáficas. As variáveis topográficas foram calculadas para cada parcela seguindo a metodologia proposta por Carvalho (2016), e elas foram: elevação, declividade e Índice Topográfico de Umidade (ITU, reflete a tendência de acúmulo de água no solo). Para as análises das variáveis edáficas foram coletadas 90 amostras compostas de solo na camada 0-20 cm de profundidade. As amostras compostas foram homogeneizadas da coleta de três amostras simples no campo, em cada parcela permanente (n=18) foram coletadas cinco amostras compostas de solo. No Departamento de Ciência Florestal, Solos e Ambiente, campus Botucatu, da UNESP, foram realizadas as análises do solo como: pH, matéria orgânica (MO), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases (V%), soma de bases (SB), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca),

magnésio (Mg), enxofre (S), carbono (C), ferro (Fe), boro (B), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn) e acidez trocável (Al^{3+}).

1.2.3 Análises dos dados

1.2.3.1 Composição florística

As inter-relações entre as parcelas de amostragem e as espécies foram estabelecidas pelo método de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS, sigla em inglês) usando a dissimilaridade pelo índice de Jaccard. O resultado do NMDS mostra a tendência de agrupar as parcelas mais similares nas áreas florestais identificadas segundo a presença e ausência de espécies. Para verificar a diferenças estatísticas entre as áreas identificadas foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM) utilizando a medida de dissimilaridade de Jaccard e um total de 1000 aleatorizações. Além disso, foram geradas curvas de abundância relativa das espécies (rank- abundância) por tipo de área florestal para avaliar a heterogeneidade das florestas. As análises NMDS, ANOSIM e as curvas de abundância foram realizadas com o pacote “vegan” no software R (OKSANEN et al., 2019; R, 2018).

Para conhecer as espécies responsáveis pela similaridade/dissimilaridade entre as áreas florestais, foi realizada a análise percentual de similaridade (SIMPER, sigla em inglês). Além disso, para identificar espécies características dentro de cada área florestal foi realizada uma análise de espécies indicadoras (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997). A partir dessa análise foram consideradas as espécies com um valor indicador $\geq 0,70$ e $p < 0,05$. A composição florística foi descrita pelas espécies indicadoras. As análises SIMPER e de espécies indicadoras foram realizadas no pacote “vegan” e “indicspecies”, respectivamente no software R (CÁCERES; JASEN, 2016, R, 2018).

A espécie indicadora é definida como a mais característica de um determinado ecossistema, pela sua abundância ou distribuição geográfica. O método para quantificar o “valor indicador” de uma espécie combina o grau de especificidade de uma determinada espécie para um status ecológico, por exemplo, tipo de habitat e sua fidelidade dentro do status, medida através da sua percentagem de ocorrência (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997). O valor indicador é calculado para cada espécie de maneira independente e não há restrição do modo de categorização dos sítios

(habitats), que podem ser agrupar subjetivamente ou quantitativamente (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). A análise de espécies indicadoras seguiu os seguintes procedimentos:

i) Uma matriz de distância foi construída com a abundância das espécies em cada parcela e as unidades amostrais foram classificadas com análise de agrupamento; ii) a variável da classificação dos grupos foi inserida; iii) as espécies indicadoras de cada grupo foram apontadas através do cálculo da especificidade e fidelidade, obtendo-se o valor indicador individual (*IndVal*) para cada espécie usando o pacote “indicspecies” no software R; iv) o *IndVal* foi calculado com a fórmula apresentada a seguir para cada espécie; v) finalmente o cálculo da significância do índice de *IndVal* foi feito por aleatorização de Monte Carlo. Assim, o valor do índice foi aleatorizado 1000 vezes dentro das áreas florestais e o valor de *p* foi dado pelo número de vezes em que o índice observado foi igual ou maior que os valores aleatorizados.

$$IndVal_{ij} = A_{ij} + B_{ij} \times 100 \quad (1)$$

em que, A_{ij} é a especificidade da espécie *i*, que é dada pela abundância média dessa espécie no grupo *j* dividida pela soma das abundâncias médias da espécie *i* em todos os grupos; B_{ij} é a fidelidade da espécie, que é dada pelo número de locais do grupo *j* onde a espécie *i* ocorre dividido pelo número de locais do grupo *j*.

1.2.3.2 Diversidade e estrutura

A diversidade de espécies foi analisada por diferenças na riqueza de espécies e índices de diversidade de Shannon e Alpha de Fisher. O último índice tem algumas vantagens comparado com outros índices de diversidade, por ser pouco influenciado pelo tamanho da amostra ou pela abundância das espécies mais comuns (TAYLOR et al., 1976). Para comparação da riqueza e índices de diversidade, tendo como fator as áreas florestais, foram ajustados modelos lineares generalizados (MLG) com distribuição binomial negativa para a riqueza e distribuição gama para a diversidade, com função de ligação logarítmica (NELDER; WEDDERBURN, 1972). Também, para a riqueza de espécies, foram elaboradas curvas de rarefação entre as espécies e indivíduos, usando o modelo de distribuição de probabilidade no software PAST (HAMMER et al., 2001; COLWELL et al., 2012).

A estrutura da vegetação nas áreas florestais foi comparada pelas variáveis estruturais como: densidade (número de indivíduos por hectare), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), diâmetro médio (cm), altura do dossel (m) e distribuição de indivíduos e área basal por classes de tamanho. Para a comparação das variáveis estruturais tendo como fator as áreas florestais, foram ajustados MLG com a distribuição gama e função de ligação logarítmica (NELDER; WEDDERBURN, 1972).

Para as análises dos MGL das variáveis estruturais, riqueza e diversidade realizadas, foram utilizados os procedimentos *genmod* (do Programa estatístico SAS – *Free Statistical Statistical Software, SAS University Edition*) e para as comparações entre tratamentos foi utilizado o teste de Tukey-Kramer (WESTFALL et al., 1999). A qualidade dos ajustes de todos os modelos lineares generalizados foi feita através da análise dos resíduos de Pearson padronizados.

1.2.3.3 Influência dos fatores ambientais sobre a composição florística

A análise de redundância expressa com a partição da variância (VARPART) foi realizada para explicar a importância relativa das variáveis topográficas e edáficas sobre a composição florística, segundo o método aplicado em florestas tropicais por LEGENDRE et al. (2005), CHUST et al. (2006), CASTELLANOS-CASTRO; NEWTON (2015). Para isso, foi realizada a transformação de Hellinger na matriz de composição (abundância das espécies) para diminuir o peso das espécies mais abundantes na análise (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). As coordenadas geográficas de cada parcela foram transformadas em uma matriz de distâncias geográficas por meio da análise de coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM, sigla em inglês), usando a transformação logarítmica e distância euclidiana. Isso permitiu incorporá-la como uma variável explicativa na análise (DRAY et al., 2006). O método *Forward Selection* foi aplicado aos grupos de variáveis edáficas, de elevação e topográficas padronizadas separadamente, para selecionar quais contribuem significativamente na variação da composição florística (1000 aleatorizações e $p < 0,05$). As análises foram realizadas utilizando o pacote “vegan” no software R (OKSANEN et al., 2019; R, 2018).

Para conhecer as relações entre as variáveis topográficas e edáficas com a composição das áreas florestais foi realizada uma análise de componentes principais (PCA, sigla em inglês) no software estatístico *InfoStat* 2011 (DI RIENZO et al., 2011).

Também, foi realizada uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para detectar as principais variáveis ambientais que influenciam a semelhança florística entre as florestas estudadas. Para calcular a matriz de semelhança entre parcelas foi utilizada a similaridade de Bray Curtis. Os resultados foram representados num diagrama de ordenação NMDS, onde os valores de abundância de espécies e variáveis ambientais foram ajustados nos dois primeiros eixos da ordenação NMDS. Os coeficientes de correlação quadrada (r^2) e os valores empíricos $P < 0,05$ (p) foram calculados para esses ajustes lineares. A ordenação NMDS também foi realizada com o pacote “vegan” no software R (OKSANEN et al., 2019; R, 2018).

1.3 RESULTADOS

1.3.1 Diversidade Alfa

Nas 18 parcelas analisadas foram amostrados 4.265 indivíduos e foram determinadas 178 espécies que pertencem a 44 famílias botânicas (Apêndice A1). As cinco famílias mais numerosas foram Fabaceae (22,53 %), Meliaceae (10,83 %), Rutaceae (8,77 %), Euphobiaceae (6,10 %) e Apocynaceae (5,44 %), somando 54 % do total de indivíduos amostrados. A família de maior riqueza foi Fabaceae com 37 espécies, seguida de Myrtaceae com 17 espécies, Rutaceae com 15 espécies, Euphobiaceae e Lauraceae com nove espécies cada. Na Tabela 1.1 apresentam-se os valores de composição florística das áreas florestais avaliadas, as espécies dominantes e que apresentaram o maior valor de cobertura nas áreas florestais foram *Gallesia integrifolia* na MT e MSC, *Astronium graveolens* na MSE e *Parapiptadenia rigida* na MSJ.

Tabela 1.1 - Valores de composição florística nas áreas florestais da Floresta Estacional Semidecidual na cuesta de Botucatu. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).

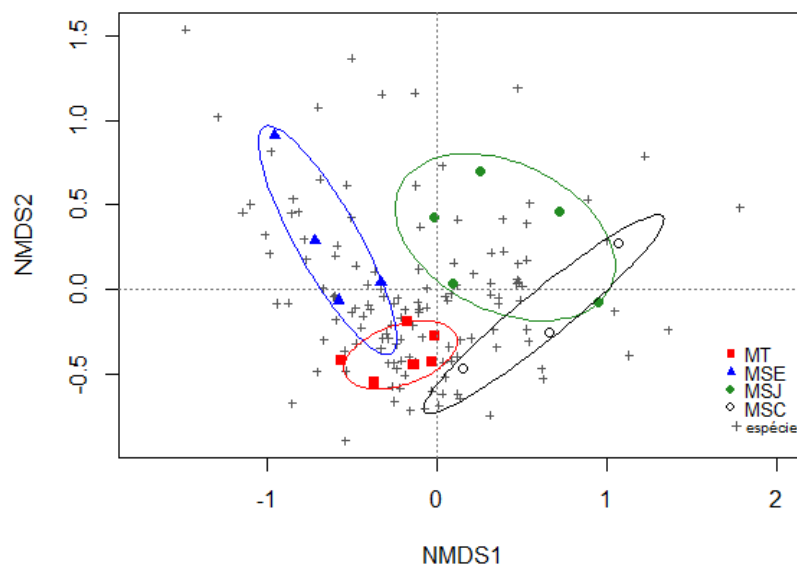
Número	MT	MSE	MSJ	MSC
Indivíduos	1345	996	1279	645
Espécies	112	93	90	63
Gêneros	79	68	70	53
Famílias	36	34	30	29

1.3.2 Diversidade Beta

A análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) mostrou o arranjo das quatro áreas florestais (Figura 1.2) e a análise de similaridade (ANOSIM) mostrou que essas áreas florestais formadas foram estatisticamente diferentes em termos de composição de espécies ($p = 0,001$). O valor de estresse da análise NMDS foi de 14,03 % ($p < 0,01$), que corresponde a uma variância explicada de 85,97 %, indicando que o diagrama é adequado para interpretação. Observa-se na Figura 1.2 uma partição ao longo do eixo 1 da ordenação NMDS ligada às espécies das áreas de MSJ e MSC sendo semelhantes, localizadas na direita no primeiro eixo do NMDS.

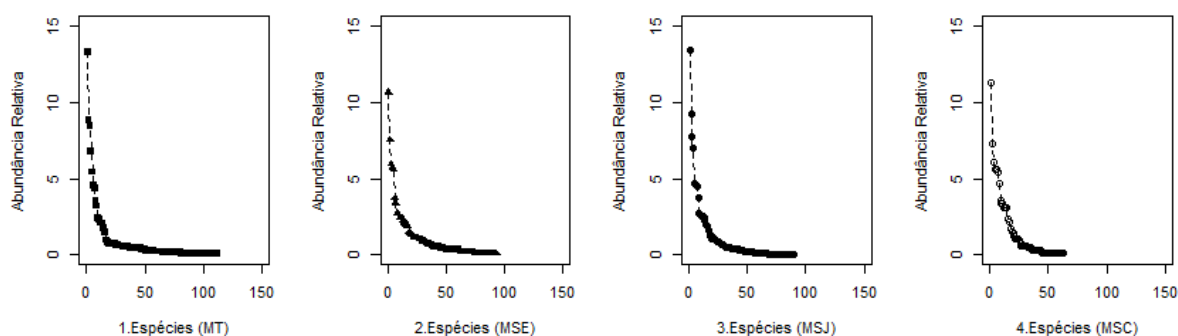
Por outro lado, as áreas de MT e MSE foram projetadas à esquerda do primeiro eixo, portanto, diferentes na composição de espécies das outras duas áreas. No segundo eixo de ordenação foi observada que existe separação das áreas MSE e MSJ (acima no diagrama) das MT e MSC (abaixo no diagrama), demonstrando semelhança na composição. As áreas MSE, MSJ e MSC tendem a ser muito mais variáveis devido ao padrão de separação, quando comparadas com a MT onde a floresta apresenta mais homogeneidade na composição florística.

Figura 1.2 - Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS, Stress: 0,14) apontando a distribuição das parcelas de 2000 m² segundo a similaridade de Índice de Jaccard na composição florística na Floresta Estacional Semidecidual, Botucatu, SP. MT: Mata tardia (quadrados vermelhos), MSE: Mata secundária ecotonal (triângulos azuis), MSJ: Mata secundária jovem (círculos verdes), MSC: Mata secundária ciliar (círculos brancos).



As curvas de abundância por tipo de área florestal foram diferentes, indicando a heterogeneidade das florestas avaliadas segundo o histórico de perturbação (Figura 1.3). Na MT as espécies mais abundantes foram *Metrodora nigra* (13,31%), *Trichilia clausenii* (8,85%), *Trichilia catigua* (8,48%), *Astronium graveolens* (6,77%) e *Gallesia integrifolia* (5,43%) somando 43% da abundância relativa das 112 espécies. Na MSE as espécies mais abundantes foram *Metrodorea nigra* (10,64%), *Myrciaria floribunda* (7,53%), *Astronium graveolens* (5,92%) e *Mabea fistulifera* (5,72%). Já na MSJ as espécies mais abundantes foram *Parapiptadenia rigida* (13,37%), *Trichilia pallida* (9,23%), *Machaerium scleroxylon* (7,74%) e *Tecoma stans* (6,95%, espécie exótica invasora), e na MSC foram as espécies *Urera baccifera* (11,32%), *Anadenanthera colubrina* (7,28%), *Aloysia virgata* e *Tecoma stans* (6,05%).

Figura 1.3 - Curvas das espécies (Rank-abundance plot, Whittaker 1965) de acordo com sua abundância relativa. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).



A mata secundária ecotonal e ciliar foram as florestas que apresentaram a maior dissimilaridade florística (Tabela 1.2). Já, a mata tardia e ecotonal foram áreas florestais que apresentaram menor dissimilaridade florística. As espécies que contribuem na dissimilaridade entre as áreas foram *Parapiptadenia rigida* e *Metrodorea nigra*, espécies típicas de Florestas Estacionais Semidecíduais identificadas nas áreas de MT, MSE e MSC. Essas espécies não conseguem se estabelecer no ambiente hostil com déficit hídrico e baixa umidade relativa (DURIGAN et al., 2012).

Tabela 1.2 - Valores de dissimilaridade florística entre as áreas florestais e espécies que contribuem com a presença e abundância na diferença florística na Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).

MT e MSE		Dissimilaridade média = 73,81 %				
Espécies	MT	MSE				
	Abund. Media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Metrodorea nigra</i>	29,83	26,50	0,05	1,49	6,74	6,74
<i>Trichilia clausenii</i>	19,83	0,00	0,04	0,83	5,62	12,36
<i>Myrciaria floribunda</i>	0,17	18,75	0,03	0,59	4,66	17,02
<i>Trichilia catigua</i>	19,00	4,75	0,03	1,30	4,51	21,53
<i>Astronium graveolens</i>	15,17	14,75	0,03	1,43	4,32	25,84
MT e MSJ		Dissimilaridade média = 85,89 %				
Espécies	MT	MSJ				
	Abund. Media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Parapiptadenia rigida</i>	5,33	34,20	0,07	1,05	8,02	8,02
<i>Metrodorea nigra</i>	29,83	6,20	0,06	1,27	6,71	14,73
<i>Trichilia pallida</i>	0,83	23,60	0,04	0,54	4,83	19,56
<i>Trichilia clausenii</i>	19,83	0,00	0,04	0,83	4,80	24,36
<i>Machaerium scleroxylon</i>	1,67	19,80	0,04	0,52	4,61	28,97
MT e MSC		Dissimilaridade média = 80,73 %				
Espécies	MT	MSC				
	Abund. Media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Metrodorea nigra</i>	29,83	1,33	0,07	1,29	8,14	8,14
<i>Urera baccifera</i>	7,17	24,33	0,05	0,90	6,33	14,47
<i>Trichilia clausenii</i>	19,83	3,67	0,04	0,82	5,10	19,56
<i>Trichilia catigua</i>	19,00	2,33	0,04	1,38	4,91	24,47
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,00	15,67	0,04	0,68	4,67	29,14
MSE e MSJ		Dissimilaridade média = 88,12 %				
Espécies	MSE	MSJ				
	Abund. Media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,50	34,20	0,07	1,02	7,80	7,80
<i>Metrodorea nigra</i>	26,50	6,20	0,05	1,36	5,67	13,47
<i>Trichilia pallida</i>	6,00	23,60	0,04	0,64	4,97	18,44
<i>Machaerium scleroxylon</i>	0,00	19,80	0,04	0,51	4,27	22,71
<i>Tecoma stans</i>	0,00	17,80	0,04	0,49	4,16	26,86
MSE e MSC		Dissimilaridade média = 90,78 %				
Espécies	MSE	MSC				
	Abund. Media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Metrodorea nigra</i>	26,50	1,33	0,06	1,48	6,51	6,51
<i>Urera baccifera</i>	2,25	24,33	0,05	0,87	5,65	12,16
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,00	15,67	0,04	0,67	3,92	16,08
<i>Myrciaria floribunda</i>	18,75	0,00	0,03	0,58	3,84	19,92
<i>Astronium graveolens</i>	14,75	0,67	0,03	1,32	3,53	23,45
MSJ e MSC		Dissimilaridade média = 80,04 %				
Espécies	MSJ	MSC				
	Abund. Media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Parapiptadenia rigida</i>	34,20	12,00	0,07	1,12	8,61	8,61
<i>Tecoma stans</i>	17,80	13,00	0,05	0,77	6,87	15,48
<i>Urera baccifera</i>	2,80	24,33	0,05	0,88	6,42	21,90
<i>Machaerium scleroxylon</i>	19,80	10,00	0,05	0,73	6,40	28,30
<i>Trichilia pallida</i>	23,60	0,00	0,04	0,52	5,20	33,51

A análise das espécies indicadoras mostrou para as quatro áreas florestais um total de 25 espécies indicadoras com $VI \geq 0,70$; $P < 0,05$ (Tabela 1.3). Sendo que 10 espécies pertencem à área de MT, 14 espécies à MSE, 3 espécies à MSJ e 8 espécies a MSC. As espécies com maior valor indicador foram: *Astronium graveolens*

e *Aspidosperma polyneuron* na MT, *Zeyheria tuberculosa* na MSE, *Casearia sylvestris* na MSJ e *Gallesia integrifolia* na MSC.

Na mata tardia, a presença de *Astronium graveolens* (455 ind/ha) e *Aspidosperma polyneuron* (305 ind/ha) indica de que esta área florestal foi pouco perturbada, uma vez que são consideradas espécies de sucessão tardia.

Tabela 1.3 - Valor indicador (VI $\geq$ 0,70; $p < 0,05$) para as espécies indicadoras e sua família botânica nas áreas florestais da Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu.

Familia	Espécies indicadoras	Valor indicador			
		MT	MSE	MSJ	MSC
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i>		0,93		
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	0,91			
Apocynaceae	<i>Aspidosperma subincanum</i>		0,71		
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	0,98			
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>		0,91	0,91	
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>			0,87	0,87
Rutaceae	<i>Esenbeckia febrifuga</i>		0,71		
Myrtaceae	<i>Eugenia blastantha</i>	0,89	0,89		
Myrtaceae	<i>Eugenia ramboi</i>	0,87	0,87		
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i>		0,78		
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	0,90			0,90
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>				0,86
Malvaceae	<i>Heliocarpus popayanensis</i>				0,75
Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense</i>			0,88	0,88
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i>	0,89	0,89		
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i>	0,76	0,76		
Rutaceae	<i>Pilocarpus parviflorus</i>		0,71		
Rutaceae	<i>Pilocarpus pauciflorus</i>		0,78		
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i>		0,83		
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	0,82			
Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i>	0,82			0,82
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i>	0,88			0,88
Caricaceae	<i>Vasconcellea quercifolia</i>				0,82
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i>		0,71		
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i>		0,96		

MT: Mata tardia. MSE: Mata secundária ecotonal. MSJ: Mata secundária jovem. MSC: Mata secundária ciliar.

1.3.3 Riqueza

Ao comparar as médias da riqueza (número de espécies) e índices de diversidade Shannon e Fisher- α foram encontradas diferenças significativas entre as

áreas florestais (Tabela 1.4). Sendo a MT que apresentou maior riqueza e diversidade quando comparada com as outras áreas florestais.

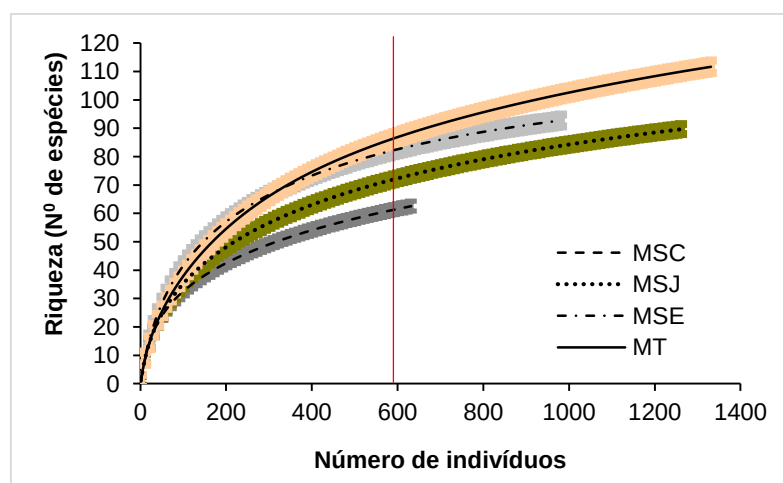
Tabela 1.4 - Comparação da média de riqueza e índices de diversidade de Shannon e Fisher- α , erro padrão da média (em parêntesis), para as áreas florestais na *cuesta* de Botucatu. MT: Mata tardia. MSE: Mata secundária ecotonal. MSJ; Mata secundária jovem. MSC: Mata secundária ciliar.

Índice	Áreas florestais			
	MT	MSE	MSJ	MSC
Riqueza	46,25 (0,17) a*	43,50 (0,15) b	32,49 (0,30) c	31,37 (0,27) d
Shannon	3,01 (0,01) a	3,02 (0,01) a	2,46 (0,01) c	2,73 (0,01) b
Fisher- α	17,80 (0,10) a	15,61 (0,11) b	10,21 (0,13) c	10,32 (0,13) c

*Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.

A curva de rarefação mostra que a riqueza das áreas florestais difere conforme o gradiente sucessional ou menor intensidade de perturbação (Figura 1.4). Na MSC foram estimadas 63 espécies com 600 indivíduos, apresentando a menor riqueza quando comparadas com as outras áreas florestais. A MSE obteve um total de 93 espécies estimadas em 1000 indivíduos (aproximadamente 1 hectare), quando comparada com a MSJ, onde registrou-se 84 espécies nessa mesma quantidade de indivíduos, o seja, a MSE apresenta nove espécies a mais das registradas na MSJ. No entanto, a maior riqueza estimada foi na MT com 103 espécies estimadas quando atingimos um hectare. Essa área foi a menos perturbada, tendo sido extraída madeira de *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa) nos anos 80s (ORTEGA; ENGEL, 1992).

Figura 1.4 - Curva de rarefação do componente arbóreo nas áreas florestais na *cuesta* de Botucatu. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).



1.3.4 Estrutura

De acordo com os resultados obtidos a partir dos modelos lineares generalizados (MLG) e o teste de comparação de médias das variáveis estruturais nas áreas florestais, observou-se que a densidade (número de indivíduos por hectare) apresentou diferença significativa entre as áreas florestais, sendo maior na MSJ. A floresta apresenta, em média, 1185 indivíduos por hectare (Tabela 1.5). Quanto à área basal, a MT e MSC não apresentaram diferença significativa entre elas, o mesmo comportamento observou-se entre a MSJ e MSE. Nas áreas florestais foi registrada uma área basal média de 25 m² ha⁻¹ (Tabela 1.5).

Tabela 1.5 - Comparação da média para as variáveis estruturais, erro padrão da média (em parêntesis) para cada área florestal e para área total. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).

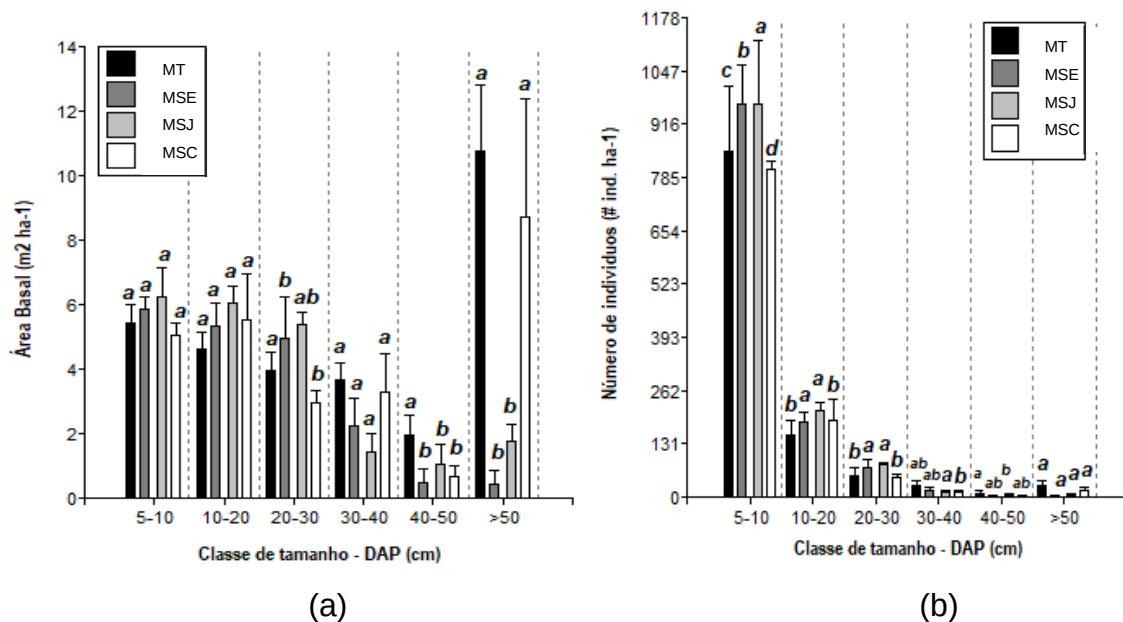
Variáveis estruturais	Área								Área total
	1		2		3		4		
	MT		MSE		MSJ		MSC		
Número de indivíduos (ha)	1152,89	c*	1286,21	b	1355,40	a	1082,27	d	1184,72
	(4,96)		(7,77)		(9,09)		(3,51)		(58,65)
Área basal (m² ha⁻¹)	30,37	a	19,29	b	21,92	b	26,15	a	24,85
	(2,37)		(2,90)		(2,60)		(3,35)		(1,64)
Diâmetro médio (cm)	13,83	a	11,77	c	12,34	bc	13,02	ab	13,84
	(0,34)		(0,24)		(0,23)		(0,47)		(0,46)
Altura do dossel médio (m)	7,89	a	7,27	b	7,77	a	6,53	c	7,84
	(0,12)		(0,11)		(0,10)		(0,13)		(0,24)

*Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.

A análise MLG de área basal por classe de tamanho mostrou diferenças estatísticas entre as árvores das áreas florestais a partir de 20 cm até > 50 cm DAP (Figura 1.5a). Na classe de tamanho > 50 cm de DAP na MT e MSC observou-se que a média de área basal foi superior e diferente estatisticamente das MSE e MSJ. Quanto na abundancia, a análise dos MLG mostrou diferenças estatísticas entre as áreas florestais a partir da primeira classe diamétrica, exceto nas arvores > 50 cm DAP (Figura 1.5b).

Na classe de tamanho 10-20 e 20-30 cm a MT e MSC não foram diferentes, mas as MSE e MSJ apresentaram diferença quando comparadas com a MT e MSC. Já nas ultimas classes de tamanho observou-se que não houve diferença estatística da MT quando comparada com a MSJ e MSE. Por outro lado, a distribuição por classe de tamanho do número de indivíduos apresenta a forma exponencial negativa (J invertida) para as áreas florestais, o que caracteriza as florestas tropicais secundárias (Figura 5b).

Figura 1.5 - Distribuição por hectare da (a) área basal total e (b) número total de indivíduos por classes de tamanho para as árvores ≥ 5 cm DAP, nas áreas de Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ) e Mata secundária ciliar (MSC). Letras diferentes derivadas da análise modelo linear generalizado (MLG) e do teste de Tukey-Kramer, $P < 0,05$ indicam diferenças significativas entre as áreas.



1.3.5 Composição florística e a relação com as variáveis ambientais

A análise de redundância ou partição da variância entre a composição florística e as variáveis ambientais, mostrou que as variáveis edáficas (Apêndice B1), geográficas, elevação e topográficas selecionadas na análise *Fordward Selection* explicaram 40 % da variação da composição florística (Tabela 6), sendo que 60% da variabilidade pode estar explicada por outras variáveis ambientais como as climáticas ou por variáveis abióticas como a luz, o vento que neste estudo não foram avaliadas. As variáveis edáficas (pH, MO, CTC, V%, SB, N, P, K, Ca, Mg, S, C, Fe, B, Cu, Zn, Mn, Al³⁺) explicaram a maior variação da composição florística na Floresta Estacional

Semidecidual da *cuesta* de Botucatu em relação as variáveis de elevação e topográficas (Tabela 1.6). Especificamente, o fósforo, alumínio e saturação por bases explicaram a variação da composição florística com maior proporção.

Tabela 1.6 - Valores de partição da variância (F; $P < 0,05$) das variáveis ambientais e da composição florística na Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP.

Variáveis ambientais	Composição florística			
	Variável	% Variação	F	p-value
Edáfica	P, Al, V%	0,37	2,70	0,001***
Geográfica	Cood. UTM	0,09	1,66	0,048*
Elevação	Altitude	0,11	2,01	0,017*
Topográfica	Decl, ITU	0,10	1,77	0,027*
Todas		0,40	1,19	0,033*

* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$. P: fósforo, V%: saturação por bases, Decl: declividade, ITU: índice topográfico de umidade.

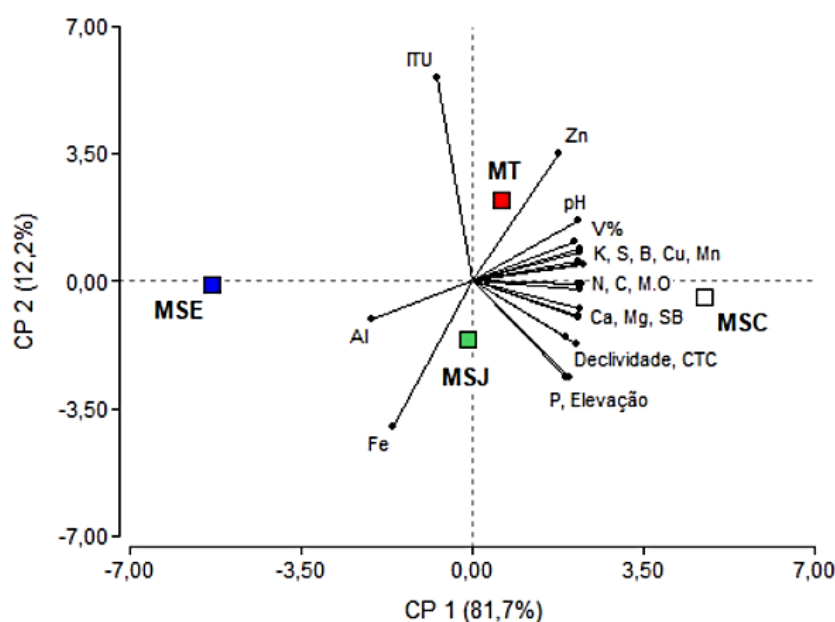
A análise de componentes principais (Figura 1.6) permitiu avaliar a relação entre os atributos florísticos das florestas estudadas e as características do solo e as topográficas. O primeiro componente principal, combinação linear das 21 variáveis avaliadas, explicou 81,7% da variância total e separou a MT e MSC (direita no diagrama PCA), baseado nas características do solo e topográficas da MSJ e MSE (esquerda no diagrama PCA). O segundo componente principal explicou 12,2% da variância total, separando a MT (acima no diagrama PCA) das outras áreas florestais, os dois primeiros eixos fatoriais somam 94% da variância total (Apêndice C1). Em geral, verifica-se que as florestas tardias e conservadas estão associadas a solos argilosos, profundos e que apresentam maior concentração de macronutrientes no solo e as florestas secundárias jovens estão associadas a solo com maior porcentagem de micronutrientes e declividade, em altitudes elevadas.

Também, observa-se na Figura 1.6 que o pH, a matéria orgânica, capacidade de troca de cátions (CTC) e saturação por bases (V%) apresentaram correlação positiva maior que 98% e significativa ($p < 0,05$) com os macronutrientes N, P, K, Ca, S, C, e Mg associados as áreas de MT e MSC. Os micronutrientes B, Cu, Mn, apresentaram correlação positiva maior a 98% e significativa ($p < 0,05$) com o carbono, também associados as áreas de MT e MSC.

O alumínio apresentou correlação negativa e significativa com pH ($p=0,03$; $r=-0,97$), V% ($p=0,001$; $r=-0,99$) e N ($p=0,04$; $r=-0,96$) associadas as áreas de MSJ e

MSE. A declividade e a elevação apresentaram correlação positiva e significativa ($p=0,022$; $r=0,97$) associada com as áreas de MSC e MSJ (Figura 1.6).

Figura 1.6 - Análises de componentes principais (PCA) da relação entre as áreas florestais: Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC) e as variáveis edáficas e topográficas.



Também, as variáveis edáficas apresentaram forte correlação significativa com os eixos de ordenação do NMDS, enquanto as variáveis topográficas apresentaram menor correlação (Tabela 1.7). Os fatores P, CTC, SB, Mg, matéria orgânica, Ca, C e S ($r^2 = \geq 0,70$; $p = 0,001$) na primeira componente NMDS foram os preditores mais relevantes das áreas florestais na Floresta Estacional Semidecidual. Os valores indicam alta variabilidade da composição florística, embora existam 5 espécies (2,8 % do total) que crescem indiferentemente em todas as áreas florestais como *Alchornea sidifolia*, *Casearia gossypiosperma*, *Machaerium stipitatum*, *Senegalia polyphylla* e *Zanthoxylum rhoifolium*.

Tabela 1.7 - Variáveis topográficas e edáficas a partir dos eixos da ordenação escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) que incidem no agrupamento das áreas florestais.

Variáveis	NMDS1	NMDS2	r ²	p-value
Topográficas				
Elevação	0,87638	-0,48162	0,43	0,019*
Declividade	0,85421	-0,51993	0,36	0,037*
ITU	-0,97895	-0,20411	0,09	0,523
Edáficas				
P	0,99941	0,03449	0,71	0,001***
CTC	0,96518	-0,26157	0,75	0,001***
SB	0,87179	-0,48989	0,80	0,001***
Mg	0,87941	-0,47606	0,78	0,001***
MO	0,87703	-0,48043	0,54	0,004**
Ca	0,87528	-0,48361	0,78	0,001***
C	0,77159	-0,63612	0,62	0,004**
S	0,70994	-0,70426	0,50	0,008**
Cu	0,67374	-0,73897	0,45	0,008**
Mn	0,62462	-0,78093	0,42	0,025*
V%	0,60154	-0,79884	0,79	0,001***
B	0,59101	-0,80666	0,39	0,021*
K	0,57878	-0,81548	0,55	0,01**
Al	-0,56296	0,82648	0,72	0,001***
pH	0,53255	-0,8464	0,67	0,001***
N	0,5227	-0,85252	0,33	0,041*
H+Al	-0,08769	0,99615	0,56	0,003**
Fe	0,02481	0,99969	0,49	0,006**
Zn	0,39648	-0,91804	0,14	0,315

* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$. ITU: índice topográfico de umidade.

V%: saturação por bases. SB: soma de bases.

1.4 DISCUSSÃO

1.4.1 Composição florística, diversidade e estrutura

A composição florística na mata tardia (MT) apresentou similaridade florística com a mata secundária ecotonal (MSE) com 40 anos de idade aproximada (Figura 1.2) e maior dissimilaridade com a mata secundária jovem (MSJ) com 20 anos de idade aproximadamente (Tabela 1.2). Isso evidencia que a recuperação da composição florística na MSJ foi muito mais lenta (MARTIN et al., 2013; DERROIRE et al., 2016) devido à baixa capacidade de dispersão das espécies, por exemplo, espécies secundárias tardias, bem como ao tempo de vida das árvores, muitas vezes

séculos de duração, que resulta na lenta substituição das espécies durante a sucessão (ROZENDAAL et al., 2019). Portanto, a composição florística foi a principal diferença entre as áreas florestais secundárias estudadas (Figura 1.3), isso pode ser um reflexo do histórico de perturbação.

Metrodora nigra (895 indivíduos por hectare) e *Astronium graveolens* (455 indivíduos por hectare) foram as espécies mais abundante na MT e MSE, essas espécies determinaram a similaridade entre estas áreas florestais. Rozza (1997) e Cassola (2008), estudando também uma floresta que sofreu extração seletiva de madeira encontraram a espécie *Metrodora nigra* com a maior densidade relativa do que em florestas pouco alteradas.

As espécies *Parapiptadenia rigida* e *Trichilia pallida* foram as mais abundantes na MSJ quando comparadas com a MT e MSE, portanto essas espécies determinaram a dissimilaridade florística entre estas áreas florestais. Entretanto *Urera bacifera* e *Anadenanthera colubrina* foram as espécies com maior abundância na MSC quando comparadas com a MT e MSE, portanto essas espécies determinaram a dissimilaridade florística entre estas áreas florestais (Tabela 1.2). Cabe indicar que *Urera bacifera* é uma espécie restrita às áreas de clareiras ou em suas bordas (CASSOLA, 2008).

Também, os resultados florísticos analisados neste estudo evidenciam que a composição florística varia entre áreas próximas, por exemplo a MT e a MSC localizadas geograficamente próximas apresentam dissimilaridade florística de 81% (Figura 1.4 e Tabela 1.2), e mesmo entre diferentes trechos de áreas contínuas (MARTIN et al., 2011) como a MT e a MSE com uma dissimilaridade florística de 74%. Pagano et al. (1995), indicaram que as diferenças na composição florística observadas em trechos muito próximos são características estruturais das florestas semidecíduais na Mata Atlântica.

Além disso, a dissimilaridade na composição florística pode estar influenciada pelas características edáficas das áreas florestais. Assim, a MT localização na frente da *cuesta* (escarpa arenítica-basáltica), a MSE localizada na depressão periférica da *cuesta* de Botucatu e a MSC localizada no reverso da *cuesta* apresentam diferentes características edáficas.

Na área do reverso, é caracterizado por latossolos dessaturados, caulíníticos e de textura média testemunham a superfície regional mais antiga do Terciário. Na depressão, predominam areias quartzosas, relacionadas a uma superfície

Pliopleistocênica, enquanto na escarpa, há maior diversidade de solos, principalmente solos litólicos, numa superfície Pleistocênica-Holocênica que vem sendo intensamente dissecada (JORGE; SARTORI, 2002). A rede de drenagem acompanha também a variabilidade, uma vez que a sua evolução, a dos solos e a do relevo estão intimamente relacionadas. As áreas florestais observadas representam etapas da própria evolução da paisagem, de acordo com interpretações sobre a cronologia de alterações dos solos e suas correlações com as superfícies geomorfológicas associadas (JORGE, 2000).

Identificamos 25 espécies como fortes indicadores ($VI \geq 0,70$; $p < 0,05$) das florestas secundárias (Tabela 1.3). As espécies indicadoras exclusivas e compartilhadas nas áreas florestais evidenciam o estado de conservação das áreas florestais analisadas (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). Na MT as espécies indicadoras encontradas foram *Astronium graveolens* e *Aspidosperma polyneuron*, as quais são espécies características e indicadoras de áreas conservadas da Floresta Estacional Semidecidual, cujas características ecológicas das espécies estão ligadas as espécies secundárias tardias (FINEGAN, 1992; SALIS et al., 1995; LORENZI, 2002), e portanto, infere-se que esta área é formada por espécies florestais de avançada sucessão (GANDOLFI et al., 1995).

Entretanto, na MSE a *Zeyheria tuberculosa* foi a espécie com maior valor indicador. Essa espécie é generalista com alta plasticidade ecológica, capaz de se estabelecer e sobreviver no Cerrado e na Floresta Estacional Semidecidual, ou pode ocorrer em ambos ambientes. Também, a espécie pode ocorrer em áreas de transição (ecotono) tornando-se muito abundante, como no “cerradão” (transição entre o Cerrado e a Floresta Estacional Semidecidual) (DURIGAN et al., 2012). Também, as espécies indicadoras *Casearia sylvestris* e *Zeyheria tuberculosa* na MSE são espécies secundárias (CRESTANA et al., 2004), indicando que esta comunidade apresenta um estágio intermediário de sucessão, provavelmente devido às perturbações.

Já na MSJ a *Casearia sylvestris* foi a espécie indicadora com maior valor. Esta espécie prefere florestas primárias alteradas, onde existe menor incidência de luz. Também, após desmatamento, pode-se tornar invasora de pastagem cultivada (POTT; POTT, 1994). Porém, a espécie *Parapiptadenia rigida* com maior abundância nesta área florestal, não foi identificada como espécie indicadora. Segundo Carvalho (2003), *P. rigida* é uma espécie agressiva, comum a terrenos abandonados e

formações secundárias, além de ter observado regeneração abundante da espécie em clareiras em povoamentos implantados.

Na MSC foi a *Gallesia integrifolia* a espécie com maior valor indicador. Além disso, a espécie foi a mais dominância na área, sendo uma espécie característica de mata ciliar e Floresta Estacional Semidecidual, também é uma espécie recomendada para a recuperação de matas ciliares (FREGONEZI, 2016).

Todas as espécies indicadoras foram registradas em estudos fitossociológicos em Florestas Estacionais Semidecíduais realizados por Ortega e Engel (1992); Fonseca e Rodriguez (2000); Toniato e Oliveira-Filho (2004); Jorge et al. (2015), o que permitiu inferir que são indicadoras deste ecossistema na região centro-sul do Estado de São Paulo. Apesar da presença de espécies tardias em florestas secundárias (NORDEN et al., 2009; VAN BREUGEL et al., 2013), como as espécies registradas na MT, estima-se que a recuperação total da composição florestal primária leve séculos, assumindo a disponibilidade de propágulos, devido a que fragmentos podem perder o potencial de fornecimento de propágulos para a restauração quando perdem espécies, ou quando têm a estrutura alterada em função dos efeitos da fragmentação.

Notavelmente, a riqueza total (178 espécies) encontrada nas florestas secundárias analisadas contribuem na diversidade das florestas tropicais atlânticas, devido ao histórico de perturbação das florestas (MARQUE et al., 2011; OLIVEIRA-FILHO et al., 2013). A MT apresentou a maior riqueza e diversidade (Tabela 1.4), por ser pouco perturbada nos anos 80s pela extração seletiva de madeira, resultado similar ao reportado por Toniato e Oliveira-Filho (2004) em florestas secundárias atlânticas de Brasil. Também, os resultados evidenciam uma boa recuperação das outras áreas avaliadas, como a MSJ que no passado foi mais alteradas por incêndios, extração de madeira, capoeiras jovens ou degradadas pela passagem do fogo e pastagem abandonados (ORTEGA; ENGEL, 1992).

Os resultados da riqueza e composição florística encontrados nas florestas secundárias estudadas, resultado de distúrbios naturais e atividades antrópicas, confirmam o indicado por Rozendaal et al. (2019), onde as florestas secundárias devem manter os processos de sucessão natural para sustentar as comunidades de espécies na paisagem e assim melhorar a conectividade, particularmente onde florestas antigas estão próximas. Além disso, a recuperação relativa da riqueza de espécies é provavelmente facilitada pelos legados da floresta (por exemplo, um banco de sementes no solo, tocos de árvores e raízes das quais as árvores se estabelecem),

árvores remanescentes que atraem agentes de dispersão de sementes e pela disponibilidade de propágulos na paisagem matriz (GUNTER et al., 2007).

As curvas de rarefação geradas no estudo para as áreas florestais (Figura 1.4) também evidenciam a heterogeneidade das áreas florestais secundárias devido ao histórico de perturbação. Além disso, as tendências das curvas de rarefação não apresentarão uma estabilização o que confirma o indicado por Schilling e Batista (2008), em florestas tropicais devido à alta riqueza de espécies, a curva não apresenta estabilização mesmo com grandes tamanhos de amostra. Por exemplo: a MT com 103 espécies estimadas quando atingimos um hectare não apresentou um ponto de inflexão. Isso mostra que a variação florística (diversidade beta) é explicada pelo intercambio da composição florística entre fragmentos próximos, onde a distância geográfica explica de forma significativa a composição florística, como afirmam Chust et al. (2006); Chain et al. (2012) e Castellanos-Castro e Newton (2015).

Também, segundo Gunter et al. (2007), a troca de espécies e a regeneração natural estão positivamente associadas à proximidade das bordas da floresta, uma vez que a dispersão de sementes é facilitada, e que mais tarde contribuirá para a similaridade da composição florística como o evidenciado na similaridade florística entre as áreas florestais avaliadas.

A heterogeneidade das variáveis ambientais e ecológicas se reflete também na estrutura das áreas florestais, com vegetação distribuída ao longo de gradientes e em mosaicos de vegetação (FÁVERO et al. 2015). As preferências de habitat e as distribuições geográficas variam amplamente entre as espécies (RICKLEFS, 2002). O resultado da análise da distribuição dos indivíduos entre classes diamétricas indicou que as áreas florestais apresentam flutuações estáveis (Figura 1.5), apesar ter diferentes mosaicos de vegetação resultado dos processos de perturbação. Considera-se estável uma floresta ou população se essa distribuição se enquadra no modelo exponencial negativo (o chamado “J invertido”) (FABER-LANGENDOEN; GENTRY 1991, DURIGAN, 2012).

Portanto, os resultados da similaridade/dissimilaridade e espécies indicadoras das associações em grupos ecológicos ligados à variação florística são o efeito de processos de sucessão natural após 20 ou 40 anos das perturbações antrópicas, onde variáveis ambientais e tempo marcam a diferença nos parâmetros da vegetação. As florestas secundárias levam um tempo médio de cinco décadas para recuperar a riqueza de espécies de florestas primárias - 80% de recuperação após 20 anos -

(DeWALT et al., 2003; ZANINI et al., 2014; ROZENDAAL et al., 2019). Da mesma forma, a idade das florestas secundárias é positivamente associada a valores de diversidade (TOLEDO; SALICK, 2006) e, principalmente, na estrutura como a área basal (DeWALT et al., 2003). Portanto, podemos deduzir que a composição florística, a riqueza de espécies e a estrutura são também explicadas pela idade cronológica das florestas avaliadas.

1.4.2 Composição florística e a relação com as variáveis ambientais

O resultado da análise de redundância ou partição de variâncias (Tabela 1.6), bem como da análise NMDS (Tabela 1.7), mostrou que o solo é o fator ambiental que explica a maior variação na composição florística em áreas de floresta secundária com diferentes históricos de perturbações, o que concorda com Martins et al. (2015), que afirmam que as características do solo e a idade da floresta determinam as diferenças nas assembleias comunitárias entre os solos. No entanto, é importante indicar que a vegetação é o resultado da interação de variáveis climáticas, edáficas, topográficas e geográficas (PHILLIPS et al., 2003; CHUST et al., 2006; CAGLIONI et al., 2018).

Porém, ao analisar a correlação das variáveis do solo com as áreas florestais encontramos que as características alumínio e ferro separam as áreas de MSJ e MSE das áreas de MT e MSC, e que o índice topográfico de umidade (ITU) separa a MT das outras áreas florestais (Figura 6). Além disso, mostrou que os macronutrientes, como N, P, K, Ca e S, e os micronutrientes como B, Cu e Mn, apresentaram correlação positiva e significativa com as áreas de MT e MSC, evidenciando maior fertilidade nessas áreas florestais. A MT que apresentou boa fertilidade e umidade apresentou a maior diversidade, riqueza e área basal. Segundo Martins et al. as florestas que crescem em diferentes tipos de solo diferem em diversidade e estrutura, o qual foi evidenciado nos resultados encontrados nas áreas florestais (Tabelas 1.4 e 1.5).

Também, a diversidade das espécies varia entre florestas o que pode estar associado a condições ambientais distintas de cada tipo de floresta (DENG et al., 2008). Uma maior diversidade de árvores em solos bem drenados (humidade) tem sido demonstrada (DENG et al., 2008). Neste estudo, a MSJ apresentou menor diversidade em comparação com as outras áreas florestais (Tabela 1.4), o que pode estar relacionado à restrição apontada por Deng et al. (2008).

Nos estudos realizados em florestas tropicais, os macronutrientes Ca e Mg têm sido reportados como nutrientes que contribuem na diferenciação da composição florística, o mesmo acontece nas florestas secundárias avaliadas (POTTS et al., 2002; RUOKOLAINEN, 2007). Por outro lado, as correlações positivas e significativas encontradas nos componentes principais entre o pH (< 5) e os micronutrientes (Cu, Mn e Zn) nas áreas florestais atlânticas não coincidem com as comparações relatadas por John et al. (2007). Nesse estudo, o pH (< 5) nas florestas tropicais não está correlacionado com o Cu, Mn e Zn. Isso pode ser devido aos resultados da composição florística e estrutura serem atributos essenciais dos ecossistemas florestais que podem mudar segundo as características ambientais e atividades antrópicas, como o apontado por Mandal e Joshi (2014), que sugeriram que as características de estrutura, composição e funções dos ecossistemas florestais poderia mudar em resposta ao clima, topografia, solo e distúrbios.

Os resultados encontrados nas áreas florestais confirmam que a organização de espécies florestais em uma mesma encosta revela especificidades interativas com a geologia, geomorfologia, hidrologia e pedologia, incorrendo em variações florísticas e estruturais consideráveis (KOTCHETKOFF-HENRIQUES et al., 2005; EISENLOHR et al., 2013; VIEIRA et al., 2014; MAÇANEIRO et al., 2016). Nestas encostas, em relevos menos inclinados, geralmente em menores altitudes, predominam solos mais profundos, argilosos e bem drenados devido à declividade, propiciando condições favoráveis para o desenvolvimento da vegetação e afetando suas principais características como a maior riqueza, o maior porte e, conseqüentemente, a menor densidade de indivíduos arbóreos (KLEIN, 1980; RODRIGUES et al., 2007). Já nas maiores declividades, a fertilidade dos solos diminui nos primeiros horizontes o que influi no desenvolvimento da vegetação arbórea, gerando fisionomias constituídas por árvores de menor porte e aumento da densidade (KLEIN, 1980), além de menor riqueza (BLUM et al., 2011; JOLY et al., 2012).

1.5 CONCLUSÕES

A dissimilaridade florística média nas áreas florestais avaliadas foi alta (73%), indicando que a recuperação taxonômica pode ser lenta, em paisagens de pastagens abandonadas (MSJ). Podemos inferir que a composição florística tarda mais de 40

anos em recuperar-se em áreas de perturbadas, como se evidenciou com a análise de dissimilaridade e espécies indicadoras determinadas nas florestas estudadas.

Em áreas de floresta com menos distúrbios antrópicos, a riqueza e a diversidade de espécies foram maiores, como na floresta tardia e na floresta secundária ecotonal devido às características do solo após o distúrbio antrópico.

A estrutura das florestas avaliadas não apresentou um padrão definido entre as florestas tardias, floresta ecotonal, floresta secundária jovem e floresta ciliar. Sendo que, somente a densidade nas florestas avaliadas apresentou diferenças, mas a área basal não apresentou essas diferenças, quando comparou-se a floresta tardia e ciliar, o mesmo foi observado quando comparou-se a floresta ecotonal e jovem.

As variáveis edáficas explicaram 37% da variabilidade na composição florísticas nas florestas estudadas. As interações entre espécies e ambiente são de importância mais ampla do que se supunha anteriormente na determinação da composição florística, melhorando a biodiversidade a longo prazo, mediando as mudanças climáticas e fornecendo um conjunto interdependente de processos de seleção, além do ambiente, especialmente em um ecossistema complexo e cada vez mais ameaçado, como as florestas atlânticas brasileiras.

REFERÊNCIAS

- ALVES, T.; FONSECA, R; ENGEL, V. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na *cuesta* de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia: Série Zoologia**, v. 102, n. 2, p. 150-158, 2012.
- BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. O clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **Floresta**, v.41, p.589-598, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v41i3.24052>
- BRITO, A; FERREIRA, M.Z.; MELLO, J.M.; SCOLFORO, JRS.; OLIVEIRA, A.D.; ACEWRBI, F.W. Comparação entre os métodos de quadrantes e PRODAN para análises florística, fitossociológica e volumétrica. **Revista Cerne**, v. 13, p. 399-405. 2007.
- CAGLIONI, E.; UHLMANN, A.; RIBAS- CURCIO, G.; RAMOS, M.; BONNET, A.; JUNCKES, A. R. Altitude e solos determinam variações abruptas da vegetação em gradiente altitudinal de Mata Atlântica. **Rodriguésia**, v. 69, n.4, p. 2055-2068, 2018. DOI: [0.1590/2175-7860201869436](https://doi.org/10.1590/2175-7860201869436)
- CARVALHO, T. M. **Modelagem digital de atributos de solo da Fazenda Edgárdia - Botucatu- SP**. Botucatu, 2016. 145 p. Dissertação (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 2016.
- CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2003.
- CÁSERES, M.; JASEN, F. **Package ‘indicspecies’, Relationship between Species and Groups of Sites**. 2016. 31p.
- CASSOLA, H. **Aspectos da estrutura fitossociológica e silvigenética em fragmentos de floresta estacional semidecídua com diferentes histórias de perturbação em Botucatu, SP**. Piracicaba, 2008. 85 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. 2008.
- CASTELLANOS-CASTRO, C.; NEWTON, A. Environmental heterogeneity influences successional trajectories in Colombian seasonally dry tropical forests. **Biotropica**, v.47, p.660-671, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12245>
- CHAIN, A.; FINEGAN, B.; VILCHEZ, S.; CASANOVES, F. 2012. Determinants of rainforest variation on altitudinal gradient in southern Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v.28, p.1-19, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467412000521>
- CHUST, G.; CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; LAO, S.; PÉREZ, R. Determinants and spatial modeling of tree β -diversity in a tropical forest landscape in Panama. **Journal of vegetation science**. 17: 83-92, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02426.x>
- CLINEBELL II, R. R.; PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H.; STARK, N.; ZUURING, H. Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. **Biodiversity and Conservation**, v. 4, p. 56-90, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00115314>
- COLWELL, R.; CHAO, A.; GOTELLI, N.; LIN, S.; MAO, C.; CHAZDON, R.; LONGINO, J. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v.5 p.3-21, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>
- CONDIT, R; PITMAN, N; LEIGH JR, E; CHAVE, J; TERBORGH, J; FOSTER, R; NUÑEZ, P; AGUILAR, S; VALENCIA, R; VILLA, G; MULLER-LANDAU, H; LOSOS, E; HUBBELL, S. 2002. Beta-Diversity in Tropical Forest Trees. **Science**, v. 295, p.666-669, 2002. DOI: [10.1126/science.1066854](https://doi.org/10.1126/science.1066854)

CRESTANA, M. D. S. M.; FORRETTI, A.; Toledo Filho, D. D.; Árbocz, G. D. F.; Schmidt, H. A. P.; Guardia, J. F. C. **Florestas: sistemas de recuperação com essências nativas, produção de mudas e legislações**. 2a ed., Campinas, CATI: Imprensa Oficial, 2004. 248p.

DENG, F.; ZANG, R.; CHEN, B. Identification of functional groups in an old-growth tropical montane rain forest on Hainan Island, China. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 5-6, p. 1820-1830, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.004>

DERROIRE, G.; BALVANERA, P.; CASTELLANOS-CASTRO, C.; DECOCQ, G.; KENNARD, D. K.; LEBRIJA-TREJOS, E.; LEIVA, J. A.; ODÉN, P-C.; POWERS, J.; RICO-GRAY, V.; TIGABU, M.; HEALEY, J. Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. **Oikos**, v. 125, p. 1386-1397, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/oik.03229>

DeWALT, S.; MALIAKAL, S.; DENSLOW, J. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, v. 182, p. 139-151, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00029-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00029-X)

DI RIENZO, J.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M.; GONZALEZ, L.; TABLADA, M.; ROBLEDO, C. **InfoStat versión 2011**. Grupo InfoStat, FCA. Cordoba, AR, Universidad Nacional de Cordoba. 2011.

DRAY, S.; LEGENDRE, P.; PERES-NETO, P. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbor matrices (PCNM). **Ecological Modelling**, v.196, p.483-493, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015>

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v.67, n.3, p.345-366, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAIST]2.0.CO;2)

DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. In: Martins, S (Ed.). **Ecologia de floresta tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. p.294-325.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, S.; BAITELLO, J.B. Estrutura de diversidade do componente arbóreo da floresta na estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 369-381, 2000.

DURIGAN, G.; RAMOS, V.; IVANAUSKAS, N.; FRANCO, G. **Espécies indicadoras de fitofisionomias na transição Cerrado-Mata Atlântica no Estado de São Paulo**. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2012. 145 p.

EISENLOHR, P. 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, p.2767-2783, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0553-x>

EISENLOHR, P.V.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. 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, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12254>

FABER- LANGENDOEN, D.; GENTRY, A. The structure and diversity of rain forests at Bajo Calima, Chocó region, western Colombia. **Biotropica**, v. 23, n. 1, p. 2-11, 1991. DOI: <https://www.jstor.org/stable/2388682>

FÁVERO, A.A.; PRADO COSTA, M.; FIGUEIRA, M.; ANDRIOLLO, D. D.; LONGHI, S. J. Distribuição de abundância de espécies da comunidade arbórea do topo de um morro na floresta estacional subtropical. **Ciência Rural**, v. 45, n. 5, p. 806-813, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20121238>

FINEGAN, B. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 47, p. 295-321, 1992. DOI: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90281-D](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90281-D)

Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 09 Setembro 2018.

FONSECA, R.C.B.; FONSECA, I.C.B. Utilização de métodos estatísticos multivariados na caracterização do mosaico sucessional em Floresta Semidecidual. **Revista Árvore**, v. 28, n. 3, p.351-359, 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S010067622004000300005>

FONSECA, R.C.B.; RODRIGUES, R.R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis**, n. 57, p. 27-43, 2000.

FREGONEZI, A.M.D. **Avaliação fitossociológica do estrato arbóreo em área de preservação permanente da nascente do córrego Mandacaru, oito anos após plantio de restauração – Maringá, PR**. Dissertação (Especialização Ambiental) Universidade Federal do Paraná, 2016. 22p.

FREITAS, W.K.; MAGALHÃES, L.M.S. 2012. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v.19, p. 520-540, 2012.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. E. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GENTRY, A. Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. **Oikos**, v. 63, n. 1, p.19-28, 1992. DOI: [10.2307/3545512](https://doi.org/10.2307/3545512)

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1-3, p. 185-206, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1)

GUNTER, S.; WEBER, M.; ERREIS, R.; AGUIRRE, N. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. **European Journal of Forest Research**, v. 126, p. 67-75, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-006-0156-0>

HAMMER, O.; HARPER, D.; RYAN, P. **PAST**: Paleontological Statistics Software package for education and data analysis. 2001. Disponível: https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2ª Ed, 2012. 264 p.

JOHN, R.; DALLING, J. W.; HARMS, K. E.; YAVITT, J. B.; STALLARD, R. F.; MIRABELLO, M.; HUBBELL, S. P. VALENCIA, R.; NAVARRETE, H.; VALLEJO, M.; FOSTER, R. B. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, p. 864-869, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0604666104>

JOLY, C. A. *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, p.123-145, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032012000100012>.

JOLY, C. A.; LEITAO FILHO, H.F.; SILVA, S.M. O patrimonio florístico. *In*: CORTESAO, J.; BIGARELLA, J.J.; JOLY, C.A.; LEITAO FILHO, H.F.; SILVA, S.M.; COIMBRA FILHO, A.F.; CAMARA, I.B. (Eds.). **Mata Atlântica**. Rio de janeiro: Ed. Index, 1991. p. 96-108.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, p. 459-473, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/nph.12989>.

JORGE, L. A. B. Comportamento de fragmentos de vegetação natural na Bacia do Rio Capivara, em Botucatu/SP. **Revista Árvore**, v. 24, n. 4, p. 389-396, 2000.

JORGE, L. A. B.; MILLANI, T. M.; FONSECA, R. C. B.; ARRUDA, A. A. Estrutura Diamétrica e Arranjo Espacial das Espécies Mais Abundantes de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Botucatu, SP. **Floresta e Ambiente**, v.22, n. n.3, p. 355-367, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.027713>

JORGE, L. A. B.; MOREIRA, M. P. Padrões da fragmentação do habitat na Cuesta de Botucatu, SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 10, n. 1, p.141-157, 2000.

JORGE, L. A. B.; SARTORI, M. S. Uso do solo e análise temporal da ocorrência de vegetação natural na Fazenda Experimental Edgárdia, em Botucatu-SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, n.5, p. 585-592, 2002.

JORGE, L.A.B. Comportamento sazonal de fragmentos de vegetação natural na bacia do rio Capivara, em Botucatu-SP. **Revista Arvore**, v. 24, n. 4, p. 389, 2000.

JÚNIOR-FERREIRA, W.; SCHAEFER, C.; DA SILVA A. F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: Martins, S (Ed.). **Ecologia de floresta tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. p.141-174.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, v.32, p.165-389, 1980.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O.; JOLY, C. A.; BERNACCI, L.C. Relação entre o solo e a composição florística de remanescentes de vegetação natural no Município de Ribeirão Preto, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.28, p. 541-562, 2005.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**. v. 142, n.6, p.1137, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.011>.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. Analyzing beta diversity partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological Monographs**, v.75, n.4, p.435-450, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1890/05-0549>

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v.129, n.2, p.271-280, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

LIMA, H.C.; PESSOA, S.V.A.; GUEDES-BRUNI, R.R; MORAES, L.F.D.; GRANZOTTO, S. V.; IWAMOTO, S.; CIERO, J. Caracterização fisionômico-florística e mapeamento da vegetação da reserva biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 57, p. 369-389, 2006. DOI: <https://www.jstor.org/stable/23498735>

LORENZI, H. **Árvores brasileiras, manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora. 2002. 384p.

LORTIE, C. J. An ecological tardis: the implications of facilitation through evolutionary time. **Trends in Ecology and Evolution**, v.22, n.12, p.627-630, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.005>

MAÇANEIRO, J.P.; OLIVEIRA, L. Z.; SEUBERT, R. C.; EISENLOHR, P.V.; SCHOR, L. A. More than environmental control at local scales: do spatial processes play an important role in floristic variation in subtropical forests? **Acta Botanica Brasilica**, v.30, n.2, p.183-192, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062015abb0294>.

MALHI, Y.; SILMAN, M.; SALINAS, M.; BUSH, M.; MEIR, P.; SAATCHI, S. Elevation gradients in the tropics: laboratories for ecosystem ecology and global change research. **Global Change Biology**, v. 16, n. 12, p. 3171-3175, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02323.x>

MANDAL, G.; JOSHI, S.P. Analysis of vegetation dynamics and phytodiversity from three dry deciduous forests of Doon Valley, Western Himalaya, India. **Journal of Asia-Pacific Biodiversity**, v.7, n.3, p.292-304, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.japb.2014.07.006>

MARQUES, M.C.M.; SWAINE, M. D.; LIEBSCH, D. Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v.20, n.1, p.153-168, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9952-4>

MARTIN, P.; FAHEY, T.; SHERMAN, R. Vegetation zonation in a neotropical montane forest: environment, disturbance and ecotones. **Biotropica**, v.43, n.5, p.533-543, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00735.x>

MARTIN, P.; NEWTON, A. C.; BULLOCK, J. M. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, n. 1773, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2236>

MARTINS, K. G., MARQUES, M. C., DOS SANTOS, E.; MARQUES, R. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, v. 349, p. 4-11, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.018>

MARTINS, S. **Ecologia de floresta tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. 371p.

MOREIRA, A. Fragmentação floresta e seus desafios de conservação. In: LIMA, G.; RIBEIRO, G.; GONÇALVES, W.; MARTINS, S.; ALMEIDA, M. (Eds.). **Ecologia de Mata Atlântica Estudos Ecológicos na Mata do Paraíso**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2014. p.11-42.

NELDER, J. A.; WEDDERBURN, R. W. Generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society Series A**, v.135, n.3, p.370–384, 1972. DOI: [10.2307/2344614](https://doi.org/10.2307/2344614).

NORDEN, N.; CHAZDON, R. L.; CHAO, A.; JIANG, Y. H.; VÍLCHEZ-ALVARADO, B. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, n. 5, p. 385-394, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01292.x>

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.; SZOECS, E.; WAGNER, H. 2019. **Package 'vegan'. Community Ecology Package, version, 2.5(4)**. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. 2019.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, n. 3, p. 242-260, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt058>

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate¹. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x>

ORTEGA, V.R.; ENGEL, V.L. Conservação da biodiversidade de remanescentes de Mata Atlântica na região de Botucatu, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.4, p.839-852, 1992.

PAGANO, S. N.; LEITÃO FILHO, H. F.; CAVASSAN, O. Variação temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecídua - Rio Claro - estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.2, p.241-258, 1995.

PEIXOTO, A.L.; GENTRY, A. Diversidade e composição da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v.13, p.19-25, 1990.

PETER, R. H. **A critique for ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991.

PHILLIPS, O. L.; VARGAS, P.; MONTEAGUDO, A.; CRUZ, A.; ZANS, M.; SÁNCHEZ, W.; YLI-HALLA, M.; ROSE, S. Habitat association among Amazonian tree species: a landscape-scale approach. **Journal of Ecology**, v. 91, p. 757-775, 2003. DPO: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00815.x>

PIMM, S.; GITTLEMAN, J. Biological diversity: Where is it? *In*: SAMSON, F.; KNOPF, F. **Ecosystem management selected readings**. New York, US. Springer. 1996, p. 8-9.

POTT, A.; POTT, V. J. **Plantas do Pantanal**. Corumbá: EMBRAPA – CPAP, Brasília: EMBRAPA - SPI, 1994. 320 p.

POTTS, M.; ASHTON, P.; KAUFMAN, L.; PLOTKIN, J. Habitat patterns in tropical rain forests: a comparison of 105 plots in northwest Borneo. **Ecology**, v. 83, n. 10, p. 2782-2797, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1890/00129658\(2002\)083\[2782:HPITRF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/00129658(2002)083[2782:HPITRF]2.0.CO;2)

R Development Core Team. R version 3.5.2. **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. 2018. ISBN 3-900051-07-0, URL. R.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n.4, p.208-214, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

RICKLEFS, R. E. Rarity and diversity in Amazonian forest trees. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 3, p. 83-84, 2000. DOI: 10.1016/S0169-5347(99)01718-8

RODRIGUES, L. A.; CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, v.31, n.1, p.25-35, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000100004>.

ROZENDAAL, D. M. *et al.* Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science advances**, v. 5, n. 3, p. 3114, 2019. DOI: [10.1126/sciadv.aau3114](https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114)

ROZZA, A.F. **Florística, fitossociologia e caracterização sucessional em uma floresta estacional semidecidual: Mata da Virgínia, Matão, SP**. 1997. 177p. Dissertação (Mestrado), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

RUOKOLAINEN, K.; TUOMISTO, H.; MACÍA, M.; HIGGINS, M.; YLI-HALLA, M. Are floristic and edaphic patterns in Amazonian rain forest congruent for trees, pteridophytes and Melastomataceae? **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, p. 13-25, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467406003889>

SALIS, S.M.; SHEPHERD, G.J.; JOLY, C.A. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the State of São Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio**, v.119, p. 155-164, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00045595>

SCARANO, F.R. Perspectives on biodiversity science in Brazil. **Scientia Agricola**, v.64, p.439-447, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162007000400016>

SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 31, n. 1, p. 179-187, 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042008000100016>

SESNIE, S.; FINEGAN, B.; GESSLER, P.; RAMOS, Z. Landscape-scale environmental and floristic variation in Costa Rica old growth rain forest remnants. *Biotropica*, v.4, n.1, p.16-26, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00451.x>

SMITH, T; BRUFORD, M; WAYNE, R. The preservation of process: The missing element of conservation programs. In: SAMSON, F; KNOPF, F. (Eds.). **Ecosystem management selected readings**. New York, US. Springer, 1996. p. 71-75.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática**: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2005. 64 p.

TAYLOR, L. R.; KEMPTON, R. A.; WOIWOD, I. P. Diversity statistic and the log-series model. *Journal of Animal Ecology*, v.45, p.255-272, 1976.

TOLEDO, M.; SALICK, J. Secondary Succession and Indigenous Management in Semideciduous Forest Fallows of the Amazon Basin. *Biotropica* 38: 161-170, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00120.x>

TONIATO, M. T. Z.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. *Forest Ecology and Management*, v.198, n.1-3, p.319-339, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.05.029>

VAN BREUGEL, M.; HALL, J. S.; CRAVEN, D.; BAILON, M.; HERNANDEZ, A.; ABBENE, M.; VAN BREUGEL, P. Succession of ephemeral secondary forests and their limited role for the conservation of floristic diversity in a human-modified tropical landscape. *Plos one*, v. 8, n. 12(e82433), p. 1-13, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082433>

VIEIRA, R. S.; BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V. Caracterização florística e estrutural de uma Floresta Ombrófila Densa Altomontana na Serra do Capivari, Campina Grande do Sul, Paraná. *Floresta*, v.44, p.565-576, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v44i4.33612>

WESTFALL, P. H.; TOBIAS, R. D.; ROM, D.; WOLFINGER, R. D.; HOCHBERG, Y. **Multiple Comparisons and Multiple Tests Using the SAS System**, Cary, NC: SAS Institute Inc. 1999.

ZANINI, K. J.; BERGAMIN, R. S.; MACHADO, R. E.; PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C. Atlantic rain forest recovery: successional drivers of floristic and structural patterns of secondary forest in Southern Brazil. *Journal of Vegetation Science*, v. 25, p. 1654-1103, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12162>

APÊNDICE

APÊNDICE A1 - Lista de espécies nos fragmentos e presentes nas áreas de estudo na Floresta Estacional Semidecidual, Botucatu, SP. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ) e Mata secundária ciliar (MSC).

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
Fragmento Bixiguento					
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	x		x	
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	x			
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	x		x	
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	x		x	
	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.			x	
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.			x	
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	x		x	
Asteraceae	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	x			
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth			x	
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	x		x	
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	x			
Cannabaceae	<i>Celtis fluminensis</i> Carauta	x			
	<i>Celtis iguanea</i> (Jacq.) Sarg.			x	
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume			x	
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	x			
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	x			
	<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek			x	
	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	x			
Combretaceae	<i>Terminalia brasiliensis</i> Spreng.	x			
Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	x			
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	x		x	
	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	x			
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	x			
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	x			
	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.			x	
	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	x		x	
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	x		x	
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.			x	
	<i>Diteryx alata</i> Vogel	x			
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong			x	
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	x		x	
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	x		x	
	<i>Inga striata</i> Benth.	x			
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel			x	
	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	x		x	
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	x			
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan			x	
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	x		x	
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	x			

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
Lamiaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	X		X	
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	X		X	
	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	X			
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez			X	
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	X			
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	X			
Malvaceae	<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	X		X	
	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	X		X	
	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.			X	
	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	X		X	
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	X		X	
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	X		X	
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc			X	
Meliaceae	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns			X	
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	X		X	
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	X		X	
	<i>Trichilia claussenii</i> C. DC.	X			
Moraceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	X		X	
	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	X			
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	X		X	
Myrsinaceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	X			
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.			X	
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	X			
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	X		X	
	<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand	X			
	<i>Eugenia florida</i> DC.	X			
	<i>Eugenia glaucescens</i> Cambess.	X		X	
	<i>Eugenia jambos</i> L.	X			
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	X			
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	X			
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	X		X	
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	X			
	<i>Piper umbellatum</i> L.			X	
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch			X	
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	X			
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	X			
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	X			
	<i>Helietta apiculata</i> Benth.	X			
	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.	X		X	
	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	X			
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.			X	
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.			X	
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	X		X	
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	X		X	
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl			X	
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	X		X	

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
Sapotaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	X		X	
	<i>Chrysophyllum brasiliense</i> A.DC.			X	
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	X		X	
	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	X			
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	X			
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	X		X	
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.			X	
Vochysiaceae	<i>Qualea multiflora</i> Mart.			X	
	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.			X	
Fragmento Mata do IB					
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	X			
Apocynaceae	<i>Aspidosperma condylocarpon</i> Müll. Arg.	X			
	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	X			
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	X			
	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	X			
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	X			
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	X			
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	X			
Cannabaceae	<i>Celtis fluminensis</i> Carauta	X			
	<i>Celtis iguanea</i> (Jacq.) Sarg.	X			
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	X			
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	X			
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr	X			
	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	X			
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	X			
	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	X			
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	X			
Fabaceae	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm.	X			
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	X			
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	X			
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	X			
	<i>Inga striata</i> Benth.	X			
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	X			
	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC.	X			
	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	X			
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	X			
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	X			
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	X			
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	X			
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	X			
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	X			
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	X			
Lauraceae	<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	X			
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	X			
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meins.) Mez	X			
	<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	X			

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	X			
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	X			
	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	X			
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	X			
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc	X			
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	X			
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	X			
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	X			
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	X			
	<i>Trichilia claussenii</i> C. DC.	X			
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	X			
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	X			
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	X			
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	X			
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	X			
	<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand	X			
	<i>Eugenia glazioviana</i> Kiaersk.	X			
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	X			
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	X			
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	X			
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	X			
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	X			
	<i>Seguiera langsdoeffii</i> Moq.	X			
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	X			
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	X			
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	X			
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	X			
	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.	X			
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	X			
	<i>Zanthoxylum tingoassuiba</i> A. St.-Hil.	X			
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	X			
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	X			
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	X			
Solanaceae	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	X			
	<i>Solanum</i> sp.	X			
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	X			
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	X			
Fragmento Mata da Bica					
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	X			
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	X			
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	X			
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	X			
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	X			
Cannabaceae	<i>Celtis fluminensis</i> Carauta	X			
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	X			
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr	X			

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
Fabaceae	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	X			
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	X			
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	X			
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	X			
	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	X			
	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	X			
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	X			
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	X			
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	X			
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	X			
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	X			
	<i>Machaerium parviflorum</i> Hoehne	X			
	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	X			
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	X			
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	X			
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	X			
Lauraceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	X			
	<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	X			
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	X			
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	X			
Lecythidaceae	<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	X			
	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	X			
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	X			
Meliaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	X			
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	X			
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	X			
Moraceae	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	X			
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	X			
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	X			
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	X			
	<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand	X			
	<i>Eugenia glazioviana</i> Kiaersk.	X			
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	X			
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	X			
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand	X			
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	X			
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	X			
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	X			
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	X			
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	X			
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.	X			
	<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A.St.-Hil.	X			
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	X			
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl	X			
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	X			
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	X			

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
Solanaceae	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	X			
	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	X			
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	X			
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	X			
Fragmento Carmelucho					
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.		X		
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.		X		
	<i>Annona</i> sp.		X		
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.		X		
	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.		X		
	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.		X		
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.		X		
Combretaceae	<i>Terminalia brasiliensis</i> Spreng.		X		
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.		X		
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.		X		
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr		X		
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.		X		
	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.		X		
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.		X		
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.		X		
Fabaceae	<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.		X		
	<i>Copaiba langsdorffii</i> (Hayne) Kuntze		X		
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex. Benth.		X		
	<i>Inga striata</i> Benth.		X		
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel		X		
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel		X		
	<i>Machaerium villosulum</i> Mart.		X		
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.		X		
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.		X		
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose		X		
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.		X		
Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees		X		
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez		X		
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez		X		
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez		X		
	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer		X		
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze		X		
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.		X		
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.		X		
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat		X		
Myrtaceae	<i>Calyptanthus clusiifolia</i> O.Berg		X		
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg		X		
	<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand		X		
	<i>Eugenia glazioviana</i> Kiaersk.		X		
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand		X		
	<i>Myrcia brasiliæ</i> Mattos & D. Lgrand		X		

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.		X		
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg		X		
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine		X		
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz.		X		
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.		X		
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.		X		
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.		X		
Rubiaceae	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.		X		
	<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.		X		
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.		X		
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.		X		
	<i>Esenbeckia densiflora</i> (Chodat & Hassl.) Hassl.		X		
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.		X		
	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.		X		
	<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A.St.-Hil.		X		
	<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.		X		
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.		X		
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		X		
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.		X		
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.		X		
	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.		X		
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.		X		
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.		X		
Vochysiaceae	<i>Qualea jundiahy</i> Warm.		X		
Fragmento Pomar Velho					
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.		X		X
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.		X		
Apocynaceae	<i>Aspidosperma condylocarpon</i> Müll. Arg.		X		
	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.		X		
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.		X		
	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.		X		
	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.		X		X
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman				X
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.		X		X
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.		X		X
Cannabaceae	<i>Celtis fluminensis</i> Carauta		X		X
	<i>Celtis iguanea</i> (Jacq.) Sarg.		X		
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.		X		
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.		X		
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr		X		
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.		X		
	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.		X		X
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.		X		X
	<i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.		X		
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.		X		
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart		X		X

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
	<i>Bauhinia forficata</i> Link			X	
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.		X		
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong			X	
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli		X		
	<i>Inga striata</i> Benth.		X		
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel			X	
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel		X	X	
	<i>Machaerium villosulum</i> Mart.			X	
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan		X	X	
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.		X	X	
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.		X		
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.			X	
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose		X	X	
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby		X		
Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees			X	
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez			X	
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez		X		
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez		X		
	<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso		X		
	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer		X		
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze		X		
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc		X	X	
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.			X	
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns		X		
Meliaceae	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.		X		
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.		X		
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.		X	X	
Monimiaceae	<i>Mollinedia riedeliana</i> Tolm.			X	
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat		X		
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.		X		
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg		X	X	
	<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand		X		
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand		X		
	<i>Psidium guajava</i> L.			X	
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.		X		
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.		X		
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.		X		
Rutaceae	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.		X		
	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.		X		
	<i>Pilocarpus parviflorus</i> Nees & Mart.		X		
	<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A.St.-Hil.		X		
	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.		X		
	<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.		X		
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		X		
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.		X		
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.		X		

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
Sapindaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		X	X	
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl			X	
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.			X	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum brasiliense</i> A.DC.		X		
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.		X		
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.		X		
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul		X		
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.		X		
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.		X	X	
Vochysiaceae	<i>Qualea jundiahy</i> Warm.		X		
Fragmento Três Barras					
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.			X	
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.			X	
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman			X	
Asteraceae	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera			X	
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.			X	
Cannabaceae	<i>Celtis fluminensis</i> Carauta			X	
	<i>Celtis iguanea</i> (Jacq.) Sarg.			X	
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.			X	
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr			X	
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.			X	
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.			X	
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.			X	
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart			X	
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan			X	
	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrud.) Schrad. ex DC.			X	
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.			X	
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.			X	
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong			X	
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi			X	
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel			X	
	<i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.			X	
	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.			X	
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel			X	
	<i>Machaerium villosulum</i> Mart.			X	
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.			X	
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan			X	
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.			X	
Lauraceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose			X	
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez			X	
	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer			X	
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze			X	
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna			X	
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.			X	
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.			X	
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.			X	

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg			X	
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg			X	
	<i>Psidium guajava</i> L.			X	
Peraceae	<i>Pera obovata</i> (Klotzsch) Baill.			X	
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms			X	
Rubiaceae	<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schtdl.) DC.			X	
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.			X	
Rutaceae	<i>Esenbeckia densiflora</i> (Chodat & Hassl.) Hassl.			X	
	<i>Helietta apiculata</i> Benth.			X	
	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.			X	
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.			X	
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.			X	
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl			X	
	<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.			X	
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.			X	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.			X	
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.			X	
Fragmento Lageado					
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.				X
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.				X
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.				X
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.				X
	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.				X
Arecaceae	<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.				X
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman				X
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos				X
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth				X
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.				X
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.				X
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.				X
Cannabaceae	<i>Celtis iguanea</i> (Jacq.) Sarg.				X
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.				X
	<i>Vasconcellea quercifolia</i> A.St.-Hil.				X
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i> Reissek				X
Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.				X
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.				X
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan				X
	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.				X
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.				X
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong				X
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli				X
	<i>Inga striata</i> Benth.				X
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.				X
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel				X
	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.				X
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel				X

Família	Espécies	Áreas			
		MT	MSE	MSJ	MSC
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan				X
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.				X
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose				X
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez				X
	<i>Persea americana</i> L.				X
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze				X
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.				X
	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna				X
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.				X
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth				X
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc				X
Meliaceae	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.				X
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.				X
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.				X
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.				X
Monimiaceae	<i>Mollinedia riedeliana</i> Tolm.				X
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat				X
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.				X
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i> DC.				X
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand				X
	<i>Psidium guajava</i> L.				X
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms				X
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.				X
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins				X
Rubiaceae	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.				X
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.				X
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.				X
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.				X
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.				X
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl				X
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.				X
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.				X
Solanaceae	<i>Solanum argenteum</i> Dunal				X
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.				X
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.				X

APÊNDICE B1 - Medidas resumo das variáveis edáficas para cada área de estudo de Florestal Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. E.E é o erro padrão. Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC).

Variável	Unidade	MSC		MSE		MSJ		MT	
		Média	E.E.	Média	E.E.	Média	E.E.	Média	E.E.
pH	CaCl ₂	6,0	0,05	4,1	0,03	5,0	0,06	5,7	0,02
M.O.	g/dm ³	67,39	0,31	12,29	0,38	24,51	0,90	34,62	0,73
CTC	mmol _c /dm ³	172,96	1,47	58,66	0,67	133,09	4,60	115,98	2,10
V%	mg/dm ³	83,84	0,60	35,16	1,39	66,92	1,66	79,57	0,28
N (CHN)	%	0,54	0,01	0,20	0,00	0,41	0,01	0,42	0,01
P	mg/dm ³	63,70	1,53	7,13	0,09	43,35	3,26	28,83	0,85
K	mmol _c /dm ³	3,56	0,16	1,66	0,05	2,62	0,08	2,96	0,07
Ca	mmol _c /dm ³	112,74	0,55	13,16	0,56	76,26	4,41	73,06	1,52
Mg	mmol _c /dm ³	27,87	0,11	4,43	0,10	19,25	0,70	19,11	0,41
S	mg/dm ³	15,82	0,25	8,13	0,08	10,18	0,09	12,51	0,14
Fe	mg/dm ³	57,65	4,54	90,42	3,52	80,01	2,46	54,26	1,79
B	mg/dm ³	0,61	0,01	0,33	0,00	0,41	0,01	0,49	0,01
Cu	mg/dm ³	6,48	0,25	0,41	0,01	1,45	0,08	3,15	0,12
Zn	mg/dm ³	12,71	0,49	4,95	0,13	4,79	0,26	13,65	0,43
Mn	mg/dm ³	84,46	1,06	10,77	0,32	27,90	1,38	46,24	0,74
Al ³⁺	mmol _c /dm ³	0,10	0,01	5,27	0,34	1,55	0,16	0,27	0,01
SB	mmol _c /dm ³	144,15	0,51	19,26	0,69	98,13	5,13	95,12	1,92
C (CHN)	%	4,53	0,05	0,93	0,00	2,13	0,09	2,66	0,07

APÊNDICE C1 – Autovetores da análise de componentes principais (PCA) da relação entre as áreas florestais: Mata tardia (MT), Mata secundária ecotonal (MSE), Mata secundária jovem (MSJ), Mata secundária ciliar (MSC) e as variáveis edáficas e topográficas, apresentado na Figura 6.

Variável	Unidade	e1	e2
Edáficas			
pH	CaCl ₂	0,23	0,18
MO	g/dm ³	0,23	-0,01
CTC	mmol _c /dm ³	0,23	-0,18
V%	mg/dm ³	0,22	0,11
N (CHN)	%	0,23	-0,03
P	mg/dm ³	0,21	-0,28
K	mmol _c /dm ³	0,24	0,05
Ca	mmol _c /dm ³	0,23	-0,11
Mg	mmol _c /dm ³	0,23	-0,08
S	mg/dm ³	0,24	0,09
Fe	mg/dm ³	-0,17	-0,43
B	mg/dm ³	0,24	0,09
Cu	mg/dm ³	0,23	0,05
Zn	mg/dm ³	0,19	0,37
Mn	mg/dm ³	0,23	0,06
Al ³⁺	mmol _c /dm ³	-0,22	-0,11
SB	mmol _c /dm ³	0,23	-0,10
C (CHN)	%	0,24	-0,01
Topográficas			
Elevação	m	0,20	-0,28
ITU	-	-0,08	0,59
Declividade	%	0,20	-0,16

CAPÍTULO 2 - DIVERSIDADE, ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA AVIFAUNA EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, NO DOMÍNIO DA MATA ATLÂNTICA NA CUESTA DE BOTUCATU, SP

Resumo

A fragmentação de uma floresta é uma das principais causas da perda de sua biodiversidade. A conservação dos recursos naturais é um dos grandes desafios das instituições públicas e privadas com o intuito de manter a biodiversidade a longo prazo e aproveitar os serviços ecossistêmicos como o carbono, turismo, entre outros. Assim, os estudos de diversidade, estrutura e composição das comunidades de aves são uma ferramenta eficaz para garantir a conservação da biodiversidade. O presente estudo teve como objetivo avaliar a diversidade, estrutura e composição da avifauna em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. O levantamento foi realizado entre maio de 2018 e maio de 2019. Foi utilizada a metodologia de pontos de escuta para levantar dados de riqueza e abundância das aves. Foram amostrados sete fragmentos formados por Floresta Estacional Semidecidual, cerradão e mata ciliar secundária. Foram registradas 133 espécies e 36 famílias de aves, correspondendo a aproximadamente 17% das espécies já registradas para o estado de São Paulo. Não houve diferença significativa entre a riqueza de espécies nas áreas amostradas, mas sim na composição de espécies. Os fragmentos Bixiguento, Mata do IB, Mata da Bica e Carmelucho apresentaram composição de espécies distinta das demais áreas, e maior riqueza de aves de hábitos especialistas, de alta e média sensibilidade e floresta-dependentes. Já o fragmento Lageado, cuja vegetação é de mata ciliar secundária, apresentou composição de aves de média sensibilidade e floresta semi-dependentes. Já o fragmento Três Barras apresentou espécies associadas a ambientes abertos e úmidos. As espécies indicadoras de florestas secundárias conservadas foram *Mackenziaena severa* e *Poecilotriccus plumbeiceps*, registradas em todos os fragmentos, exceto em Três Barras. Nesta área foram registradas *Pachyramphus polychopterus* e *Corythopsis delalandi* como espécies indicadoras. Destacam-se os registros de *Hemitriccus orbitatus*, *Malacoptila striata*, *Piculus aurulentus* espécies que se encontram quase ameaçadas de extinção em nível global. *Cyanoloxia brissonii* que se encontra na categoria vulnerável; *Penelope supercilialis*, *Amazona aestiva*, *Campephilus robustus* e *Antilophia galeata* que se encontram quase ameaçadas e *Sarcoramphus papa* que se encontra em Perigo de Extinção para a região amostrada. Foram encontradas espécies endêmicas de Mata Atlântica, tais como *Veniliornis spilogaster* e *Trogon surrucura*. Insetívoros, frugívoros e onívoros foram as guildas com maior frequência de ocorrência em todos os fragmentos florestais, as quais são especialistas que indicam áreas em bom estado de conservação, apesar da perturbação antrópica. Os resultados obtidos demonstraram a importância da conservação de áreas com vegetação secundária para a manutenção de espécies mais seletivas quanto à escolha de habitats, assim como para avaliar outros serviços ecossistêmicos como o carbono, ecoturismo, polinização, dispersão de sementes, controle biológico, entre outros ligados na conservação da avifauna.

Palavras-chaves: Riqueza. Aves. Fragmentação florestal. Guilda trófica.

Abstract

The fragmentation of a forest is one of the main causes of the loss of its biodiversity. The conservation of natural resources is one of the great challenges of public and private institutions to maintain biodiversity in long term and take advantage of ecosystem services such as carbon, tourism, among others. Thus, studies on diversity, structure and composition of bird communities' effective tools to guarantee conservation of biodiversity. The present study aimed to evaluate the diversity, structure and composition of avifauna in fragments of Semideciduous Seasonal Forest in Botucatu, SP. The survey was carried out between May 2018 and May 2019. We used the listening point methodology to collect data on richness and abundance of birds. We sampled seven fragments formed by Semideciduous Seasonal Forest, "cerradão" and secondary riparian forest. 133 species and 36 bird families were registered, corresponding to approximately 17% of the species already registered for São Paulo state. There was no significant difference in species richness among sampled areas, but in species composition. Bixiguento, Mata do IB, Mata da Bica and Carmelucho fragments presented species composition distinct from the other areas, and a greater richness of specialized, high and medium sensitivity and forest-dependent birds. The Lageado fragment, whose vegetation is of secondary riparian forest, presented composition of birds of medium sensitivity and semi-dependent forest. The Três Barras fragment showed species associated with open and humid environments. The indicator species of conserved secondary forests were *Mackenziaena severa* and *Poecilotriccus plumbeiceps*, recorded in all fragments, except in Três Barras. In this area, *Pachyramphus polychopterus* and *Corythopsis delalandi* were registered as indicator species. Noteworthy are the records of *Hemitriccus orbitatus*, *Malacoptila striata*, *Piculus aurulentus* species almost threatened at global scale. *Cyanoloxia brissonii* is in the vulnerable category; *Penelope supercilialis*, *Amazona aestiva*, *Campephilus robustus* and *Antilophia galeata* are almost threatened; and *Sarcoramphus papa* is in Danger of Extinction for the sampled region. Endemic species of Atlantic Forest, such as *Veniliornis spilogaster* and *Trogon surrucura*, were found. Insectivores, frugivores and omnivores were the guilds with the highest frequency of occurrence in all forest fragments, which are specialists and indicate areas in good condition, despite the anthropogenic disturbance. The results obtained demonstrate the importance of conserving areas with secondary vegetation for the maintenance of more selective species in terms of choice of habitats, as well as for evaluating other ecosystem services such as carbon, ecotourism, pollination, seed dispersion, biological control, among others related to the conservation of avifauna.

Keywords: Richness. Birds. Forest fragmentation. Trophic Guild.

2.1 INTRODUÇÃO

As florestas de Brasil abrigam uma grande e diversa avifauna com o registro de 1902 espécies, sendo 269 endêmicas (RIDGELY et al., 2015). Tal riqueza distribui-se pelos mais diversos biomas, incluindo a Mata Atlântica. Esse bioma abriga aproximadamente 1.020 espécies de aves, sendo que mais de 75% das espécies de aves endêmicas ameaçadas de extinção do Brasil (MARINI; GARCIA, 2005; HASUI et al., 2018).

No entanto, a Mata Atlântica sofreu intensa exploração e perda de áreas naturais, sendo este bioma com maior fragmentação (KLINK; MOREIRA, 2002; GIMENES; ANJOS, 2003; MILES et al., 2006; VIANI et al., 2010), causando perdas significativas da comunidade de aves, dentre outros organismos (MYERS et al., 2000; MARINI; GARCIA, 2005). A perda da diversidade de aves é agravada pela dependência das espécies a ambientes florestais, sendo que 63% das espécies desse grupo ocorrem somente em áreas bem preservadas (GOERCK, 1997; MARTENSEN et al., 2008).

No estado de São Paulo a perda de áreas naturais também foi intensa, produto da ação antrópica que culminou na substituição de pelos menos 75% da vegetação original, restando hoje apenas fragmentos isolados de alguns ecossistemas, abrigando 797 espécies de aves (LEAL; CÂMARA, 2005; SILVA; CASTELETTI, 2005).

Áreas de Floresta Estacional Semidecidual pertencentes ao bioma Mata Atlântica apresentam igualmente uma área reduzida com cerca de 7% (4,8 milhões de ha) (RIBEIRO et al. 2009). Porém, os poucos remanescentes preservados das formações florestais características do interior paulista são, portanto, dotados de grande valor ecológico e taxonômico, funcionando como uma coleção viva de espécies representativas da flora local e de sua diversidade genética, bem como banco de informações acerca da estrutura e funcionamento desse tipo de ecossistema (ORTEGA; ENGEL, 1992).

Ainda que intensamente modificados, esses remanescentes refletem certo grau de qualidade ambiental através da composição faunística, em especial quanto à ocorrência de espécies mais sensíveis aos impactos da fragmentação, como as aves, em razão do caráter bioindicador desses animais (VERNER, 1981; MORRISON, 1986; VIELLIARD, 2000; PIRATELLI et al., 2008). Portanto, o papel ecológico exercido pelas

aves na manutenção, conservação e restauração de habitats, somado ao papel no controle biológico de espécies potencialmente nocivas a culturas comerciais (PEDREROS et al., 2014; GAGETTI et al., 2016), evidencia a necessidade e importância de investigar a comunidade de aves para estabelecer estratégias de conservação.

No entanto, ainda há poucos estudos sobre a avifauna em mosaicos constituídos por fragmentos florestais com diferente histórico de perturbação (BRUMMELHAUS et al., 2012). Esses estudos são fundamentais para o entendimento da dinâmica da avifauna em ambientes sob influência humana para propor ações de manejo para conservação das espécies de aves endêmicas, migratórias e ameaçadas (FONTANA et al., 2003; EMER et al., 2019).

Neste trabalho, apresentamos o primeiro estudo que explora a diversidade e a diferença da avifauna em todos os fragmentos florestais que ocorrem na Fazenda Experimental Edgardia e Lageado, propriedade da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus Botucatu, São Paulo. A localização numa área de proteção ambiental, o tamanho dos fragmentos e a possibilidade de ligações com outros fragmentos através de corredores ecológicos atribuem à área grande importância ecológica para as Bacias dos Rios Capivara (fragmentos da Fazenda Edgardia) e Lavapés (fragmento da fazenda Lageado), onde a propriedade se insere (DEGANUTTI, 2000; JORGE et al., 2015).

Portanto, espera-se que a diversidade, estrutura e composição da comunidade das aves presentes nas áreas de estudo seja distinta devido a heterogeneidade nos habitats amostrados, e que fragmentos florestais com menor perturbação antrópica possua maior riqueza de aves devido ao seu estado de conservação.

Assim, o presente estudo teve por objetivo avaliar a diversidade, estrutura e composição das comunidades de aves nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual. Adicionalmente, pretende-se comparar os fragmentos florestais entre si a fim de conhecer a influência destes na comunidade de aves e, ainda, auxiliar na identificação de locais com potencial para conservação e levantar dados de aves ainda inexistentes para a região.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

O trabalho foi conduzido nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado (Figura 2.1), área de 938 hectares, sede da Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp de Botucatu. A área varia de 464 m a 775 m de altitude e a região apresenta clima subtropical úmido e quente (Cfa) no sistema de Köppen (CUNHA; MARTINS, 2009; ALVARES et al., 2013), tendo quatro ou mais meses com temperaturas médias de 20,5°C, com precipitação média anual de 1.494,4 mm, sendo a estação chuvosa de outubro a março e a seca de abril a agosto.

Tabela 2.1 - Localização, pontos de escuta (PE) e características fitofisionômicas, topográficas e idade dos fragmentos estudados nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, na *cuesta* de Botucatu, São Paulo. Fragmentos, BX: Bixiguento; IB: Mata do IB; MB: Mata da Bica; CA: Carmelucho; PV: Pomar Velho; TB: Três Barras; LG: Lageado.

Frag.	Localização - fazenda	Nº PE	Floresta	Grau de conservação	Área (ha)	Altitude (ms.n.m)	Declividade (%)	Perturbação antrópica
BX	Edgardia – front <i>cuesta</i>	12	FES	Tardia (>40 anos)	329	564	18	Exploração seletiva de espécies arbóreas.
IB	Edgardia – front <i>cuesta</i>	6	FES	Tardia (>40 anos)	102	507	8	Extrações seletivas de madeira.
MB	Edgardia – depressão periférica da <i>cuesta</i>	6	FES	Tardia (>40 anos)	58	508	23	-
CA	Edgardia – depressão periférica da <i>cuesta</i>	6	CE	Secundária (~20 anos)	80,4	509	9	Exploração de espécies arbóreas + pastagem.
PV	Edgardia – depressão periférica da <i>cuesta</i>	8	CE	Secundária (~20 anos)	80,8	512	11	Extração de madeira e pastagem.
TB	Edgardia – depressão periférica da <i>cuesta</i>	6	FES	Secundária (~20 anos)	133	553	26	Pastagens abandonadas.
LG	Lageado – reverso da <i>cuesta</i>	9	MC	Tardia e secundária (>30 anos)	155	611	66	Exploração intensa de madeira e plantações de café.
Total		53	-		938,20			

FES: Floresta Estacional Semidecidual. CE: Cerradão. MC: Mata Ciliar na Floresta Estacional Semidecidual.

A cobertura vegetal natural do município é constituída por fitofisionomias do Cerrado e Mata Atlântica, com predomínio de Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012). A área de estudo foram os sete fragmentos de vegetação localizadas

nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado (Tabela 2.1), os quais foram denominados: Bixiguento, Mata do IB, Mata da Bica, Carmelucho, Pomar Velho, Três Barras e Lageado, cujas características foram apresentadas na descrição das áreas de estudo e no Capítulo 1.

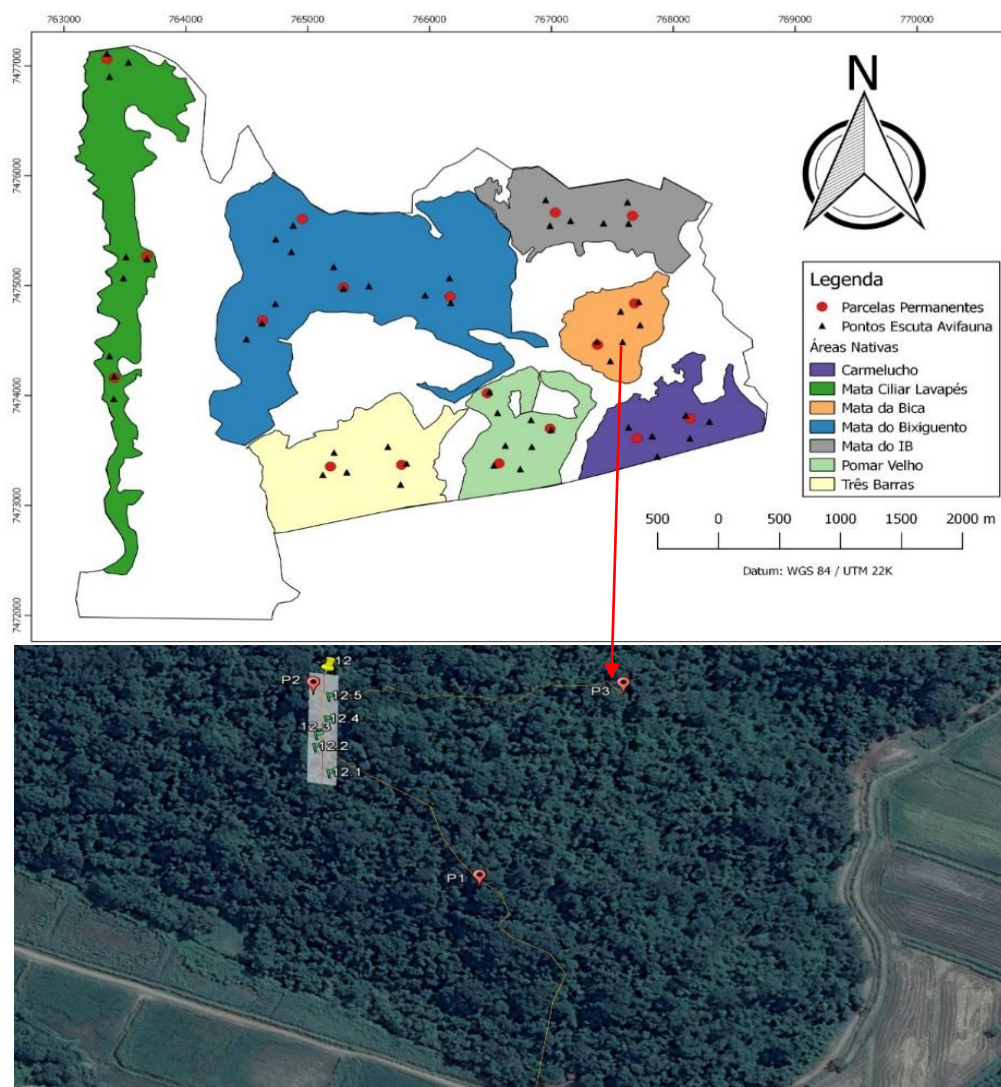
Em geral os fragmentos florestais estudados (Figura 2.1) são produto de anos de regeneração natural, após perturbação antrópica principalmente para extração de madeira (Bixiguento, Mata do IB e Mata da Bica). Outros fragmentos são o resultado da combinação de perturbações, como extração de madeira e incêndio (Pomar Velho), extração de madeira e pastagem (Carmelucho), pastagem abandonadas e capoeiras (Três Barras), e cultura anuais, especialmente de café (Lageado).

2.2.2 Amostragem

As amostragens foram realizadas entre maio 2018 e maio 2019, totalizando 12 visitas a campo. Para o levantamento da avifauna foi utilizada a amostragem por pontos de escuta, onde foram aleatorizados três pontos ao redor de cada parcela permanente de vegetação de 2000 m² (n=18, Capítulo 1) em cada fragmento, totalizando 53 pontos (Figura 2.1), distantes no mínimo 200 metros entre si, permitindo, desta forma, independência entre os mesmos (BIBBY et al., 2000). No fragmento Bixiguento foram alocados 12 pontos de escuta, na Mata do IB, Mata da Bica, Carmelucho e Três Barras foram alocados seis pontos de escuta, no Pomar Velho foram alocados oito ponto de escuta e no Lageado foram alocados nove pontos de escuta. Os pontos foram amostrados somente na manhã por 10 minutos entre o período de atividade das aves (6h até as 11h), rendendo um esforço amostral de 9 h de observação por visita, perfazendo um total de 108 h de observação.

Nos pontos de amostragem foram realizados registros através da audição com ajuda de um gravador Tascam DR-05 e visualização com auxílio de binóculos Bushnell 8x42 mm, câmera fotográfica Canon Rebel T3i e guias de campo (SIGRIST, 2013; RIDGELY et al., 2015) que forneceram dados para identificação visual das espécies, que posteriormente foram listadas de acordo com a ordem sistemática e nomenclatura científica do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al., 2015). Em cada ponto foram levantados dados qualitativos e quantitativos das espécies.

Figura 2.1 - Mapa da localização dos pontos de amostragem de avifauna nos sete fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, nas Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado da UNESP, em Botucatu, SP. Na parte inferior, uma fotografia aérea dos pontos de escuta instalados no fragmento Mata da Bica (parcela 12).



2.2.3 Análises de dados

2.2.3.1 Diversidade da avifauna

Para comparar a riqueza entre os fragmentos foram ajustados Modelos Lineares Generalizados com a distribuição *gamma* e função de ligação *logarítmica* (NELDER; WEDDERBURN, 1972). Para a análise realizada foi utilizado o procedimento *genmod* (do Programa estatístico SAS – *Free Statistical Statistical Software*, *SAS University Edition*) e para as comparações entre fragmentos foi utilizado o teste de Tukey-Kramer (WESTFALL et al., 1999). A qualidade dos ajustes

de todos os modelos lineares generalizados foi feita através da análise dos resíduos de Pearson padronizados.

Como os resultados de riqueza podem ser influenciados por diferentes tamanhos amostrais no registro de indivíduos, foram utilizadas curvas de rarefação para se comparar a riqueza de aves entre as áreas estudadas. A curva foi construída por meio do número de espécies e abundância acumulada ao longo das atividades de campo nas áreas. Também foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') entre os fragmentos. O software PAST 3.08 foi usado para realizar as curvas de rarefação considerado nível de significância $p < 0,05$ e para calcular o índice de diversidade (HAMMER et al., 2001).

2.2.3.2 Estrutura da avifauna

A frequência de ocorrência (FO) foi calculada pela razão entre o número de constatações de cada espécie nos fragmentos e o número total de levantamentos ($n=12$) equação (1), sendo que este cálculo teve como objetivo avaliar a regularidade com que uma espécie é encontrada em uma determinada área (VIELLIARD et al., 2010). Fez-se uso do teste do qui-quadrado para avaliar diferenças entre a frequência absoluta de indivíduos entre os distintos fragmentos florestais amostrados (ANJOS, 2001); os resultados foram considerados significativos para $p < 0,05$. O teste foi executado no programa estatístico InfoStat 2011 (Di RIENZO et al., 2011).

Alem disso, as espécies foram agrupadas de acordo com a frequência de ocorrência em três categorias: i) espécies frequentes, FO: 50% - 60%, ii) espécies residentes, FO acima de 60%, iii) espécies ocasionais, FO: menor que 50% (VIELLIARD et al., 2010).

$$Fo = \frac{Nvi}{Ntv} \times 100 \quad (1)$$

em que, Fo é a frequência de ocorrência; Nvi é o número de visitas em que a espécie i foi observada; Ntv é o número total de visitas.

O índice pontual de abundância (IPA), que consiste na razão entre o número total de indivíduos de cada espécie e o número total de amostras, equação (2)

(VIELLIARD et al., 2010), foi calculado para cada fragmento amostrado com o intuito de se comparar a abundância das espécies de aves em cada área.

$$IPA = \frac{Nci}{Nta} \quad (2)$$

em que, *IPA* é o índice pontual de bundância; *Nci* é o número de contatos da espécie *i*; *Nta* é o número total de amostras.

2.2.3.3 Comparação da composição de avifauna

Foi utilizada uma análise Multivariada de Variância Permutacional (PERMANOVA) para se avaliar a existência de diferenças significativas na composição de espécies entre as áreas amostradas e uma análise de similaridade para se comparar os fragmentos florestais estudados utilizando-se o índice de Bray-Curtis, com os resultados sendo apresentados num gráfico de cluster. A PERMANOVA e o cluster foram realizados no pacote “vegan” no software estatístico R (OKSANEN et al., 2019, R, 2018).

Para se conhecer as espécies responsáveis pela similaridade/dissimilaridade entre os fragmentos florestais foi realizada a análise percentual de similaridade (SIMPER, sigla em inglês). Além disso, para identificar espécies características dentro de cada área florestal, foi realizada uma análise de espécies indicadoras (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). A partir dessa análise foram consideradas as espécies com um valor indicador $\geq 0,60$ e $p < 0,05$. As espécies indicadoras foram descritas pela 1) sensibilidade ambiental, 2) ocupação do habitat, 3) guilda e 4) pela ocupação dos estratos vegetais; essas categorias funcionais dos quatro grupos mais adiante serão especificadas. A análise SIMPER e espécies indicadoras foram realizadas no pacote “vegan” e “indicspecies”, respectivamente, no software estatístico R (CÁCERES; JASEN, 2016, OKSANEN et al., 2019; R, 2018).

O “status” de conservação das espécies foi avaliado segundo IUCN (2019), ICMBIO (2018) e São Paulo (2018), sendo consideradas bioindicadoras as espécies com alta sensibilidade a interferências antrópicas, espécies consideradas raras ou ameaçadas e/ou com alta taxa de restrição alimentar. As aves também foram

classificadas de acordo com o interesse cinegético, conforme Costa e Monteiro (2016).

2.2.3.4 Atributos funcionais da avifauna

As espécies foram classificadas em dois atributos: habitat de ocupação e grau de sensibilidade, conforme revisão bibliográfica. Cada espécie foi classificada de acordo com sua capacidade em utilizar diferentes habitats ou de ser restrita a floresta, em: 1) espécies floresta-dependentes (dependentes do interior da floresta); 2) espécies floresta-semi-dependentes (ocorrem em áreas de vegetação aberta e florestas); 3) espécies floresta-independente (capazes de sobreviver em áreas de vegetação aberta) (SILVA, 1995). O grau de sensibilidade para alterações no habitat foi caracterizado em: 1) alta sensibilidade, 2) média sensibilidade e 3) baixa sensibilidade (STOTZ et al. 1996). Esta classificação refere-se à probabilidade de desaparecimento da espécie, de modo que quanto maior for o nível de sensibilidade da espécie, maior a probabilidade de seu desaparecimento em áreas degradadas, sendo elas pela perda ou fragmentação do habitat.

Para verificar a existência de diferenças significativas entre os atributos de habitat e o grau de sensibilidade e a riqueza de espécies em cada área foi utilizada uma PERMANOVA, seguida de Ordenações de Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS) através da medida de distância de Jaccard determinada pelo “stress”. O teste não-métrico (NMDS) foi calculado através do pacote “vegan” no software estatístico R (OKSANEN et al., 2019; R, 2018).

Também, foram classificadas as espécies nos fragmentos segundo as categorias tróficas e ocupação dos estratos pelas espécies para observar associações das espécies com a vegetação. A dieta das aves foi determinada pela observação do hábito de vida dessas em campo e segundo registros encontrados na literatura (MOTTA-JUNIOR, 1990; TERBORGH et al., 1990; SICK, 2001; PIRATELLI; PEREIRA, 2002), assim como a classificação quanto ao estrato vegetal que ocupam.

As categorias tróficas consideradas foram: insetívoros (INS), com dieta constituída essencialmente por insetos; Onívoros (ONI), com dieta constituída essencialmente por frutos, insetos e vertebrados de pequeno porte; Carnívoros (CAR), com dieta exclusiva à base de vertebrados de pequeno e médio porte; Nectarívoros (NEC), com dieta constituída essencialmente por néctar, mas também de pequenos

artrópodes; Frugívoros (FRU) com dieta constituída essencialmente por frutos, não causando prejuízo às sementes de uma planta, que são eliminadas intactas por defecação ou regurgitação.

Quanto à ocupação dos estratos vegetais pelas espécies, foram considerados: solo (SL) - espécies que forrageiam preferencialmente no solo e se alimenta de sementes; intermediário (INT) - espécies que forrageiam preferencialmente no estrato acima do solo até próximo à copa ou ao sub-bosque; superior (SU) - espécies que forrageiam preferencialmente na copa e acima dela; vertical (VR) - espécies que forrageiam verticalmente nos estratos vegetais (DONATELLI et al. 2004).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Diversidade alfa da avifauna

Foram registradas 133 espécies de aves, distribuídas em 36 famílias, sendo 21 famílias Passeriformes (58%) e 15 de não-Passeriformes (42%). As famílias com maior riqueza foram Tyrannidae com 21 espécies e Thraupidae com 18 espécies (Apêndice A2), sendo que 18,05% das espécies (n=24) são endêmicas de Mata Atlântica. Do total de espécies, 95 foram constatadas nos fragmentos Bixiguento e Mata da Bica, sendo 4 espécies exclusivas para o Bixiguento (*Knipolegus cyanirostris*, *Manacus manacus*, *Sclerurus scansor*, *Scytalopus speluncae*) e 11 espécies exclusivas na Mata da Bica (*Bubo virginianus*, *Drymophila malura*, *Empidonomus varius*, *Geranospiza caerulescens*, *Hylocharis chrysura*, *Penelope superciliaris*, *Phyllomyias fasciatus*, *Pipraeidea melanonota*, *Schiffornis virescens*, *Tangara palmarum* e *Urubitinga urubitinga*).

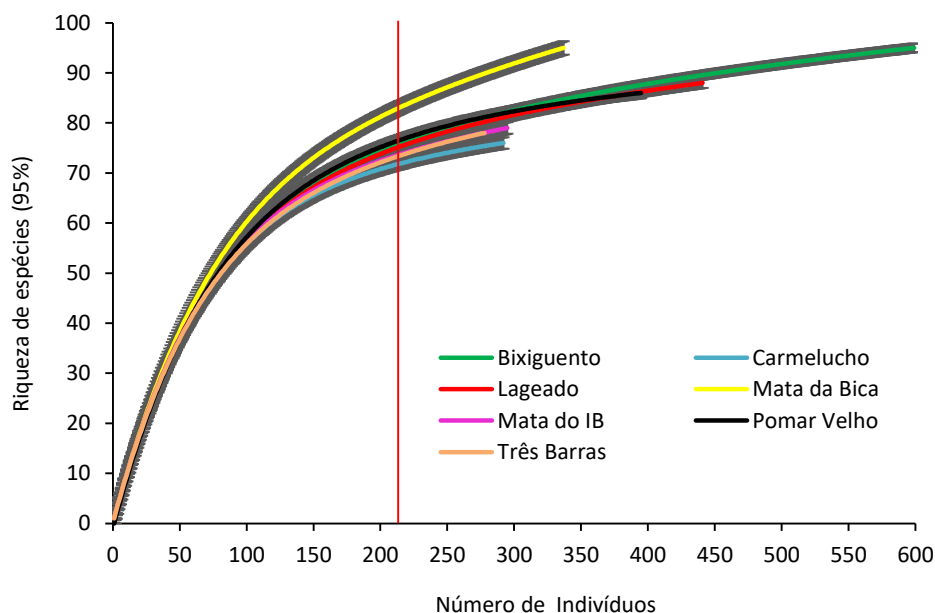
Foram registradas 79 espécies no fragmento Mata do IB, sendo *Cyanocorax cristatellus* espécie exclusiva neste local; 76 espécies no fragmento Carmelucho, sendo *Hemitriccus diops* espécie exclusiva neste local; 86 espécies no fragmento Pomar Velho, sendo *Hemitriccus nidipendulus* e *Myiarchus tyrnnulus* espécies exclusivas neste local; 78 espécies no fragmento Três Barras, sendo *Elaenia mesoleuca* e *Phyllomyias virescens* espécies exclusivas neste local; e 88 espécies no fragmento Lageado, sendo *Aramides saracura*, *Piculus aurulentus* e *Sarcoramphus papa* espécies exclusivas; conforme a Apêndice A2.

2.3.2 Diversidade beta da avifauna

Ao comparar a média da riqueza entre os fragmentos observou-se que não há diferenças significativas ($p=0,77$). A curva de rarefação utilizada para comparar a riqueza de espécies em relação ao número de indivíduos registrados (Figura 2.2) mostrou que o fragmento Mata da Bica foi a área florestal que apresentou a maior riqueza de espécies de aves.

Além disso, observou-se na curva de espécies que quando atingimos 200 indivíduos foram estimadas 81 espécies no fragmento Mata da Bica, 74 espécies nos fragmentos Bixiguento, Lageado e Pomar Velho, e 72 espécies nos fragmentos Mata do IB, Carmelucho e Três Barras. A curva de rarefação mostra um padrão de aumento inicialmente pronunciado, mas diminuiu com o número de visitas ao campo. Também, a curva acumulativa de espécies (Figura 2.2) demonstra que houve tendência à estabilização no registro de novas espécies, indicando que o esforço amostral foi suficiente para evidenciar o conjunto da avifauna nos ambientes amostrados.

Figura 2.2 - Curva de rarefação comparando a riqueza de aves nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP.



A Mata da Bica foi o fragmento que obteve o maior índice de diversidade (H') igual a 4,02; seguido pelos fragmentos Bixiguento e Pomar Velho, cujos valores de diversidade foram 3,90. Enquanto, que o fragmento Mata do IB obteve um valor de

diversidade de 3,89, e os fragmentos Lageado e Carmelucho obtiveram valores de diversidade igual a 3,88. Já no fragmento Três Barras o valor de diversidade foi 3,84.

2.3.3 Estrutura da avifauna

As áreas amostradas apresentaram uma proporção de espécies com frequências de ocorrência acima de 60% (n=19), correspondendo a 14% da avifauna registrada e que podem ser consideradas residentes (Apêndice A2). Dezoito espécies foram consideradas frequentes nas áreas amostradas (FO: 50% - 60%) e 96 espécies foram espécies consideradas ocasionais (FO menor que 50%). A área com as maiores frequência de espécies foi o fragmento Bixiguento. As espécies mais frequentes neste fragmento foram *Basileuterus culicivorus*, *Chiroxiphia caudata*, *Conopophaga lineata*, *Cyclarhis gujanensis*, *Myiothlypis flaveola*, *Patagioenas picazuro*, *Synallaxis ruficapilla*, *Tachyphonus coronatus*, *Todirostrum poliocephalum*, *Thamnophilus caerulescens*, *Dysithamnus mentalis*, *Platyrinchus mystaceus*, *Tolmomyias sulphurescens*, *Picumnus albosquamatus*, *Phaethornis pretrei* e *Saltator fuliginosus*.

Houve diferença significativa na frequência absoluta entre as áreas estudadas ($X^2 = 209,83$, gl = 6, $p < 0,001$). O fragmento Bixiguento apresentou a maior frequência, sendo esse valor diferente e significativo com todos os outros fragmentos (Tabela 2.2).

Já o fragmento Carmelucho apresentou diferença significativa com os fragmentos Bixiguento, Pomar Velho e Lageado em relação à frequência absoluta, e enquanto o fragmento Lageado apresentou diferença significativa o valor da frequência absoluta com todos os fragmentos, exceto com Pomar Velho. O fragmento Mata da Bica apresentou diferença significativa com os fragmentos Bixiguento, Pomar Velho, Três Barras e Lageado em relação à frequência absoluta. O fragmento Mata do IB apresentou diferença significativa na frequência absoluta com os fragmentos Bixiguento, Pomar Velho e Lageado, e enquanto o fragmento Pomar Velho apresentou diferença significativa com todos os fragmentos, exceto com Lageado (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Comparação (teste qui-quadrado) da frequência de espécies entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. (*) O nível de significância adotado no teste de Person foi $p > 0,05$.

Fragmento	Frequência absoluta	Fragmento	χ^2	gl	<i>p</i> -valor
Bixiguento	599	Carmelucho	105,78	1	<0,001*
		Lageado	24,00	1	<0,001*
		Mata da Bica	73,34	1	<0,001*
		Mata do IB	103,37	1	<0,001*
		Pomar Velho	42,32	1	<0,001*
		Três Barras	117,49	1	<0,001*
Carmelucho	292	Lageado	30,29	1	<0,001*
		Mata da Bica	3,22	1	0,073
		Mata do IB	0,02	1	0,902
		Pomar Velho	15,17	1	<0,001*
		Três Barras	0,34	1	0,558
Lageado	441	Mata da Bica	13,90	1	0,002*
		Mata do IB	28,96	1	<0,001*
		Pomar Velho	2,65	1	0,103
		Três Barras	36,95	1	<0,001*
Mata da Bica	377	Mata do IB	2,79	1	0,095
		Pomar Velho	4,44	1	0,035*
		Três Barras	5,66	1	0,017*
Mata do IB	295	Pomar Velho	14,22	1	0,002*
		Três Barras	0,50	1	0,48
Pomar Velho	394	Três Barras	20,02	1	<0,001*
Três Barras	278	-	-	-	-
Total	2676				

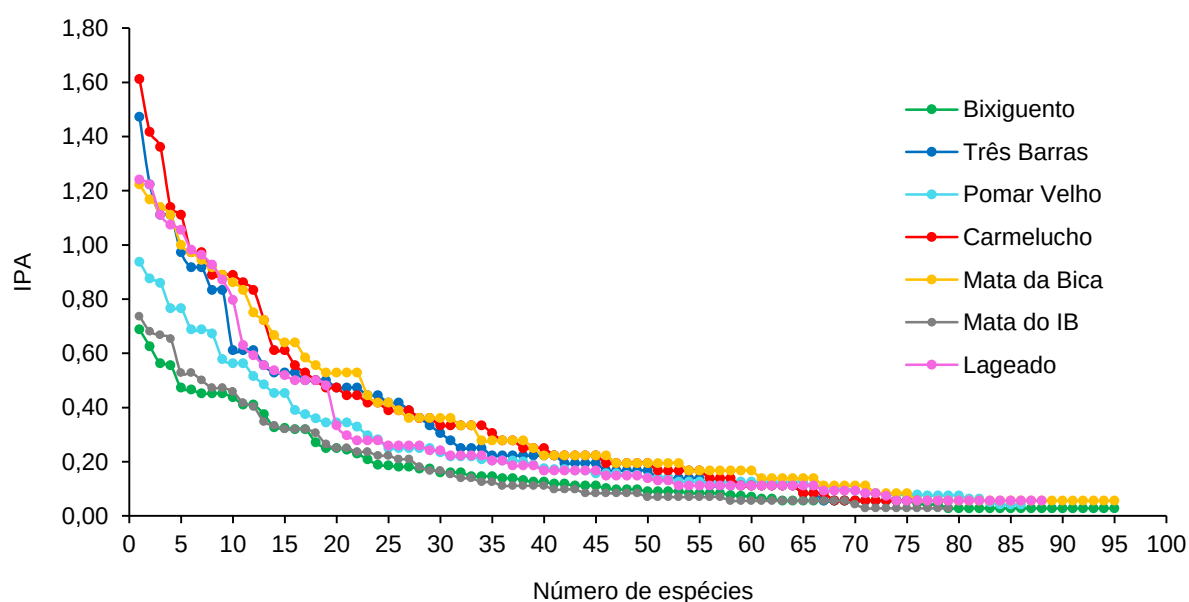
O Índice Pontual de Abundância (IPA) (Tabela 2.3) por espécie mostrou variação entre 0,03 (um contato) e 0,69 (99 contatos) no fragmento Bixiguento; entre 0,03 e 0,74 (53 contatos) no fragmento Mata do IB; entre 0,06 e 1,22 (44 contatos) no fragmento Mata da Bica; entre 0,06 e 1,22 (44 contatos) no fragmento Carmelucho; entre 0,06 e 0,94 (60 contatos) no fragmento Pomar Velho; entre 0,06 e 1,47 (53 contatos) no fragmento Três Barras; e entre 0,06 e 1,24 (67 contatos) no fragmento Lageado (Figura 2.3 e Apêndice A2).

Tabela 2.3 - Valores mínimo, máximo e médio (desvio padrão em parêntesis) do Índice Pontual de Abundancia (IPA) nos pontos de amostragem nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP.

Fragmento	IPA – ponto		
	Mínimo	Máximo	Média
Bixiguento	7,75	20,67	13,60 (3,04)
Mata do IB	9,67	18,67	14,14 (2,54)
Mata da Bica	10,92	18,50	14,44 (2,50)
Carmelucho	8,67	16,50	13,85 (2,70)
Pomar Velho	7,92	17,75	12,88 (2,38)
Três Barras	9,00	15,33	11,88 (1,67)
Lageado	7,33	14,25	11,68 (1,78)

Em geral, a Figura 2.3 mostra que as comunidades de aves nos fragmentos florestais avaliados estão compostas por um pequeno número de espécies de abundancias relativamente muito altas e um número bem maior com abundâncias muito baixas em todos os fragmentos florestais avaliados. As curvas do IPA, também, mostram que o fragmento Bixiguento em comparação com os outros fragmentos tem a maior equidade (indicada pela baixa inclinação) e riqueza de espécies. Já o fragmento Mata da Bica apresentou a maior equidade e riqueza de espécies em comparação com os fragmentos Lageado, Três Barras e Carmelucho (Figura 2.3).

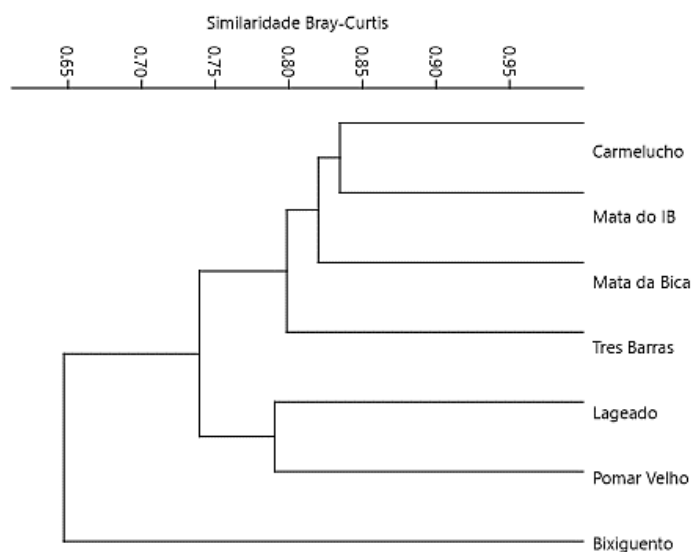
Figura 2.3 - Valores decrescentes de IPA das espécies registradas nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP.



2.3.4 Composição de espécies

A análise de similaridade pelo Índice Bray-Curtis (Figura 2.4) mostra que existe alta similaridade entre as áreas estudadas quanto à composição de espécies de aves. O teste de SIMPER indicou que existe apenas 30% da dissimilaridade na composição, as espécies que contribuem para essa diferenciação entre os fragmentos florestais são apresentadas na Tabela 2.3. Os fragmentos Carmelucho, Mata do IB e Mata da Bica diferenciaram-se das demais por apresentar espécies semi-dependentes e dependentes a ambientes florestais que ocupam estratos superiores da vegetação para forragear, tais como *Pachyramphus polychopterus*, *Myiopagis caniceps*, *Cacicus haemorrhous*, *Xenops rutilans*, *Trichothraupis melanops*, *Trogon surrucura*, *Saltator similis* e *Veniliornis spilogaster* (Tabela 2.3).

Figura 2.4 - Análise de Cluster da composição de espécies registradas nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP.



Já os fragmentos Bixiguento, Pomar Velho e Lageado apresentaram maior similaridade quanto à composição da avifauna (Figura 2.4), uma vez que compartilham espécies associadas a ambientes florestais e espécies capazes de sobreviver em áreas de vegetação aberta. Os fragmentos Bixiguento e Pomar Velho estão localizados no *front* da *cuesta* e o Lageado no reverso da *cuesta* de Botucatu e apesar da localização, apresentaram similaridade na composição de aves. As espécies que contribuíram na dissimilaridade a esses ambientes foram *Lochmias*

nematura, *Corythopsis delalandi*, *Thalurania glaucopsis* (endêmica da Mata Atlântica), *Ramphastos toco*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Euphonia chlorotica*, *Antilophia galeata*, *Saltator fuliginosus* (endêmica da Mata Atlântica), *Trichothraupis melanops*, *Camptostoma obsoletum*, *Vireo chivi* (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Valores da dissimilaridade e abundância das espécies, que contribuem para as diferenças na composição da avifauna entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na cuesta de Botucatu, SP.

Bixiguento e Carmelucho	Dissimilaridade media = 30%					
	Bixiguento	Carmelucho				
	Abund. media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0,08	0,83	0,008	1,81	2,76	2,76
<i>Trogon surrucura</i>	0,17	0,83	0,007	1,59	2,54	5,30
<i>Lochmias nematura</i>	0,67	0,00	0,007	1,37	2,33	7,62
<i>Saltator similis</i>	0,25	0,67	0,006	1,16	2,01	9,63
<i>Thalurania glaucopsis</i>	0,33	0,67	0,006	1,10	1,97	11,60
Bixiguento e Lageado	Dissimilaridade media = 31%					
	Bixiguento	Lageado				
	Abund. media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Euphonia chlorotica</i>	0,25	1,00	0,008	1,68	2,53	2,53
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,83	0,11	0,008	1,72	2,47	5,01
<i>Antilophia galeata</i>	0,08	0,67	0,007	1,30	2,18	7,19
<i>Ramphastos toco</i>	0,67	0,33	0,006	1,10	1,85	9,04
<i>Saltator fuliginosus</i>	1,00	0,44	0,006	1,09	1,82	10,85
Bixiguento e Mata da Bica	Dissimilaridade media = 29%					
	Bixiguento	Mata da Bica				
	Abund. media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,08	1,00	0,009	3,09	3,02	3,02
<i>Trogon surrucura</i>	0,17	0,83	0,007	1,58	2,35	5,37
<i>Lochmias nematura</i>	0,67	0,00	0,006	1,37	2,16	7,53
<i>Megarynchus pitangua</i>	0,00	0,67	0,006	1,38	2,11	9,64
<i>Myiopagis caniceps</i>	0,33	0,83	0,006	1,23	1,98	11,62
Bixiguento e Mata do IB	Dissimilaridade media = 28%					
	Bixiguento	Mata do IB				
	Abund. media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Lochmias nematura</i>	0,67	0,00	0,007	1,38	2,40	2,40
<i>Arremon flavirostris</i>	0,33	0,83	0,006	1,24	2,23	4,63
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	0,75	0,33	0,006	1,16	2,07	6,70
<i>Thalurania glaucopsis</i>	0,33	0,67	0,006	1,10	2,02	8,72
<i>Myiopagis caniceps</i>	0,33	0,67	0,006	1,10	2,02	10,74
Bixiguento e Pomar Velho	Dissimilaridade media = 32%					
	Bixiguento	Pomar Velho				
	Abund. media	Abund. media	Dissi. media	Dissi./SD	% Contri.	% Acum.
<i>Lochmias nematura</i>	0,67	0,00	0,007	1,37	2,10	2,10
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,83	0,38	0,006	1,16	1,89	4,00
<i>Thalurania glaucopsis</i>	0,33	0,75	0,006	1,16	1,87	5,86
<i>Ramphastos toco</i>	0,67	0,25	0,006	1,15	1,86	7,73
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0,58	0,00	0,006	1,15	1,78	9,51

Bixiguento e Três Barras		Dissimilaridade média = 32%				
	Bixiguento	Três Barras				
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,08	1,00	0,010	3,13	3,03	3,03
<i>Mackenziaena severa</i>	0,83	0,00	0,009	2,15	2,68	5,71
<i>Saltator fuliginosus</i>	1,00	0,33	0,007	1,38	2,17	7,88
<i>Lochmias nematura</i>	0,67	0,00	0,007	1,38	2,16	10,04
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,83	0,33	0,006	1,23	1,95	11,99
Carmelucho e Lageado		Dissimilaridade média = 32%				
	Carmelucho	Lageado				
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0,83	0,11	0,008	1,72	2,50	2,50
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,83	0,11	0,008	1,73	2,45	4,95
<i>Trichothraupis melanops</i>	0,33	1,00	0,007	1,38	2,26	7,20
<i>Antilophia galeata</i>	0,00	0,67	0,007	1,38	2,25	9,45
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,17	0,78	0,007	1,45	2,25	11,70
Carmelucho e Mata da Bica		Dissimilaridade média = 28%				
	Carmelucho	Mata da Bica				
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,17	1,00	0,008	2,14	2,89	2,89
<i>Myiopagis caniceps</i>	0,17	0,83	0,007	1,57	2,50	5,39
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0,83	0,33	0,006	1,22	2,17	7,57
<i>Xenops rutilans</i>	0,83	0,33	0,006	1,23	2,12	9,69
<i>Trichothraupis melanops</i>	0,33	0,67	0,006	1,09	1,97	11,66
Carmelucho e Mata do IB		Dissimilaridade média = 27%				
	Carmelucho	Mata do IB				
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0,83	0,17	0,007	1,57	2,69	2,69
<i>Myiopagis caniceps</i>	0,17	0,67	0,006	1,23	2,32	5,02
<i>Trogon surrucura</i>	0,83	0,33	0,006	1,23	2,25	7,27
<i>Saltator similis</i>	0,67	0,17	0,006	1,23	2,23	9,50
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0,33	0,67	0,006	1,10	2,09	11,59
Carmelucho e Pomar Velho		Dissimilaridade média = 29%				
	Carmelucho	Pomar Velho				
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0,83	0,25	0,007	1,37	2,34	2,34
<i>Ramphastos toco</i>	0,67	0,25	0,006	1,15	2,10	4,45
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,83	0,38	0,006	1,16	2,10	6,55
<i>Piaya cayana</i>	0,83	0,38	0,006	1,15	2,07	8,61
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0,33	0,63	0,006	1,06	1,92	10,54
Carmelucho e Três Barras		Dissimilaridade média = 31%				
	Carmelucho	Três Barras				
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,17	1,00	0,009	2,16	2,87	2,87
<i>Trogon surrucura</i>	0,83	0,00	0,009	2,18	2,78	5,64
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	0,67	0,00	0,007	1,38	2,29	7,94
<i>Arremon flavirostris</i>	0,67	0,00	0,007	1,39	2,21	10,15
<i>Saltator similis</i>	0,67	0,00	0,007	1,39	2,20	12,35
Lageado e Mata da Bica		Dissimilaridade média = 30%				
	Lageado	Mata da Bica				
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0,89	0,00	0,008	2,71	2,83	2,83
<i>Myiopagis caniceps</i>	0,22	0,83	0,007	1,44	2,23	5,05

<i>Antilophia galeata</i>	0,67	0,00	0,007	1,38	2,22	7,27
<i>Trogon surrucura</i>	0,22	0,83	0,007	1,44	2,19	9,46
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,11	0,67	0,006	1,28	2,05	11,50
Lageado e Mata do IB		Dissimilaridade media = 30%				
	Lageado	Mata do IB				
<i>Trichothraupis melanops</i>	1,00	0,17	0,009	2,18	2,87	2,87
<i>Antilophia galeata</i>	0,67	0,00	0,007	1,39	2,34	5,20
<i>Euphonia chlorotica</i>	1,00	0,33	0,007	1,39	2,25	7,45
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,11	0,67	0,006	1,28	2,13	9,58
<i>Ramphastos toco</i>	0,33	0,83	0,006	1,23	2,12	11,69
Lageado e Pomar Velho		Dissimilaridade media = 33%				
	Lageado	Pomar Velho				
<i>Trichothraupis melanops</i>	1,00	0,00	0,010	8,48	3,16	3,16
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0,89	0,00	0,009	2,68	2,75	5,91
<i>Antilophia galeata</i>	0,67	0,00	0,007	1,38	2,17	8,08
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,78	0,38	0,006	1,13	1,82	9,90
<i>Vireo chivi</i>	0,44	0,75	0,006	1,04	1,69	11,59
Lageado e Três Barras		Dissimilaridade media = 33%				
	Lageado	Três Barras				
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	0,89	0,00	0,009	2,71	2,87	2,87
<i>Trichothraupis melanops</i>	1,00	0,17	0,009	2,17	2,70	5,57
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0,89	0,17	0,008	1,74	2,37	7,94
<i>Antilophia galeata</i>	0,67	0,00	0,007	1,39	2,20	10,14
<i>Mackenziaena severa</i>	0,67	0,00	0,007	1,40	2,04	12,18
Mata da Bica e Mata do IB		Dissimilaridade media = 27%				
	Mata da Bica	Mata do IB				
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	1,00	0,00	0,010	12,27	3,48	3,48
<i>Trichothraupis melanops</i>	0,67	0,17	0,006	1,23	2,19	5,67
<i>Megarynchus pitangua</i>	0,67	0,17	0,006	1,23	2,10	7,76
<i>Trogon surrucura</i>	0,83	0,33	0,006	1,23	2,09	9,86
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	0,83	0,33	0,006	1,23	2,09	11,94
Mata da Bica e Pomar Velho		Dissimilaridade media = 29%				
	Mata da Bica	Pomar Velho				
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	1,00	0,25	0,007	1,68	2,53	2,53
<i>Trichothraupis melanops</i>	0,67	0,00	0,007	1,38	2,25	4,78
<i>Megarynchus pitangua</i>	0,67	0,25	0,005	1,15	1,86	6,64
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,67	0,38	0,005	1,06	1,80	8,45
<i>Piaya cayana</i>	0,67	0,38	0,005	1,06	1,78	10,23
Mata da Bica e Três Barras		Dissimilaridade media = 30%				
	Mata da Bica	Três Barras				
<i>Mackenziaena severa</i>	1,00	0,00	0,010	11,11	3,26	3,26
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	1,00	0,00	0,010	11,11	3,26	6,52
<i>Trogon surrucura</i>	0,83	0,00	0,008	2,17	2,65	9,18
<i>Arremon flavirostris</i>	0,67	0,00	0,007	1,37	2,19	11,37
<i>Saltator fuliginosus</i>	1,00	0,33	0,007	1,38	2,18	13,55
Mata do IB e Pomar Velho		Dissimilaridade media = 29%				

	Mata do IB	Pomar Velho				
<i>Ramphastos toco</i>	0,83	0,25	0,007	1,38	2,42	2,42
<i>Piaya cayana</i>	0,83	0,38	0,006	1,16	2,10	4,51
<i>Corythopsis delalandi</i>	0,67	0,38	0,006	1,07	1,95	6,47
<i>Saltator fuliginosus</i>	1,00	0,50	0,005	0,98	1,88	8,35
<i>Coereba flaveola</i>	0,50	1,00	0,005	0,98	1,83	10,17
Mata do IB e Três Barras		Dissimilaridade media = 31%				
	Mata do IB	Três Barras				
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,00	1,00	0,011	17,34	3,42	3,42
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	1,00	0,00	0,011	17,34	3,42	6,84
<i>Arremon flavirostris</i>	0,83	0,00	0,009	2,18	2,83	9,67
<i>Saltator fuliginosus</i>	1,00	0,33	0,007	1,39	2,29	11,95
<i>Myiopagis caniceps</i>	0,67	0,33	0,006	1,10	1,92	13,87
Pomar Velho e Tres Barras		Dissimilaridade media = 32 %				
	Pomar Velho	Três Barras				
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	0,88	0,00	0,009	2,52	2,85	2,85
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,25	1,00	0,008	1,68	2,57	5,42
<i>Mackenziaena severa</i>	0,75	0,00	0,008	1,68	2,42	7,84
<i>Ramphastos toco</i>	0,25	0,83	0,007	1,37	2,26	10,10
<i>Arremon flavirostris</i>	0,63	0,00	0,006	1,27	1,96	12,06

A análise de espécies indicadoras de aves mostrou 24 espécies nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (Tabela 2.5). Destas, uma espécie foi exclusiva no fragmento Carmelucho e duas espécies foram exclusivas nos fragmentos Mata da Bica e Lageado. Para cada fragmento o número de espécies indicadoras registradas foram: sete no fragmento Bixiguento, nove na Mata do IB, 13 na Mata da Bica, 12 nos fragmentos Carmelucho e Pomar Velho e 10 no fragmento Lageado (Tabela 2.5).

Nestes fragmentos as espécies com maior valor indicador foram *Mackenziaena severa*, espécie restrita à Mata Atlântica, e *Poecilotriccus plumbeiceps*. Por outro lado, no fragmento Três Barras, foram registradas oito espécies indicadoras, sendo as espécies com maior valor indicador *Pachyramphus polychopterus* e *Corythopsis delalandi* (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 - Espécies indicadoras nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. Valores indicadores significativos $p < 0,05$. Fragmentos, BX: Bixiguento; IB: Mata do IB; MB: Mata da Bica; CA: Carmelucho; PV: Pomar Velho; TB: Três Barras; LG: Lageado. Caracterização de cada espécie quanto ao grau de sensibilidade (A=alta, M=média e B=baixa), habitat (D=floresta-dependente, S=floresta semi-dependente e I=Independente), ocupação dos estratos pelas espécies (SU=superior, INT=intermediário, SL=solo e VE=vertical) e guilda trófica (INS=insetívoros, ONI=onívoros, CAR=carnívoros, FRU=frugívoro).

Orden/Familia	Espécies indicadoras	Fragmentos							Sensibilidade	Habitat	Estrato vegetal	Guilda
		BX	IB	MB	CA	PV	TB	LG				
Falconiformes												
Falconidae	Milvago chimachima	0,60	0,60						B	I	SU	CAR
Passeriformes												
Pipridae	Antilophia galeata							0,77	M	D	INT	FRU
Passerellidae	Arremon flavirostris		0,76	0,76	0,76	0,76		0,76	M	D	INT	FRU
Icteridae	Cacicus haemorrhous			0,64	0,64		0,64		B	S	VE	ONI
Rhynchocyclidae	Corythopsis delalandi	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79		M	D	INT	INS
Dendrocolaptidae	Dendrocolaptes platyrostris	0,75	0,75		0,75			0,75	M	D	VE	INS
Tyrannidae	Empidonomus varius			0,6					B	S	INT	INS
Rhynchocyclidae	Hemitriccus diops				0,60				M	D	INT	INS
Rhynchocyclidae	Hemitriccus orbitatus			0,65					M	D	INT	INS
Vireonidae	Hylophilus amaurocephalus				0,60		0,60		M	S	INT	INS
Furnariidae	Lochmias nematura	0,76						0,76	M	D	SL	INS
Thamnophilidae	Mackenziaena severa	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85		0,85	M	D	INT	INS
Tyrannidae	Myiodynastes maculatus		0,63	0,63		0,63	0,63	0,63	B	S	SU	ONI
Tityridae	Pachyramphus polychopterus			0,82			0,82		B	S	SU	ONI
Tyrannidae	Pitangus sulphuratus					0,60	0,60		B	I	SU	ONI
Rhynchocyclidae	Poecilotriccus plumbeiceps	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90		0,90	M	D	INT	INS
Thraupidae	Saltator similis			0,63	0,63	0,63			B	D	SU	FRU
Parulidae	Setophaga pitiayumi							0,60	M	S	SU	INS
Thraupidae	Tangara cayana					0,60	0,60	0,60	M	I	SU	FRU
Thamnophilidae	Thamnophilus doliatus				0,66	0,66			B	S	INT	INS
Thraupidae	Trichothraupis melanops	0,75		0,75	0,75			0,75	M	D	INT	FRU

Orden/Familia	Espécies indicadoras	Fragmentos							Sensibilidade	Habitat	Estrato vegetal	Guilda
		BX	IB	MB	CA	PV	TB	LG				
Psittaciformes												
Psittacidae	<i>Pionus maximiliani</i>		0,50			0,50			M	S	SU	FRU
Galbuliformes												
Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i>			0,60		0,60	0,60		B	S	INT	INS
Trogoniformes												
Trogonidae	<i>Trogon surrucura</i>		0,73	0,73	0,73	0,73			B	I	SU	ONI

Com relação ao status de conservação das espécies, 98% (n=130) apresentaram índice Pouco Preocupante, ou *least concern*, e 2% (n=3) apresentaram índice Quase Ameaçadas, ou *near threatened*, tais como *Hemitriccus orbitatus*, *Malacoptila striata*, *Piculus aurulentus* (IUCN, 2015). Já em escala regional, a condição de algumas espécies é preocupante, como *Sarcoramphus papa* que se encontra em Perigo de Extinção (EN ou *endangered*, em inglês), *Cyanoloxia brissonii* que se enquadra na categoria de espécies Vulneráveis (VU), e as espécies *Penelope superciliaris*, *Amazona aestiva*, *Campephilus robustus* e *Antilophia galeata* que se enquadram na categoria de espécies Quase Ameaçadas. Foram identificadas vinte e cinco espécies de interesse comercial e cinegéticas (Apêndice B2).

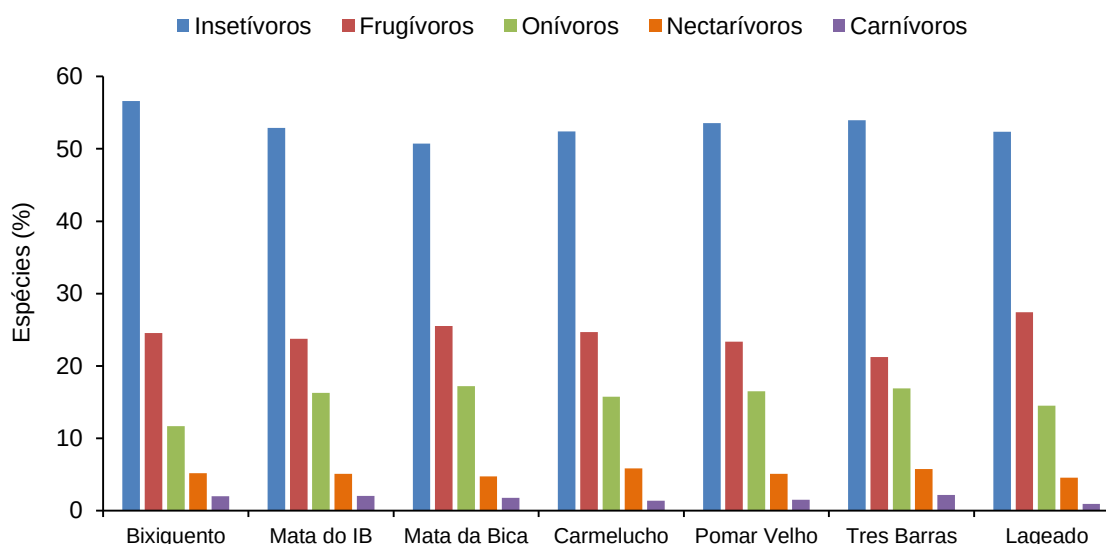
2.3.5 Atributos funcionais na avifauna nos fragmentos florestais

Os grupos (Figura 2.5) das espécies floresta-dependente (n=49) e floresta semi-dependente (n=57) foram os mais representativos, com 79,7% (n=106) do total das espécies registradas nos fragmentos, sendo que o grupo floresta-independente representou apenas 20,3% (n=27) das espécies, resultando em uma diferença significativa na riqueza de espécies entre os dois atributos ($F=2,675$, $p=0,0001$). Além disso, houve diferença significativa na riqueza de espécies do grupo floresta dependente entre as áreas amostradas ($F=2,19$, $p=0,0418$).

Espécies de baixa sensibilidade foram as que apresentaram maior número de registros, com 51,13% (n=68), seguido de sensibilidade média, 45,86% (n=61), e alta sensibilidade com apenas 3,01% (n=4). Houve diferenças significativas entre o alto grau de sensibilidade das espécies ($F=4,60$, $p=0,0004$).

O fragmento Bixiguento apresentou a maior riqueza de espécies de alta sensibilidade (*Campylorhamphus falcularius*, *Dromococcyx pavoninus*, *Habia rubica*, *Sclerurus scansor*), bem como de espécies dependentes florestais (*Chiroxiphia caudata*, *Conopophaga lineata*, *Dysithamnus mentalis*, *Myiothlypis flaveola*, *Phaethornis pretrei*, *Platyrinchus mystaceus*, *Saltator fuliginosus*, *Tachyphonus coronatus* e *Thamnophilus caerulescens*). Já o fragmento Lageado apresentou a maior riqueza de espécies de média sensibilidade (*Basileuterus culicivorus*, *Conopophaga lineata*, *Dysithamnus*

Figura 2.6 - Guildas tróficas das espécies registradas nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP.



2.4 DISCUSSÃO

2.4.1 Diversidade da avifauna

Os resultados obtidos evidenciam a diversidade da comunidade das aves presentes nas áreas de estudo devido a heterogeneidade na composição florística. Essa, heterogeneidade de habitats encontrada nos fragmentos estudados, foram mata tardia (fragmentos: Bixiguento, Mata do IB e Mata da Bica), mata secundária ecotonal (fragmentos: Carmelucho e Pomar Velho), mata secundária jovem (fragmento Três Barras) e mata ciliar (fragmento Lageado).

Os fragmentos com maior grau de conservação e menor perturbação antrópica no passado, assim como as florestas secundárias não apresentaram diferenças na riqueza de espécies. Esse resultado pode ser porque os fragmentos são próximos (conectividade) e tem cursos de água que são importantes para as aves. A riqueza específica dos fragmentos analisados está próxima aos valores obtidos em outros levantamentos realizados em florestas secundárias do interior paulista (Figura 2.2). Pozza e Pires (2003) trabalharam em dois fragmentos de mata em Brotas (Estação Ecológica de São Carlos, 75ha) e Patrocínio Paulista (Fazenda Santa Cecília, 100ha),

onde registraram 60 e 72 espécies, respectivamente. Donatelli et al. (2004) observaram 74 espécies em 761 contatos na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista (aproximadamente 1000 ha). Também, Donatelli et al. (2007) registraram 73 espécies em 988 contatos e 64 espécies, localizadas em Itapetininga (350 ha) e Buri (480 ha), respectivamente. Antunes (2005) registrou 198 espécies num fragmento de floresta estacional semidecidual localizada no município de Anhembi. Cavarzere et al. (2012) registraram 116 espécies na Estação Ecológica dos Caetetus, cuja vegetação é floresta estacional semidecidual, esta área é um dos mais importantes remanescentes desse tipo de vegetação no Estado de São Paulo (EVANS et al., 2005; CAVARZERE et al., 2009). Antonelli e Fonseca (2019) registraram 126 espécies numa área de floresta estacional semidecidual na mesma região de estudo.

Os resultados encontrados mostraram que a maior riqueza de aves está relacionada aos fragmentos florestais com maior grau de conservação. Locais que são capazes de proporcionar uma maior disponibilidade de recursos para as aves como sementes, frutos e água (JORGE et al., 2015). Esse resultado concorda com o trabalho de Petry e Scherer (2008), que registraram um maior número de espécies associadas às áreas florestais mais conservadas.

A representatividade das famílias Tyrannidae e Thraupidae, com maior riqueza de espécies encontradas nas áreas concorda com outros estudos realizados na região tropical (DONATELLI et al. 2004, ROSSI et al., 2014; VALLS et al., 2016; ANTONELLI; FONSECA, 2019). Resultado atribuído à plasticidade comportamental dos representantes dessas famílias, que lhes permite ocupar diferentes ambientes e estratos de vegetação (SILVA, 1995). Também, essas famílias possuem representantes com diferentes características e se destacam pela ampla capacidade de colonização, adaptando-se bem a ambientes alterados, sendo frequentes os registros como a família com maior riqueza nos estudos de avifauna. Apresentam grande capacidade de voo, o que possibilita a realização de migrações sazonais em busca de condições e recursos ideais para o seu estabelecimento. Com predomínio de espécies insetívoras, são comumente encontrados em bordas de matas, havendo também espécies de hábitos florestais (DONATELLI et al., 2007; SIGRIST, 2013).

Diferentes processos podem ser responsáveis pela associação entre variabilidade na riqueza de espécies e fragmentação da paisagem. Em particular, diferentes aspectos da fragmentação florestal podem ser responsáveis por mudanças ao longo do tempo no número de espécies e a diversidade regional e local pode ser ligada por diferentes mecanismos (BOULINIER et al., 1998). Portanto, as variações temporais na riqueza de espécies são o resultado de extinções e colonizações locais na paisagem (CAVARZERE et al., 2012).

2.4.2 Estrutura da avifauna

Em paisagens perturbadas o tamanho dos fragmentos, assim como, o grau de isolamento, a qualidade e diversidade dos fragmentos proporcionam recursos que influem na persistência dos organismos, podendo ter efeito na estrutura da comunidade de aves (MARSDEN et al., 2001; FAHRIG, 2002). Cabe indicar que o tamanho dos fragmentos avaliados se encaixam nas três categorias propostas por UEZU (2006) sendo, fragmentos: i) grande maior a 300 ha (Bixiguento), ii) médio entre 100 e 200 ha (Lageado, Mata do IB e Três Barras) e iii) pequenos menor a 100 ha (Mata da Bica, Carmelucho e Pomar Velho).

Assim sendo, o fragmento Bixiguento, área mais conservada que apresenta o maior tamanho de área (329 ha), embora tenha apresentado frequência absoluta e Índice Pontual de Abundância de indivíduos maior que nos outros fragmentos (Apêndice A2), compartilhou 71% das espécies com estes. Atribui-se a ocorrência de muitas espécies nos fragmentos ao complexo mosaico ambiental que compõe a área de estudo, ligados com a composição e estrutura da vegetação. A ocorrência de espécies frequentes de avifauna como *Basileuterus culicivorus*, *Chiroxiphia caudata*, *Conopophaga lineata*, *Cyclarhis gujanensis*, *Myiothlypis flaveola*, *Patagioenas picazuro*, *Synallaxis ruficapilla*, *Tachyphonus coronatus*, *Tolmomyias sulphurescens* e *Todirostrum poliocephalum* nas áreas de estudo, deve-se, fundamentalmente, à existência da vegetação secundária tardia, que provavelmente atua como área fonte de indivíduos nas regiões adjacentes (SANTOS; CADEMARTORI, 2015).

Entretanto, as espécies que apresentaram abundância mais baixa são afetadas pela fragmentação independentemente da paisagem em que ocorrem, mostrando que essa é uma característica intensamente associada à vulnerabilidade de espécies. Esse padrão foi observado para as espécies *Micrastur semitorquatus*, *Manacus manacus*, *Turdus subalaris*, *Scytalopus speluncae*, *Sirystes sibilator*, *Thlypopsis sordida*, *Tiaris fuliginosus*, *Trichothraupis melanops*, *Chlorostilbon lucidus*, *Picumnus cirratus*, *Tersina viridis*, *Pachyramphus polychopterus*, *Setophaga pitaiayumi*, *Setophaga pitaiayumi*, *Tangara palmarum*, *Saltator similis*, *Psittacara leucophthalmus*, *Sarcoramphus papa* e *Turdus albicollis*. Segundo UEZU (2006) as espécies menos abundantes têm maiores chances de serem ameaçadas local e globalmente, visto que a fragmentação as atinge igualmente, não importando se a paisagem é mais conectada ou apresenta fragmentos grandes. Por outro lado, valores baixos de frequência podem indicar espécies mais raras ou menos conspícuas, mas podem ser explicados também pelo aparecimento de espécies que permanecem poucos dias no local (vagantes), habitam outros ambientes e ocasionalmente exploram algum recurso da área (ocasionais) ou são espécies migratórias (VIELLIARD et al., 2010).

Também, a maior frequência de aves nos fragmentos Bixiguento (329 ha) e Lageado (155 ha) (Tabela 2.2), considerados grandes e médio, respectivamente, em relação aos outros fragmentos, mostrou que o tamanho do fragmento contribui para a manutenção da diversidade da avifauna devido aos recursos e diversidade florística que estão presentes nestes fragmentos. Porém, muitas espécies de aves apresentam distribuição limitada a áreas com mais de 400 hectares (UEZU, 2006), sendo um fator determinante o tamanho do fragmento na frequência de aves. No entanto, as áreas menores podem ser importantes no aumento da conectividade da paisagem, dependendo de suas posições geográficas (URBAN; KEITT, 2001).

O resultado da frequência absoluta mostrou diferença significativa entre os fragmentos avaliados (Tabela 2.2), indicando possivelmente que o tamanho do fragmento é o fator mais importante para explicar o padrão de abundância das espécies de aves nas áreas estudadas. Como afirma Uezu (2006), o tamanho dos remanescentes é importante para explicar, principalmente, a variação de abundância e distribuição das

espécies mais sensíveis à fragmentação, que se concentram, sobretudo, em áreas de fragmentos grandes.

Por outro lado, nos fragmentos de estudo, possivelmente o grau de isolamento foi outro fator que incidiu na abundância de aves. Já que o IPA mostrou que fragmentos pequenos como Mata da Bica, Carmelucho e Pomar Velho obtiveram maiores valores médio nos pontos de amostragem (Tabela 2.3). Além disso, o fragmento Mata da Bica que tem o menor tamanho (58 ha), apresentou maior valor decrescente de IPA em comparação com fragmentos de tamanho médios como Três Barras e Lageado (Figura 2.3). Esses resultados confirmam o apontado por Martensen et al. (2008), paisagens com alta conectividade, onde fragmentos estão próximos, possibilitam que as aves usem mais do que um fragmento para obter os recursos necessários para sobreviver e realizar movimentos diários ou ocasionais.

Assim sendo, podemos inferir que os fragmentos avaliados são áreas fontes para o acesso de recursos das aves, o que ajudam a manter um maior fluxo de indivíduos e proporciona uma movimentação maior dos indivíduos na paisagem, incidindo no aumento da abundância de espécies, conforme sugerido por Martensen et al. (2008), ou seja, que a conectividade é mais importante do que o tamanho do fragmento para sustentar um número elevado de espécies e indivíduos, porque a conectividade oferece aos indivíduos a oportunidade de usar vários fragmentos, reduzindo a influência do tamanho do fragmento.

Porém, é importante indicar que, segundo Urban e Keitt (2001), o grau de proximidade entre fragmentos pouco explica o padrão de abundância e distribuição das espécies nos fragmentos com maior grau de isolamento. Além disso, populações pequenas não são viáveis em longo prazo, pois o isolamento geográfico pode acarretar consequências desfavoráveis decorrentes da fixação de características deletérias, causada pelo processo de endogamia (BRITO; FERNANDEZ, 2000). Assim, esses padrões não foram observados nos resultados encontrados, devido ao baixo grau de isolamento entre os fragmentos avaliados cuja distância mínima é de 0,4 km e máxima é de 6 km, indicando que a alta conectividade entre os fragmentos florestais estudados pode ser também, um dos fatores importantes para explicar a abundância das espécies.

Porém, como discutido por Aleixo (2001), a presença de uma espécie em um fragmento não é somente resultado direto de seu tamanho o grau de isolamento, e sim da combinação de uma série de fatores, como paisagem circundante, relevo, grau de preservação da mata e a frequência de distúrbios. Desta maneira, podemos inferir que a área de estudo está em seu conjunto fornecendo condições adequadas para a permanência da avifauna.

A estrutura da vegetação que reflete a qualidade de habitat apresentou diferenças entre os fragmentos avaliados (Capítulo 1), também é importante para explicar a variação da abundância de espécies que incide na riqueza da avifauna. Tal como foi evidenciado com os resultados da frequência de ocorrência e abundância da avifauna nos fragmentos. Por exemplo, no fragmento Bixiguento a frequência de ocorrência foi acima de 75% indicando que as espécies de aves são residentes (VIELLIARD et al, 2010). Quanto ao IPA, os fragmentos Mata da Bica e Carmelucho apresentaram valores de IPA igual a 1,22 com o menor número de contatos. Nesses fragmentos, Carmelucho, Mata da Bica e Bixiguento, existe a maior diversidade da vegetação, afirmando o apontado por MacArthur et al. (1962) que florestas com maior diversidade de alturas suportam maior diversidade de espécies de aves. Porém, a relação direta entre a abundância de aves e estrutura da vegetação, sem considerar as mudanças históricas, pode levar a conclusões erradas, impedindo um real entendimento dos processos locais de extinção das espécies (KNICK; ROTENBERRY, 2000; LINDBORG; ERIKSSON, 2004).

Dessa maneira, os fatores intrínsecos aos fragmentos, como a estrutura da vegetação e o desenvolvimento da floresta, sub-bosque herbáceo e arbustivo, são fatores mais determinantes do padrão da avifauna do que o grau de isolamento (ALEIXO; VIELLIARD, 1995). Por exemplo, espécies altamente migratórias especializadas em habitat de floresta são afetadas negativamente pela fragmentação, enquanto espécies que habitam na borda da floresta denominadas espécies residentes (habitam durante o ano todo) tendem a atingir densidades locais mais altas em florestas fragmentadas (LYNCH, 1987).

2.4.3 Composição florística e atributos funcionais

No que diz respeito à similaridade, a Mata do IB, Mata da Bica e Carmelucho foram os fragmentos com maior similaridade de espécies (Figura 2.4), sendo que, compartilham cerca de 80% das espécies de aves. Esses fragmentos estão localizados na depressão periférica da *cuesta* de Botucatu, podendo ser a localização o fator que insidio na similaridade de espécies de aves. Entretanto, os fragmentos Bixiguento, Pomar Velho e Lageado, por consistir em uma fitofisionomia bastante heterogênea, apresentam composição de espécies diversificada, diferenciando-se, deste modo, dos fragmentos localizados na depressão periférica da *cuesta* de Botucatu (Figura 2.4).

Em geral a dissimilaridade da composição da avifauna entre os fragmentos foi baixa em média 30% (Tabela 2.4). As espécies que contribuíram com a maior dissimilaridade foram *Pachyramphus polychopterus*, registrada no fragmento Três Barras, *Mackenziaena severa*, *Saltator fuliginosus*, *Lochmias nematura* e *Corythopsis delalandi* registrada no Bixiguento, *Trogon surrucura* no Carmelucho e *Poecilotriccus plumbeiceps*, registradas nos fragmentos Lageado, Mata da Bica, Mata do IB e Pomar Velho. Este fato pode ser atribuído a que os fragmentos são áreas adjacentes, cujo efeito de borda não afeta a composição da avifauna (UEZU, 2006; SANTOS; CADEMARTORI, 2015). Também, os resultados da composição confirmam o indicado por Anjos et al. (2011), de que remanescentes florestais abrigam espécies que necessitam de hábitat preservado para sobreviver, espécies estas sensíveis à fragmentação florestal, como *Sarcoramphus papa* espécie em perigo de extinção, *Mackenziaena severa*, espécie restrita à Mata Atlântica, e *Piculus aurulentus*, *Thalurania glaucopis*, *Saltator fuliginosus*, espécies endêmicas da Mata Atlântica, as quais foram registradas neste estudo.

As espécies indicadoras nos fragmentos Bixiguento, Mata do IB e Mata da Bica (florestas tardias), Carmelucho e Pomar Velho (floresta secundária ecotonal ou cerradão) e Lageado (mata secundária ciliar) foram *Mackenziaena severa* e *Poecilotriccus plumbeiceps* podem ser vistas na Tabela 2.5. *M. severa*, uma espécie restrita a Mata Atlântica que habita principalmente em matas secundárias, bambuzais e até em sub-bosques sujos de eucaliptais (RIDGELY et al., 2015). Já, *P. plumbeiceps*, uma espécie muito comum em matas mesófilas, matas secas, matas de galeria, matas ripárias e na

Mata Atlântica, que habita em cipoais ou em soqueiras de samambaias-das-taperas, nas bordas de matas úmidas (RIDGELY et al., 2015). Os fragmentos onde observou-se essas espécies são fragmentos com maior grau de conservação da vegetação (Capítulo 1).

Entretanto, o fragmento Três Barras cuja vegetação é produto da recuperação natural aproximadamente de 20 anos (Capítulo 1), apresenta espécies indicadoras de florestas secundárias altamente degradadas (RIDGELY et al., 2015), como *Pachyramphus polychopterus*, espécie que habita florestas subtropicais ou tropicais úmidas de baixa altitude e florestas secundárias altamente degradadas, de baixa sensibilidade ambiental, cuja reprodução é no alto de árvores isoladas (STOTZ et al. 1996; DONATELLI et al. 2004), e a espécie *Corythopsis delalandi* que prefere habitats florestais, vivendo em matas mais escuras e úmidas, considerada mais abundante na Mata Atlântica, mas que pode se estender para o Cerrado, em especial à porção centro-sul do Brasil (RIDGELY et al., 2015).

Os resultados demonstram que áreas com fragmentos florestais conservados geralmente apresentam maior e mais distinta diversidade de espécies de aves (ALEIXO; VIELLIARD, 1995; STOTZ et al., 1996; DONATELLI et al., 2007). Isto porque os fragmentos florestais conservados são caracterizados por apresentarem maior disponibilidade de recursos, áreas para reprodução e descanso e, assim, possibilitam maior ocupação de espécies que dependem de ambientes mais especializados, como as espécies floresta-dependentes (BARLOW et al., 2006). Em contrapartida, áreas mais degradadas ou em ambientes abertos possibilitam espécies de comportamento gregário (CHACE; WALSH, 2006; ROSSI et al., 2014).

Estudos verificaram que muitas espécies endêmicas da Mata Atlântica (ALEIXO; VIELLIARD, 1995; RIBON et al., 2003) declinaram ou foram extintas em longo prazo na região sudeste do Brasil, sendo estas extinções ocasionadas pela fragmentação e descaracterização dos habitats (ANJOS et al., 2011). Neste estudo registramos espécies em várias categorias de conservação, como *Sarcoramphus papa* que se encontra em Perigo de Extinção, *Cyanoloxia brissonii* espécie vulnerável, e as espécies *Penelope supercilialis*, *Amazona aestiva*, *Campephilus robustus* e *Antilophia galeata* espécies quase ameaçadas (ICMbio, 2018; São Paulo, 2018). Portanto, os resultados obtidos neste estudo indicam pautas para delinear estratégias de conservação a longo prazo para

conservar a avifauna na região. Harris e Pimm (2004) mencionaram que até mesmo espécies mais comuns podem ser extintas em decorrência da supressão de vegetação na Mata Atlântica. Esse fato é corroborado por outros estudos e previsões com modelos matemáticos realizadas para este bioma em relação ao número de espécies ameaçadas (Brooks et al., 1999).

Também, os resultados obtidos neste estudo demonstram, para determinadas espécies, um padrão de preferência por habitats florestais que conservam, ainda que parcialmente, suas características originais como os fragmentos Bixiguento, Mata do IB, Mata da Bica e Carmelucho (cerradão) que apresentaram a maior riqueza de aves de hábitos especialistas, de alta e média sensibilidade e floresta-dependentes e composição de espécies distinta das demais áreas (Figura 2.5). De acordo com a literatura (WILLIS, 1979; ALEIXO; VIELLIARD, 1995; SICK, 2001; ALEIXO, 2001; ANJOS, 2001), representantes da família Dendrocolaptidae, como *Campylorhamphus falcularius*, *Dendrocolaptes platyrostris* e *Sittasomus griseicapillus*, registrada nos fragmentos Bixiguento, Mata do IB, Carmelucho e Lageado, são espécies seletivas quanto à escolha de habitats, desaparecendo de ambientes fragmentados ou muito alterados.

Aleixo e Vielliard (1995) relataram que a extinção da família Dendrocolaptidae na Mata de Santa Genebra, no estado de São Paulo, tomando por base o estudo de Willis (1979) que havia registrado cinco espécies de dendrocolaptídeos, entre as quais estavam *Sittasomus griseicapillus* e *Dendrocolaptes platyrostris*. Entre as causas da extinção local dessa família estão o grau de isolamento do fragmento, o histórico de perturbação da área e a incapacidade de utilização do habitat matriz (canavial) por parte de espécies florestais mais especializadas (ALEIXO; VIELLIARD, 1995; ALEIXO, 2001). No entanto, apesar do histórico de perturbação dos fragmentos florestais avaliados, os resultados encontrados neste estudo revelam o grau de conservação dos fragmentos florestais da *cuesta* de Botucatu, apesar da matriz antropizada (área urbana, plantações de eucalipto, canavial, pastagem e culturas de milho).

Assim sendo, nos fragmentos registram-se espécies de alta sensibilidade e dependentes florestais, como *Campylorhamphus falcularius*, *Dromococcyx pavoninus*, *Habia rubica*, *Sclerurus scansor*, assim como espécies de media sensibilidade como *Basileuterus culicivorus*, *Conopophaga lineata*, *Dysithamnus mentalis*, *Myiothlypis*

flaveola, *Patagioenas picazuro*, *Platyrrinchus mystaceus*, *Sittasomus griseicapillus*, *Synallaxis ruficapilla*, *Tolmomyias sulphurescens*, *Trichothraupis melanops*. Também foram encontradas espécies floresta-semi-dependentes, como *Basileuterus culicivorus*, *Cyclarhis gujanensis*, *Myiarchus ferox*, *Ramphocelus carbo*, *Synallaxis ruficapilla*, *Todirostrum poliocephalum*, *Tolmomyias sulphurescens*. Esses atributos funcionais, como sensibilidade ambiental e dependência florestal das espécies, são atributos que demonstram a conservação dos fragmentos florestais avaliados. Tais características fazem com que estas aves apresentem uma sensibilidade quanto ao habitat (LIM; SODHI, 2004; BARLOW et al., 2006; GRAY et al., 2007).

A análise de guildas tróficas sugere que aproximadamente 25% das espécies registradas nos fragmentos são frugívoras (Figura 2.6), importantes para a dispersão de sementes e na regeneração de ambientes (SICK, 2001; PIZO, 2001; EMER et al., 2019). O maior percentual de espécies insetívoras generalistas constatado expressa o considerável grau de alteração desses habitats nos anos 60s, 70s 80s, segundo o histórico da área de estudo (JORGE; SANTORI, 2002; CASSOLA, 2008).

Por outro lado, a proporção de onívoros, além da presença de nectarívoros e carnívoros, formas mais especializadas quanto à dieta, registradas nos fragmentos florestais, evidenciam a melhor qualidade do ambiente em questão. Motta-Júnior (1990) menciona que ambientes com altos índices de degradação ambiental apresentam número crescente de aves onívoras e, possivelmente, insetívoras menos especializadas, transcorrendo situação oposta no que tange às frugívoras e insetívoras mais especializadas.

Cabe mencionar que Saunders et al. (1991) destacam uma série de mudanças profundas nas comunidades de aves em áreas fragmentadas, inclusive perdas significativas de guildas especialistas. Portanto, a conservação das florestas é primordial para manter a longo prazo a biodiversidade, que promove o desenvolvimento sustentável. Sendo, que a área em estudo pode servir de refúgio às espécies, portanto devem ser conservadas para garantir a longo prazo a diversidade da avifauna (WILLIS, 2000; EMER et al., 2019).

A fragmentação florestal pode levar à perda de diversidade biológica. Assim, um dos principais aspectos que deve nortear novas investigações, em escala local e regional,

é o estudo da composição e tamanhos populacionais de espécies de aves nos remanescentes florestais (ROSSI et al., 2014; VALLS et al., 2016). Por conseguinte, continuar realizando estudos de monitoramento das populações forneceria importantes subsídios a ações de manejo e conservação da avifauna. Uma das prioridades seria investigar a dinâmica populacional de *Piculus aurulentus* (espécie endêmica da Mata Atlântica), *Thalurania glaucopis* (endêmica da Mata Atlântica), *Saltator fuliginosus* (endêmica da Mata Atlântica) e *Dendrocolaptes platyrostris*, espécies mais seletivas quanto à escolha de habitats, dependentes de cobertura florestal mais expressiva.

Finalmente, o presente trabalho traz uma importante contribuição no que concerne à diversidade, estrutura e composição de aves na região e pode constituir um importante subsídio a ações de conservação, tais como incentivo à conservação dos fragmentos florestais na *cuesta* de Botucatu, por exemplo, delimitação de corredores florestais, educação ambiental e obtenção de crédito sustentável da floresta.

2.5 CONCLUSÕES

A dissimilaridade da avifauna nos fragmentos florestais avaliados foi baixa (30%), indicando que a recuperação taxonômica da vegetação, após todo o histórico de perturbação, ainda sustenta diversidade considerável de avifauna e mantém habitat para espécies com alta sensibilidade ambiental e dependentes florestais, assim como espécies em perigo de extinção e endêmicas da Mata Atlântica.

A heterogeneidade de fitofisionomias que caracteriza a área de estudo, favoreceu uma avifauna diversificada. Os fragmentos de floresta com maior conservação e menor perturbação antrópica, como Bixiguento, Mata do IB, Mata da Bica e Carmelucho apresentaram a maior riqueza, diversidade, abundância e frequência de ocorrência de aves seletivas quanto à escolha de habitats, diferentemente do fragmento Três Barras, no qual espécies seletivas foram menos frequentes ou ausentes. Também, a diversidade de avifauna registrada, se deve as características dos fragmentos, como o tamanho, proximidade e disponibilidade de recursos nos fragmentos, sendo áreas para reprodução e descanso da avifauna.

REFERÊNCIAS

- ALEIXO, A. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. In: Albuquerque, J.L.B.; Cândido, J.F.; Straube, F.C.; ROOS, A.L. (Eds.). **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. Tubarão, Unisul, 2001. p.199-206.
- ALEIXO, A.; VIELLIARD J.M.E. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 3, p:493-511. 1995. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751995000300004>
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANJOS, L. Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 12, p:11-27. 2001.
- ANJOS, L.; COLLINS, C.D.; HOLT, R.D.; VOLPATO, G.H.; MENDONÇA, L.B.; LOPES, E.V.; BOÇON, R.; BISHEIMER, M.V.; SERAFINI, P.P.; CARVALHO, J. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 144, n. 9, p:2213-2222. 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.05.013>
- ANTONELLI, V.; FONSECA, R.C.B. Caracterização da avifauna na fazenda Experimental Lageado, Botucatu, São Paulo. **Atualidades Ornitológicas**, v. 208, p:42-52. 2019.
- ANTUNES, A. Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 13, n. 1, p:47-61. 2005.
- BARLOW, J.; PERES, C. A.; HENRIQUES, L. M. P.; STOUFFER, P. C.; WUNDERLE, L. M. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: an Amazonian synthesis. **Biological Conservation**, v. 128, n. 2, p:182-192. 2006.
- BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A.; MUSTOE, S. H. **Bird census techniques**. 2nd ed. London, UK: Academic Press. 2000. 302 p.
- BOULINIER, T.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E.; SAUER, J. R.; FLATHER, C. H.; POLLOCK, K. H. Higher temporal variability of forest breeding bird communities in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 95, n. 13, p: 7497-7501. 1998. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.95.13.7497>
- BRITO, D.; FERNANDEZ, F. A. S. Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advanced of Science**, v. 52, n. 3, p. 161-170, 2000.
- BROOKS, T.; TOBIAS, J.; BALMFORD, A. Deforestations and bird extinctions in the Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 2, n. 3, p:211-222. 1999.
- BRUMMELHAUS, J.; BOHN, M.S.; PETRY, M.V. Bird community structure in riparian environments in Cai River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Biotemas**, v. 25, n. 2, p:81-96. 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n2p81>
- CÁSERES, M.; JASEN, F. **Package ‘indicspecies’, Relationship between Species and Groups of Sites**. 2016. 31p.

- CAVARZERE, V.; MARCONDES, R.; MORAES, G.; DONATELLI, R.J. Comparação quantitativa da comunidade de aves de um fragmento de floresta semidecidual do interior do Estado de São Paulo em intervalo de 30 anos. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 102, n. 4, p:384-393. 2012.
- CAVARZERE, V.; MORAES, G. P.; DONATELLI, R. J. Avifauna da Estação Ecológica dos Caetetus, interior de São Paulo, Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 49, n. 35, p:477-485. 2009.
- CHACE, J. F.; WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. **Landscape and Urban Planning**, v. 74, n. 1, p:46-69. 2006.
- COSTA, F. J. V.; MONTEIRO, K. R. G. **Guia de identificação de aves traficadas no Brasil**. Florianópolis: BECONN. Produção de Conteúdo. 2016.
- CUNHA, A. R.; MARTINS, D. Classificação Climática para os municípios de Botucatu e São Manuel – SP. **Revista Irriga**, Botucatu, v. 14, n. 1, p. 1-11. 2009.
- DAGANUTTI, R. **Inventário da cobertura vegetal das Fazendas Lageado e Edgardia - Botucatu S.P - no período de 36 anos, com utilização de imagens de sensoriamento remoto**. Teses (Doutorado em Ciência, Programa: Agronomia), Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2000. 188p.
- DI RIENZO, J.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M.; GONZALEZ, L.; TABLADA, M.; ROBLEDO, C. **InfoStat versión 2011**. Grupo InfoStat, FCA. Cordoba, AR, Universidad Nacional de Cordoba. 2011.
- DONATELLI, R. J.; FERREIRA, C. D.; DALBETO, A. C.; POSSO, S. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p:362-375. 2007.
- DONATELLI, R.J.; COSTA, T.V.V.D.; FERREIRA, D.C. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 1, p: 97-114. 2004.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v.67, n.3, p.345-366, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAI]2.0.CO;2)
- EMER, C.; JORDANO, P.; PIZO, M.; RIBEIRO, M.; SILVA, F.; GALETTI, M. Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. **Biotropica**, v. 52, n. 1, p: 81-89. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12738>
- EVANS, B. E. I.; ASHLEY, J.; MARSDEN, S. J. Abundance, habitat use, and movements of Blue-winged Macaws (*Primolius maracana*) and other parrots in and around an Atlantic forest reserve. **Wilson Bulletin**, v. 117, n. 2, p:154-164. 2005.
- FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological applications**, v. 12, n. 2, p. 346-353, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0346:EOHFOTunette\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0346:EOHFOTunette]2.0.CO;2)
- FONTANA, C.S.; BENCKE, G.A.; REIS, R.E. 2003. **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, EDIPUCRS, 632 p.

GAGETTI, B.L.; PIRATELLI, A.J.; PINA-RODRIGUES, F. Fruit color preference by birds and applications to ecological restoration. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 76, n. 4, p. 955-966. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.05115>

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos de fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

GOERCK, J.M. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology**, v. 11, n. 1, p:112-118. 1997. DOI: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95314.x>

GRAY, M. A.; BALDAUF, S. L.; MAYHEW, P. J.; HILL, J. K. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p:133–141. 2007.

HAMMER, O.; HARPER, D.; RYAN, P. **PAST**: Paleontological Statistics Software package for education and data analysis. 2001. Disponível: https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

HARRIS, G. M.; PIMM, S. L. Bird species tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. **Conservation Biology**, v. 18, n. 6, p:1607-1616. 2004.

HASUI, Érica et al. ATLANTIC BIRDS: a data set of bird species from the Brazilian Atlantic Forest. **Ecology**, v. 99, n. 2, p: 497, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.2119>

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2ª Ed, 2012. 264 p.

ICMBIO Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Volume 1. Brasília, Df: ICMBio/MMA, 2018. 492 p.

IUCN International Union for Conservation of Nature. **Red List of Threatened Species**. Version 2019-2. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 20 July 2019.

JORGE, L. A. B.; SARTORI, M. S. Uso do solo e análise temporal da ocorrência de vegetação natural na Fazenda Experimental Edgárdia, em Botucatu-SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, n.5, p. 585-592, 2002.

JORGE, L. A.B.; MILLANI, T.M.; FONSECA, R.C.B.; ARRUDA, A.A. Estrutura Diamétrica e Arranjo Espacial das Espécies Mais Abundantes de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Botucatu, SP. **Floresta e Ambiente**, v.22, n. n.3, p. 355-367, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.027713>

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation, and land use. In: Oliveira, P.; Marquis, R. (Eds). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**, Columbia University Press, New York, 2002, p. 69- 90.

KNICK, S.T.; ROTENBERRY, J.T. Ghosts of habitats past: contribution of landscape change to current habitats used by shrubland birds. **Ecology**, v. 81, n. 1, p. 220-227, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0220:GOHPCO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0220:GOHPCO]2.0.CO;2)

LEAL, G.C.E.; CÂMARA, I.G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO LEAL, C. e CÂMARA, I. G. (Eds). **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. p. 3-11.

LIM, H. C.; SODHI, N. S. Responses of avian guilds to urbanization in a tropical city. **Landscape and Urban Planning**, v. 66, n. 4, p:199–215. 2004.

- LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. **Ecology**, v. 85, n. 7, p. 1840-1845, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/04-0367>
- LYNCH, J. Responses of Breeding Bird Communities to Forest Fragmentation. In: Aunders, Denis A.; Arnold, Graham W.; Burbidge, Andrew A.; Hopkins Angas J. M.; Beatty, Surrey (Eds). **Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation**, Sons Pty Limited. Charter 10. Ed. Publication Series: Miscellaneous Publication, USA, 1987. p. 123-140.
- MacARTHUR, R.H.; MacARTHUR, J.W.; PREER, J. On bird species diversity. II. Prediction of bird census from habitat measurements. **The American Naturalist**, v. 96, n. 888, p. 167-174, 1962.
- MARINI, M.Â.; GARCIA, F.I. Conservação de Aves no Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p:95-102. 2005.
- MARSDEN, S.J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity & Conservation**, v. 10, n. 5, p. 737-751, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016669118956>
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184 – 2192. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>
- MILES, L.; NEWTON, A.; FRIES, R.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOV, V.; GORDON, J. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491-505, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- MORRISON, M.L. Bird populations as indicators of environmental change. In: Johnston, R.F. (Ed.) **Current ornithology**. Boston: Springer. 1986. p. 429-451.
- MOTTA-JUNIOR, J.C. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba**, v. 1, n. 1, p: 65-71. 1990.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n.1, p:853-858. 2000. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- NELDER, J. A.; WEDDERBURN, R. W. Generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society Series A**, v.135, n.3, p.370–384, 1972. DOI: [10.2307/2344614](https://doi.org/10.2307/2344614).
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.; SZOECS, E.; WAGNER, H. 2019. **Package 'vegan'. Community Ecology Package, version, 2.5(4)**. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. 2019.
- ORTEGA, V.R.; ENGEL, V.L. Conservação da biodiversidade de remanescentes de Mata Atlântica na região de Botucatu, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.4, p.839-852, 1992.
- PEDREROS, A. Aves rapaces y control biológico de plagas. In: PEDREROS, A.; RAU, J; YÁÑEZ, J. (Eds). **Aves Rapaces de Chile**, Ed. Valdivia, 2014. p.306-334.
- PETRY, M. V.; SCHERER, J. F. M. Distribuição da avifauna em um gradiente no rio dos sinos, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, v. 6, n. 2, p:19-29. 2008.

PIACENTINI, V.Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C.E.; MAURICIO, G.N.; PACHECO, J.F.; BRAVO, G.A.; BRITO, G.R.R.; NAKA, L.N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L.F.; BETINI, G.S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A.; LIMA, L.M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F.; BENCKE, G.A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L.; STRAUBE, F.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian ornithological records committee. Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira Ornitologia**, v. 23, n. 2, p: 91-298. 2015.

PIRATELLI, A.; PEREIRA, M.R. Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Ararajuba**, v. 10, n. 2, p: 131-139. 2002.

PIRATELLI, A.; SOUSA, S.D.; CORRÊA, J.S.; ANDRADE, V.A.; RIBEIRO, R.Y.; AVELAR, L. H.; OLIVEIRA, E.F. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p: 259-268. 2008.

PIZO, M. A. A conservação das aves frugívoras. In: Albuquerque, J.L.B. et al. (Eds.). **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. Tubarão: Unisul, 2001. p. 49-59.

POZZA, D.D.; PIRES, J.S.R. Avifauna em dois fragmentos de floresta estacional semidecídua do interior paulista. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p: 307-319. 2003.

R Development Core Team. R version 3.5.2. **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. 2018. ISBN 3-900051-07-0, URL. R.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic forest: How much is left, and how much is remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, 1141– 1153. 2009.

RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G. T. Bird extinctions in Atlantic Forests fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p:1827-1839. 2003.

RIDGELY, R. S.; GWYNNE, J. A.; TUDOR, G.; ARGEL, M. **Aves do Brasil: Mata Atlântica do Sudeste**. Ed. Horizonte. São Paulo, 2015. 417 p.

ROSSI, L. C.; VALLS, F. C. L.; SCHERER, A. L.; PETRY, M. V. Dinâmica da avifauna em áreas de borda da Mata Atlântica, Rio Grande do Sul. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 9, n. 3, p:161-171. 2014.

SANTOS, M.; CADEMARTORI, C. Composição e abundância da avifauna em quatro fitofisionomias de área rural pertencente ao domínio da Mata Atlântica no sul do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 2, p. 351-361. 2015.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 63.853, de 27 de novembro de 2018**. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas. São Paulo, SP, 27 nov. 2018.

SAUNDERS, D.; HOBBS, R.; MARGULES, C. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p:18-32. 1991. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 2001. 912 p.

SIGRIST, T. Guia de campo avis brasiliis, avifauna brasileira. Ed. Avis Brasiliis. 2013. 608 p.

- SILVA, J.; CASTELETI, C. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO LEAL, C. e CÂMARA, I. G. (Eds). **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. p. 3-11.
- SILVA, J.D. Birds of the cerrado region, South America. **Steenstrupia**, v. 21, n. 1, p: 69-92. 1995.
- STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press. 1996.
- TERBORGH, J., ROBINSON, S.K.; PARKER, T.A.; MUNN, C.A.; PIERPONT, N. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 2, p: 213-238. 1990.
- UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. São Paulo, 2006. 202 p. Teses (Doutorado)-Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia. 2006.
- URBAN, D.; KEITT, T. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p: 1205-1218. 2001.
- VALLS, F.; ROSSI, L.; SANTOS, M.; PETRY, M. Análise comparativa da comunidade de aves em áreas de Mata Atlântica no sul do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 4, p.477-491. 2016. DOI: 10.4257/oeco.2016.2004.07
- VERNER, J. Measuring responses of avian communities to habitat manipulation. **Studies Avian Biology**, v. 1, n. 6, p: 543-547. 1981.
- VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, p. 533-552. 2010.
- VIELLIARD, J.; ALMEIDA, M.; ANJOS, L; SILVA, W. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o índice pontual de abundancia (IPA). In: Matter S., Straube F., Accordi I., Piacentini V. (Eds). **Candido J. Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Ed. Technical Books, Rio de Janeiro, 2010. p. 45-60.
- VIELLIARD, J.M.E. Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. **Anais Academia Brasileira de Ciências**, v. 72, n. 3, p:223-330. 2000. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0001-376520000000300006>
- WESTFALL, P. H.; TOBIAS, R. D.; ROM, D.; WOLFINGER, R. D.; HOCHBERG, Y. **Multiple Comparisons and Multiple Tests Using the SAS System**, Cary, NC: SAS Institute Inc. 1999.
- WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p:1-25, 1979.
- WILLIS, E.O. Ranking urban avifaunas (Aves) by number of localities per species in São Paulo, Brazil. **Iheringia Serie Zoologia**, v. 88, p:139-146. 2000.

APÊNDICE

APÊNDICE A2 – Espécies de aves registradas nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. Fragmentos, BX: Bixiguento; IB: Mata do IB; MB: Mata da Bica; CA: Carmelucho; PV: Pomar Velho; TB: Três Barras; LG: Lageado. Índice Pontual de Abundância (IPA), Frequência de Ocorrência (FO) e caracterização de cada espécie quanto ao grau de sensibilidade (A=alta, M=média e B=baixa) e habitat (D=floresta-dependente, S=floresta semi-dependente e I=Independente).

Familia – Espécies	Sensb.	Habitat	Fragmentos													
			Bixiguento		Carmelucho		Lageado		Mata da Bica		Mata do IB		Pomar Velho		Tres Barras	
			IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO
ACCIPITRIDAE																
<i>Geranospiza caerulescens</i>	M	S							0,17	8,33						
<i>Leptodon cayanensis</i>	M	D	0,03	8,33			0,06	8,33					0,08	25,00		
<i>Rupornis magnirostris</i>	B	I	0,11	33,33	0,22	8,33	0,33	25,00	0,22	25,00	0,14	25,00	0,20	25,00	0,22	33,33
<i>Urubitinga urubitinga</i>	M	S							0,11	8,33						
BUCCONIDAE																
<i>Malacoptila striata</i>	M	S	0,09	50,00	0,19	25,00	0,09	33,33	0,14	25,00	0,11	25,00	0,09	41,67	0,11	25,00
CARDINALIDAE																
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	M	S	0,07	25,00			0,11	8,33	0,06	8,33	0,14	25,00				
<i>Habia rubica</i>	A	S	0,32	75,00	0,36	33,33	0,17	33,33	0,33	50,00	0,44	33,33	0,19	50,00	0,47	41,67
CATHARTIDAE																
<i>Sarcoramphus papa</i>	M	S					0,06	8,33								
COLUMBIDAE																
<i>Leptotila rufaxilla</i>	M	D	0,09	75,00	0,25	33,33	0,13	33,33	0,17	16,67	0,22	33,33	0,25	41,67	0,14	16,67
<i>Leptotila verreauxi</i>	B	D	0,15	75,00	0,61	50,00	0,54	75,00	0,36	50,00	0,42	50,00	0,56	66,67	0,53	41,67
<i>Patagioenas cayennensis</i>	M	S	0,21	83,33	0,61	41,67	0,22	50,00	0,72	50,00	0,67	50,00	0,36	58,33	0,50	50,00
<i>Patagioenas picazuro</i>	M	I	0,56	100,00	1,61	50,00	1,24	75,00	0,97	50,00	1,47	50,00	0,88	66,67	1,11	50,00
CONOPOPHAGIDAE																
<i>Conopophaga lineata</i>	M	D	0,45	100,00	1,14	50,00	1,11	75,00	0,89	50,00	0,83	50,00	0,67	66,67	0,61	50,00
CORVIDAE																
<i>Cyanocorax chrysops</i>	B	S	0,12	66,67	0,47	41,67	0,28	50,00	0,19	33,33	0,64	50,00	0,39	66,67	0,42	41,67
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	M	I									0,11	8,33				
CRACIDAE																
<i>Penelope obscura</i>	M	S	0,06	8,33			0,19	25,00	0,06	8,33	0,22	16,67				
<i>Penelope superciliaris</i>	M	S							0,06	8,33						
CUCULIDAE																
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	A	D	0,08	50,00	0,11	8,33	0,11	8,33	0,06	8,33			0,13	8,33	0,06	8,33
<i>Piaya cayana</i>	B	I	0,08	66,67	0,19	41,67	0,15	41,67	0,14	33,33	0,19	41,67	0,13	25,00	0,25	33,33

Familia – Espécies	Sensb.	Habitat	Fragmentos													
			Bixiguento		Carmelucho		Lageado		Mata da Bica		Mata do IB		Pomar Velho		Tres Barras	
			IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO
DENDROCOLAPTIDAE																
Campylorhamphus falcularius	A	D	0,18	83,33	0,33	25,00	0,15	50,00	0,53	50,00	0,31	41,67	0,11	33,33	0,17	33,33
Dendrocolaptes platyrostris	M	D	0,06	58,33	0,06	16,67	0,20	66,67			0,11	25,00			0,06	8,33
Sittasomus griseicapillus	M	D	0,32	91,67	0,42	50,00	0,50	75,00	0,58	50,00	0,42	50,00	0,45	58,33	0,53	21,67
FALCONIDAE																
Herpetotheres cachinnans	B	I	0,03	25,00	0,11	25,00									0,06	8,33
Micrastur semitorquatus	M	D	0,03	8,33											0,06	8,33
Milvago chimachima	B	I	0,10	25,00							0,14	25,00				
FRINGILLIDAE																
Euphonia chlorotica	B	I	0,06	25,00	0,06	16,67	0,26	75,00	0,14	33,33	0,14	16,67	0,14	33,33	0,11	33,33
Euphonia violacea	B	S	0,03	8,33			0,06	16,67	0,06	8,33	0,06	8,33				
FURNARIIDAE																
Automolus leucophthalmus	M	D	0,41	91,67	0,39	41,67	0,26	58,33	0,42	50,00	0,28	41,67	0,28	41,67	0,61	41,67
Lochmias nematura	M	D	0,13	66,67			0,15	33,33								
Synallaxis frontalis	B	S	0,08	8,33			0,11	16,67					0,15	16,67		
Synallaxis ruficapilla	M	D	0,47	100,00	0,97	50,00	0,87	75,00	1,22	50,00	1,06	50,00	0,69	66,67	0,92	50,00
ICTERIDAE																
Cacicus haemorrhous	B	S	0,08	8,33	0,33	41,67	0,06	8,33	0,28	16,67	0,06	8,33	0,17	16,67	0,22	25,00
Icterus pyrrhopterus	M	S	0,03	16,67	0,11	8,33	0,06	8,33	0,06	8,33						
PARULIDAE																
Basileuterus culicivorus	M	S	0,69	100,00	1,42	50,00	1,22	75,00	1,11	50,00	1,00	50,00	0,94	66,67	0,97	50,00
Myiothlypis flaveola	M	D	0,44	100,00	0,89	50,00	1,06	75,00	0,86	50,00	0,94	50,00	0,56	66,67	1,22	50,00
Setophaga pitiayumi	M	S			0,06	8,33	0,11	41,67	0,06	8,33						
PASSERELLIDAE																
Arremon flavirostris	M	D	0,10	33,33	0,17	33,33	0,09	33,33	0,22	33,33	0,17	41,67	0,25	41,67		
PICIDAE																
Campephilus robustus	M	D	0,08	58,33	0,17	16,67	0,11	16,67	0,22	25,00	0,28	16,67	0,08	33,33	0,22	25,00
Colaptes melanochloros	B	I			0,08	16,67			0,06	16,67	0,06	8,33	0,13	16,67	0,17	16,67
Dryocopus lineatus	B	S	0,14	75,00	0,25	25,00	0,24	50,00	0,36	50,00	0,53	41,67	0,34	58,33	0,33	50,00

[illegible]

Familia – Espécies	Sensb.	Habitat	Fragmentos													
			Bixiguento		Carmelucho		Lageado		Mata da Bica		Mata do IB		Pomar Velho		Tres Barras	
			IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO
STRIGIDAE																
Bubo virginianus	B	I							0,22	8,33						
THAMNOPHILIDAE																
Drymophila malura	M	D							0,06	8,33						
Dysithamnus mentalis	M	D	0,45	100,00	0,97	50,00	0,80	75,00	1,00	50,00	1,31	50,00	0,58	58,33	0,92	50,00
Mackenziaena severa	M	D	0,16	83,33	0,08	25,00	0,30	50,00	0,64	50,00	0,17	25,00	0,22	50,00		
Thamnophilus caerulescens	B	D	0,47	100,00	0,83	41,67	0,50	75,00	0,83	50,00	1,33	50,00	0,77	66,67	0,83	50,00
Thamnophilus doliatus	B	S			0,22	16,67							0,16	33,33		
THRAUPIDAE																
Coereba flaveola	B	I			0,56	50,00	0,22	58,33	0,42	50,00	0,22	25,00	0,34	66,67	0,22	33,33
Conirostrum speciosum	B	S	0,03	16,67					0,06	8,33			0,13	8,33	0,06	16,67
Dacnis cayana	B	I	0,07	58,33	0,22	25,00	0,13	33,33	0,06	16,67	0,11	25,00	0,11	33,33	0,11	16,67
Hemithraupis guira	B	D	0,18	33,33	0,06	8,33	0,08	16,67	0,22	16,67						
Hemithraupis ruficapilla	B	D	0,17	75,00	0,22	33,33	0,28	58,33	0,39	41,67	0,17	16,67	0,13	33,33	0,19	25,00
Nemosia pileata	B	I	0,06	8,33							0,06	8,33				
Pipraeidea melanonota	M	D							0,06	8,33						
Ramphocelus carbo	B	S	0,09	66,67	0,14	33,33	0,26	75,00	0,28	41,67	0,14	25,00	0,08	33,33	0,22	41,67
Saltator fuliginosus	M	D	0,33	100,00	0,44	41,67	0,14	33,33	0,94	50,00	0,94	50,00	0,22	33,33	0,11	16,67
Saltator similis	B	D	0,03	25,00	0,19	33,33			0,11	16,67	0,06	8,33	0,14	33,33		
Tachyphonus coronatus	B	D	0,32	100,00	0,86	50,00	0,93	75,00	0,64	50,00	0,61	50,00	0,52	66,67	0,53	50,00
Tangara cayana	M	I					0,08	16,67					0,08	25,00	0,14	25,00
Tangara palmarum	B	I							0,06	8,33						
Tangara sayaca	B	I							0,08	16,67			0,17	8,33		
Tersina viridis	B	S	0,06	8,33									0,06	8,33		
Thlypopsis sordida	B	S	0,03	25,00	0,06	8,33			0,06	8,33	0,11	8,33			0,06	8,33
Tiaris fuliginosus	B	S	0,06	50,00	0,19	25,00	0,06	25,00	0,19	25,00			0,13	8,33	0,06	8,33
Trichothraupis melanops	M	D	0,06	50,00	0,11	16,67	0,26	75,00	0,14	33,33	0,06	8,33			0,06	8,33
TITYRIDAE																
Pachyramphus polychopterus	B	S	0,06	8,33	0,06	8,33	0,09	33,33	0,28	50,00			0,05	16,67	0,28	50,00
Pachyramphus viridis	M	S	0,06	8,33			0,06	8,33	0,06	8,33						
Schiffornis virescens	M	D							0,06	8,33						

Familia – Espécies	Sensb.	Habitat	Fragmentos													
			Bixiguento		Carmelucho		Lageado		Mata da Bica		Mata do IB		Pomar Velho		Tres Barras	
			IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO
TROCHILIDAE																
Amazilia lactea	B	S	0,06	58,33	0,47	50,00	0,17	50,00	0,19	33,33	0,33	33,33	0,25	58,33	0,25	33,33
Amazilia versicolor	B	S	0,03	16,67											0,08	16,67
Chlorostilbon lucidus	B	S									0,06	8,33	0,04	8,33	0,11	8,33
Florisuga fusca	B	I	0,06	33,33	0,06	8,33	0,06	8,33			0,11	8,33				
Hylocharis chrysura	M	S							0,06	8,33						
Leucochloris albicollis	B	S	0,04	16,67					0,11	16,67					0,06	8,33
Phaethornis pretrei	B	D	0,23	100,00	0,33	50,00	0,48	66,67	0,36	41,67	0,25	41,67	0,20	50,00	0,44	50,00
Thalurania glaucopis	M	S	0,06	33,33	0,14	33,33	0,11	41,67	0,28	33,33	0,19	33,33	0,16	50,00	0,11	16,67
GALBULIDAE																
Galbula ruficauda	B	S							0,17	8,33			0,13	25,00	0,22	16,67
TROGONIDAE																
Trogon surrucura	B	I	0,14	16,67	0,14	41,67	0,11	16,67	0,22	41,67	0,17	16,67	0,10	33,33		
TURDIDAE																
Turdus albicollis	M	D	0,04	16,67			0,06	8,33								
Turdus amaurochalinus	B	S											0,13	8,33	0,17	16,67
Turdus leucomelas	B	I	0,27	91,67	0,53	50,00	0,52	75,00	0,56	50,00	0,50	50,00	0,48	66,67	0,42	41,67
Turdus rufiventris	B	I							0,17	8,33			0,08	8,33		
Turdus subalaris	B	D	0,03	8,33			0,09	25,00			0,06	8,33	0,13	16,67		
TYRANNIDAE																
Camptostoma obsoletum	B	I	0,10	50,00	0,17	8,33	0,19	58,33	0,14	16,67	0,14	25,00	0,08	25,00	0,14	16,67
Capsiempis flaveola	B	D	0,10	33,33	0,11	25,00			0,06	8,33	0,11	16,67	0,04	16,67		
Cnemotriccus fuscatus	B	D	0,19	83,33	0,39	50,00	0,20	66,67	0,36	50,00	0,33	41,67	0,25	58,33	0,47	41,67
Colonia colonus	B	I	0,13	83,33	0,22	25,00	0,11	33,33	0,36	50,00	0,36	41,67	0,17	41,67	0,19	41,67
Contopus cinereus	B	S	0,03	8,33	0,06	8,33										
Elaenia mesoleuca	B	S													0,11	8,33
Empidonomus varius	B	S							0,08	16,67						
Knipolegus cyanirostris	B	S	0,03	8,33												
Lathrotriccus euleri	M	D	0,24	66,67	0,25	33,33	0,17	41,67	0,22	33,33	0,47	33,33	0,20	41,67	0,50	50,00
Megarynchus pitangua	B	I			0,33	16,67	0,07	33,33	0,19	33,33	0,11	8,33	0,21	16,67	0,22	8,33
Myiarchus ferox	B	S	0,25	91,67	0,50	50,00	0,56	75,00	0,67	50,00	0,64	50,00	0,38	66,67	0,47	50,00

Familia – Espécies	Sensb.	Habitat	Fragmentos													
			Bixiguento		Carmelucho		Lageado		Mata da Bica		Mata do IB		Pomar Velho		Tres Barras	
			IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO	IPA	FO
<i>Myiarchus swainsoni</i>	B	S	0,06	41,67	0,11	8,33	0,11	8,33	0,17	8,33	0,06	8,33	0,08	25,00	0,11	8,33
<i>Myiarchus tyrnnulus</i>	B	S											0,25	16,67		
<i>Myiodynastes maculatus</i>	B	S					0,11	25,00	0,11	25,00	0,08	16,67	0,08	25,00	0,14	25,00
<i>Myiopagis caniceps</i>	M	S	0,05	33,33	0,06	8,33	0,17	16,67	0,14	41,67	0,14	33,33	0,08	33,33	0,08	16,67
<i>Myiopagis viridicata</i>	M	S	0,11	33,33			0,06	16,67	0,11	8,33	0,11	16,67	0,18	25,00		
<i>Myiozetetes similis</i>	B	I					0,11	25,00	0,06	8,33	0,14	25,00	0,10	16,67		
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	M	D							0,06	8,33						
<i>Phyllomyias virescens</i>	M	D													0,06	8,33
<i>Pitangus sulphuratus</i>	B	I							0,17	8,33			0,14	33,33	0,17	16,67
<i>Sirystes sibilator</i>	M	D	0,03	8,33			0,06	16,67								
VIREONIDAE																
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	B	S	0,56	100,00	1,36	50,00	1,07	75,00	1,17	50,00	1,36	50,00	0,86	66,67	1,11	50,00
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	M	S			0,28	16,67									0,39	16,67
<i>Vireo chivi</i>	B	I	0,06	41,67	0,42	41,67	0,28	33,33	0,17	33,33	0,19	25,00	0,20	50,00	0,31	25,00
XENOPIIDAE																
<i>Xenops rutilans</i>	M	D	0,17	50,00	0,36	41,67	0,22	50,00	0,19	16,67	0,17	33,33	0,16	41,67	0,19	33,33

APÊNDICE B2 – Fotografias das espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica e com categoria de ameaça, segundo: IUCN (2015), ICMBio (2018), São Paulo (2018) registradas nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP.



Fonte: <https://www.wikiaves.com.br/wiki/piculus>

Piculus aurulentus
(pica-pau-dourado)

Espécie endêmica da Mata Atlântica e
Quase Ameaçada a nível global.



Fonte: Fotografia de Borges, O. 2020. Disponível:
<https://www.wikiaves.com.br>

Thalurania glaucopis
(beija-flor-de-fronte-violeta)

Espécie endêmica da Mata Atlântica.



Fonte: Fotografia de Brandao, M. 2020.
Disponível: <https://www.wikiaves.com.br>

Saltator fuliginosus
(bico-de-pimenta)

Espécie endêmica da Mata Atlântica.



Fonte: Fotografia de Almeida, D. 2020.
Disponível: <https://www.wikiaves.com.br>

Dendrocolaptes platyrostris
(arapaçu-grande)



Disponível: <https://www.wikiaves.com.br>

Hemitriccus orbitatus
(tiririzinho-do-mato)

Quase Ameaçada a nível global.



Fonte: Fotografia de Swarovsky, F. 2020.

Disponível: <https://www.wikiaves.com.br>

Malacoptila striata
(barbudo-rajado)

Quase Ameaçada a nível global.



Fonte: Fotografia de Matoszko, D. 2020.

Disponível: <https://www.wikiaves.com.br>

Sarcoramphus papa
(urubu-rei)

Perigo de Extinção a nível regional.



Fonte: Fotografia de Silveira, J. D. 2020.

Disponível: <https://www.wikiaves.com.br>

Cyanoloxia brissonii
(azulão)

Vulnerável a nível regional.



Fonte: Fotografia de Martins, R. 2020.
Disponível: <https://www.wikiaves.com.br>

Penelope superciliaris
(jacupemba)

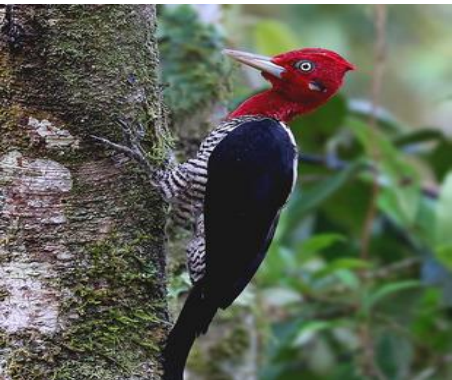
Quase Ameaçada a nível regional.



Fonte: Fotografia de Gualhanone, A. 2020.
Disponível: <https://www.wikiaves.com.br>

Amazona aestiva
(papagaio verdadeiro)

Quase Ameaçada a nível regional.



Fonte: Fotografia de Souto, L. 2020.
Disponível: <https://www.wikiaves.com.br>

Campephilus robustus
(pica-pau-rei)

Quase Ameaçada a nível regional.



Fonte: Fotografia de Fernando, D. 2020.
Disponível: <https://www.wikiaves.com.br>

Antilophia galeata
(soldadinho)

Quase Ameaçada a nível regional.

CAPÍTULO 3 - RELAÇÃO CARBONO-DIVERSIDADE E INCERTEZAS DAS ESTIMATIVAS DE CARBONO EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA CUESTA DE BOTUCATU

Resumo

A relação entre a diversidade e carbono na Floresta Estacional Semidecidual, assim como as análises da sensibilidade ou incertezas da quantificação do estoque de carbono são pouco estudadas, apesar de sua importância para manutenção da biodiversidade a longo prazo. Neste trabalho, a relação entre a diversidade, estrutura e os estoques de carbono, e análises de sensibilidade na estimativa do carbono foram medidos em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual numa paisagem heterogênea composta por floresta tardia e secundária. Um total de 18 parcelas permanentes de 0,2 hectare, subdivididas em 180 subparcelas de 10 x 20 m foram alocadas em sete fragmentos florestais. Para estimar a quantidade de carbono nesses reservatórios foram utilizadas 4231 árvores vivas e 478 mortas. A equação de Chave *et al.* (2005) para floresta úmida tropical foi utilizada para estimar a biomassa acima do solo. A biomassa de raízes foi calculada a partir da biomassa aérea usando 28 % da razão raiz - parte aérea e a biomassa da necromassa foi calculada pela multiplicação do volume pela densidade da madeira. Modelos lineares generalizados foram utilizados para comparar o estoque do carbono, estrutura e diversidade da vegetação e avifauna. Coeficientes de correlação de Spearman foram utilizados para avaliar a relação entre o estoque de carbono com a diversidade, e com a estrutura. Simulações Monte Carlo foram utilizadas para avaliar a incerteza das medições de carbono das árvores vivas. Na Floresta Estacional Semidecidual da *cuesta* de Botucatu, os estoques médios de biomassa e carbono foram estimados em $196,41 \pm 9,06 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $98,21 \pm 4,53 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (E.P), respectivamente. Desse total, a biomassa e carbono total acima do solo foi de 86%, a biomassa total abaixo do solo foi de 12% e a necromassa de 2%. Encontramos diferença significativa no estoque de carbono, diversidade da vegetação, mas não na diversidade de avifauna. Verificamos relação positiva somente em dois fragmentos entre o carbono e diversidade da vegetação. Em todos os fragmentos verificamos uma relação positiva entre o carbono e a estrutura da floresta. Porém, a evidência foi mais significativa nos fragmentos florestais com maior grau de conservação. Verificamos que as variações dos fatores para transformar a biomassa em carbono (t_c) e da proporção raiz - parte aérea (r_b) podem nos conduzir a superestimação ou subestimação das estimativas do carbono. Assim, as variações dos fatores t_c e r_b assumem um papel importante nas estimativas do carbono. A partir deste estudo, conclui-se que existe diferenças na quantidade de carbono nos fragmentos com melhores características estruturais. Porém, esses fragmentos não apresentaram diferenças nos parâmetros de diversidade entre as florestas tardias e secundárias. Portanto, não encontramos evidência clara entre correlação carbono-diversidade, apesar de ter obtido correlação positiva em fragmentos com maior grau de conservação. As estimativas de carbono podem subestimar ou superestimar os estoques totais de carbono nos ecossistemas florestais dependendo dos fatores utilizados nos cálculos para obter a quantidade de carbono. Além disso, sugere-se que as paisagens heterogêneas impõem desafios adicionais

para o seu estudo, como o tamanho da amostragem para evidenciar a relação entre o carbono e diversidade.

Palavras-chaves: Biodiversidade. Estoque de carbono. Biomassa. Avifauna.

Abstract

The relationship between diversity and carbon in Semideciduous Seasonal Forest, as well as analyses of sensitivity or uncertainties of quantifying carbon stock are poorly analysed, despite its importance for maintaining long-term biodiversity. This study, the relationship between diversity, structure and carbon stocks, and sensitivity analyses in estimating carbon were measured in fragments of Semideciduous Seasonal Forest in a heterogeneous landscape composed by secondary forests. 18 permanent plots the 0.2 hectare, subdivided into 180 subplots the 10 x 20 m, were allocated in seven forest fragments. To estimate the amount of carbon in these reservoirs, 4.231 live and 478 dead trees were used. The equation for estimation of above-ground biomass provided by Chave et al., (2005) for tropical rainforest was used. We calculated root biomass from aerial biomass using 28% of aerial-root ratio and we calculated of necromass biomass by multiplying volume by wood density. Generalized Linear Models were fitted to compare carbon stock, structure and diversity of vegetation and avifauna. Spearman's correlation coefficients were used to assess the relationship between carbon stock, diversity, and structure. Monte Carlo simulations were used to assess the uncertainty of carbon measurements of live trees. In the Semideciduous Seasonal Forest of the Botucatu basket, the average ($\pm$ standard error) stocks of biomass and carbon were estimated at $196.41 \pm 9.06 \text{ Mg ha}^{-1}$ and $98.21 \pm 4.53 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectively. Of this total, 86% corresponded to above-ground ground biomass and carbon, 12% to below-ground biomass, and the 2% to necromass. We found significant difference only two fragments in carbon stock and vegetation diversity, but there was no difference in bird diversity. In all fragments, we verified positive relationships between carbon and forest structure. However, the positive relationship between carbon and diversity was positive and significant in forest fragments with a higher level of conservation. We found variations in the factors for transforming biomass to carbon (tc) and the aerial part-root ratio (rb) can lead to overestimation or underestimation of carbon estimates. Thus, variations in the factors tc and rb play an important role in carbon estimates. We concluded that there are differences in the amount of carbon in the fragments with better structural characteristics. However, these fragments did not show differences in levels of diversity between late and secondary forests. Therefore, no clear evidence was found between the correlations of carbon-diversity, despite the positive correlation in fragments with a higher degree of conservation. Carbon estimates may underestimate or overestimate total carbon stocks in forest ecosystems, depending on the factors used in the calculations to obtain the amount of carbon. Heterogeneous landscapes impose additional challenges for their study, such as the size of the sample to show the relationship between carbon and diversity.

Keywords: Biodiversity. Stock carbon. Biomass. Birdlife.

3.1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais contêm uma diversidade impressionante de flora e fauna, com uma grande oferta de recursos biológicos de importância global e regional (BROWN; KAPPELLE, 2001). Também, as florestas desempenham papel primordial no ciclo do dióxido de carbono atmosférico. Armazenam grandes quantidades de carbono na vegetação e no solo, compartilhando carbono no ecossistema por meio dos processos de fotossíntese, respiração e decomposição. São fontes de dióxido de carbono atmosférico quando perturbadas por causas antrópicas ou naturais e convertem-se em sumidouros mediante o crescimento e a produção de fitomassa (BROWN, 1997).

No entanto, a emissão de gases de efeito estufa devido a mudanças no uso da terra, desmatamento, queima de combustíveis fósseis, atividades industriais e agrícolas, produção e consumo de combustíveis fósseis, entre outras atividades antrópicas, causam um fortalecimento do efeito estufa e um desequilíbrio no balanço energético do planeta (MALHI; PHILLIPS, 2004). Além disso, altera o equilíbrio e o funcionamento natural dos ecossistemas, causando enormes perdas na biodiversidade das florestas tropicais, e a Mata Atlântica não está isenta dessa realidade.

As florestas desempenham um papel fundamental no balanço global de carbono, porque são importantes depósitos, fontes e sumidouros desse elemento. Portanto, a quantificação de carbono é importante para mitigar os efeitos do processo de mudanças climáticas, sendo a Mata Atlântica um potencial sumidouro de carbono e um reservatório de biodiversidade. Porém, esse bioma sofre pressão de fragmentação e desmatamento (REZENDE et al., 2018).

O sequestro de carbono é um dos serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas, que permite gerar renda com a venda de créditos de carbono no mercado voluntário e contribui com a conservação da biodiversidade em longo prazo. Segundo Sedjo (2001), as florestas trocam CO₂ com o ambiente por meio de processos como fotossíntese, respiração, decomposição e emissões associadas a distúrbios como fogo, o desfolhamento por diversas causas e à exploração florestal. As mudanças nos estoques líquidos de carbono determinam se um ecossistema florestal será uma fonte ou sumidouro do carbono atmosférico.

Assim, uma floresta jovem estoca menos carbono quando comparada à uma floresta madura, mas sequestra maiores volumes de carbono da atmosfera ao longo do tempo. Já a floresta madura atua como um reservatório, estocando carbono em sua biomassa ao longo de tempo, mesmo que não esteja passando por um crescimento líquido (SEDJO, 2001), apesar de em alguns casos poder vir a se tornar uma fonte de emissão de carbono, como quando ocorrem mortes ou outros eventos naturais (MIRBACH, 2003).

O estoque de carbono em florestas é quantificado a partir da biomassa de árvores e esta variável é um parâmetro que caracteriza a capacidade dos ecossistemas para acumular matéria orgânica ao longo do tempo (BROWN, 1997; EAMUS et al., 2000; SCHLEGEL et al., 2001). Este é um tema atualmente relevante devido às suas implicações em relação à mudança climática (DIXON, 1995; BROWN, 1996; CIESLA, 1996; MÁRQUEZ, 1997; FONSECA et al., 2009).

No entanto, continua sendo um desafio a vinculação do conceito de biodiversidade e produtividade florestal, sendo que a definição da biodiversidade inclui três dimensões inerentes - diversidade dentro das espécies, entre espécies e ecossistemas. Isso é bem diferente do armazenamento de carbono, que é uma característica única que é facilmente medida na biomassa e nos solos (SOTO-NAVARRO et al., 2020), conforme segue.

Por exemplo, estudos anteriores sugerem uma relação positiva entre produtividade florestal e biodiversidade em escalas globais (LIANG et al., 2016), bem como a nível regional em áreas tropicais (MANHÃES et al., 2016), no mediterrâneo (VILÀ et al., 2013), em áreas temperadas e florestas boreais (PAQUETTE; MESSIER, 2011). No entanto, outros estudos encontraram relações fracas (ARMENTERAS et al., 2015) ou até negativas (NAIDOO et al., 2008; MURRAY et al., 2015). Essas diferenças podem ser atribuídas à escala da análise (global, nacional, regional e local), bem como ao tipo de floresta e medida da biodiversidade utilizada, assim como ao método utilizado nas estimativas do carbono. Os resultados em esses estudos demonstram as divergências que ainda persistem na relação entre carbono-biodiversidade.

Neste contexto, a riqueza de espécies é uma das medidas mais utilizadas da biodiversidade (FIELD et al., 2009), pois é relativamente fácil de entender e medir. Cabe indicar que a riqueza de espécies locais por si só não é suficiente para destacar áreas de importância para a biodiversidade, pois negligenciaria as espécies

individuais de grande preocupação com a conservação em ecossistemas pobres em espécies (SOTO-NAVARRO et al., 2020).

Também, vários estudos mostraram pouca sobreposição entre *hotspots* para biodiversidade global e armazenamento de carbono (ANDERSON et al., 2009; EGOH et al., 2009) ou diversidade de plantas e armazenamento de carbono (JIANG et al., 2013), porque habitats com mais biodiversidade foram espacialmente dissociados daqueles que armazenam mais carbono como turfeiras e florestas (DIAZ et al., 2018). Pelo contrário, outros mostraram convergência espacial dos pontos críticos de armazenamento de carbono com a diversidade de plantas devido a fatores biogeográficos, complementaridade de nicho e efeitos de dominância das espécies (LOCATELLI et al., 2013; LABRIÈRE et al., 2016; DIAZ et al., 2018).

Além disso, outros estudos encontraram alta diversidade em florestas maduras com estrutura multicamada (GIL-TENA et al., 2007; GAO et al., 2014) e florestas com crescente estrutura heterogênea do dossel (CALLADINE et al. 2017), sugerindo que a estrutura da floresta pode ser crítica para manter a biodiversidade, como, por exemplo a avifauna (GAO et al., 2014).

Portanto, é necessário um melhor entendimento das complexas e frequentemente interativas relações entre biodiversidade e armazenamento de carbono florestal. A identificação de áreas com altos valores para os estoques de carbono e biodiversidade é crucial para melhorar o gerenciamento sustentável dos recursos naturais, pois essas áreas podem apoiar simultaneamente a conservação e a mitigação das mudanças climáticas.

Com estes antecedentes, afirmam-se as seguintes hipóteses: a) os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica com maior biomassa e carbono apresentam as melhores características de diversidade e b) existe uma relação positiva entre a diversidade e carbono em escala local. Sendo assim, o presente trabalho teve os seguintes objetivos: i) quantificar o estoque de carbono em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes históricos de perturbação, ii) relacionar o estoque de carbono com a diversidade e estrutura das florestas, e iii) identificar as principais fontes de incertezas associadas nas estimativas do carbono.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

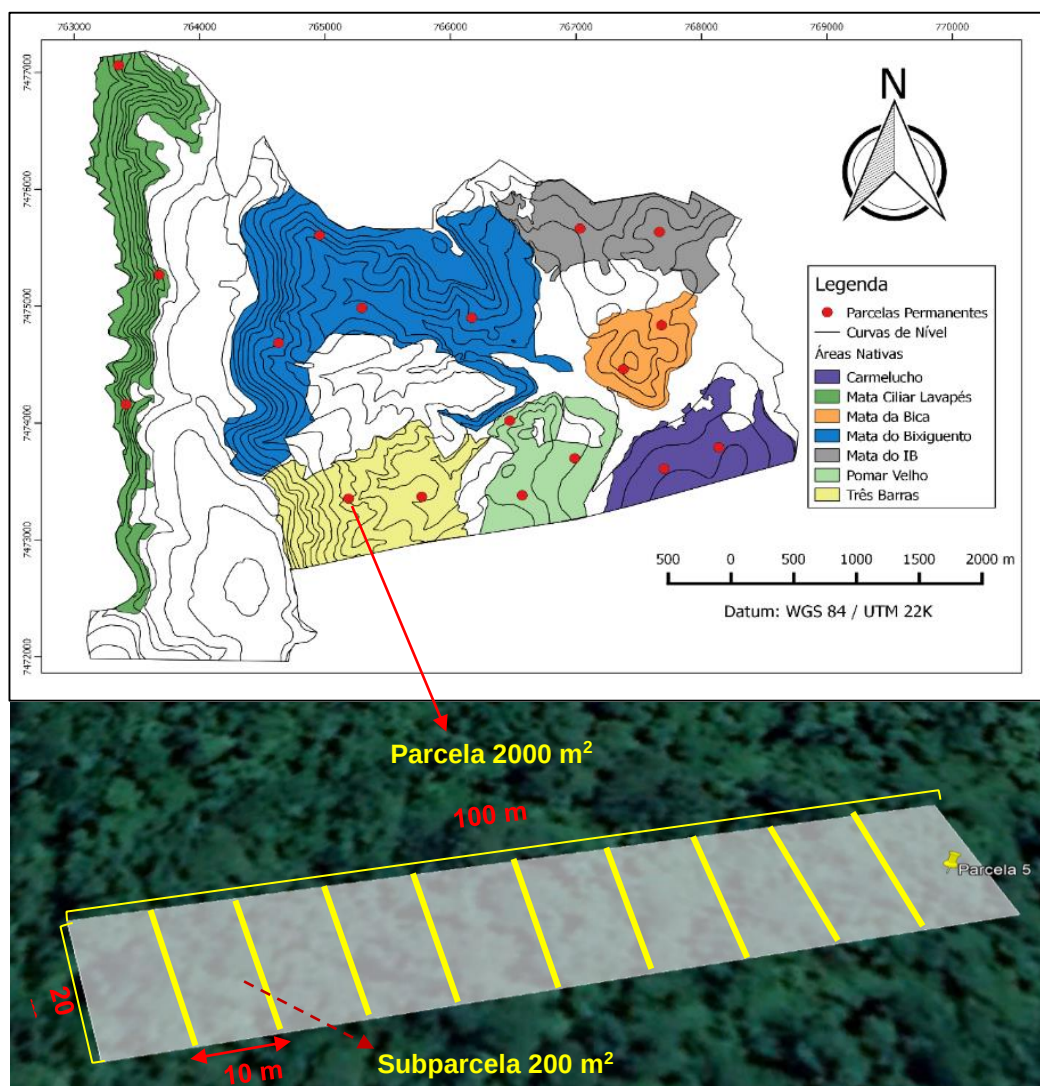
A quantificação de carbono e sua relação com a diversidade foi analisada nos sete fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual descritos na localização das áreas e no Capítulo 1. Os fragmentos foram: a) Bixiguento, b) Mata IB, c) Mata da Bica, d) Carmelucho, e) Pomas Velho, f) Três Barras e g) Lageado (Mata Ciliar Lavapés), dentro das Fazendas Experimentais Edgardia e Lageado, localizadas na região centro-sul do Estado de São Paulo, no município de Botucatu (Figura 3.1).

3.2.2 Amostragem

As unidades amostrais foram 18 parcelas permanentes de 2000 m² (20 m x 100 m), e o tamanho de cada parcela seguiu o padrão implementado pela “Metodologia Científica de Inventário Florestal e Geração de UCS^{VT} BMV” (Metodologia Base - MCIF 3.0/2020), Padrão Brasil Mata Viva. As parcelas foram subdivididas em subparcelas de 200 m² (10 x 20m) totalizando 180 parcelas de amostragem (Figura 3.1). A distância entre parcelas foi de 500 m, evitando condições atípicas do terreno para a instalação, tais como: áreas inundadas e áreas onde há evidências de menor ou maior desenvolvimento da floresta (SESNie et al., 2009).

Em cada parcela foi medido o diâmetro à altura do peito (DAP_{1,30m}) das árvores com mais de 5 cm e estimada a altura. Cada um dos indivíduos foi etiquetado e identificado ao nível de família, gênero e espécie, com etiquetas Padrão Brasil Mata Viva contendo código de barras para identificação individual das árvores. A identificação das espécies foi feita em campo através do sistema de classificação botânico APG III (SOUZA; LORENZI, 2005). Para escrever a nomenclatura das espécies foi utilizado o site Flora do Brasil 2020 (Flora Brasil, 2018). Além disso, para cada espécie arbórea foi pesquisada a densidade da madeira na base de dados de Zanne et al. (2009).

Figura 3.1 - Localização das parcelas de 2000 m² e subparcelas de 200m² nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, na cuesta de Botucatu, SP.



3.2.3 Quantificação da biomassa

Foi aplicado o método indireto (não destrutivo) para a quantificação da biomassa total acima do solo e estoque de carbono aferidos nos fragmentos florestais, seguindo a “Metodologia Científica de Inventário Florestal e Geração de UCS^{VT} BMV” (Metodologia Base - MCIF 3.0/2020), Padrão Brasil Mata Viva. De acordo com essa metodologia e o IPCC (2019), existem três tipos de reservatórios de biomassa acima do solo que devem ser medidos para a quantificação do carbono, que são: i) biomassa viva acima do solo ou biomassa aérea, ii) biomassa viva abaixo do solo ou da raiz e iii) biomassa de árvore morta ou necromassa.

Biomassa viva acima do solo

Para calcular a biomassa viva acima do solo dentro de cada subparcela, utilizamos a equação alométrica (1) de Chave et al. (2005) apresentada a seguir, desenvolvida para florestas úmidas. Segundo os autores, essa equação pode ser utilizada para calcular a biomassa em florestas onde a evapotranspiração excede a precipitação durante mais de um mês, mas menos de 5 meses. Também, em florestas com uma estação seca acentuada (de um a 4 meses), às vezes com um dossel semidecíduo na floresta, como é o tipo de floresta que estamos estudando.

$$B_{vas} = \exp\left(-2,977 + \ln(d \times (DAP)^2 \times Ht)\right) \quad (1)$$

em que, B_{vas} é a biomassa viva acima do solo (kg); d é a densidade da madeira da árvore (g/cm^3); DAP é o diâmetro a altura do peito da árvore (cm); Ht é altura total da árvore (m); $\ln$ é o logaritmo na base neperiana.

Biomassa viva abaixo do solo

A biomassa viva abaixo do solo ou biomassa da raiz (B_r) foi obtida a partir da proporção da biomassa parte aérea-raiz (r_b). Para essa estimativa foi utilizado o coeficiente da proporção raiz-parte aérea (r_b) igual a 0,285 (IPCC, 2019). Porém, é importante mencionar que o coeficiente r_b pode variar desde 0,22 até 0,37 em florestas tropicais (SANFORD; CUEVAS, 1996; CAIRNS et al., 1997; HART et al., 2003; IPCC, 2003; FONSECA et al., 2012; NOGUEIRA JUNIOR et al., 2014). Para o cálculo usamos a fórmula (2) apresentada a seguir:

$$B_{raiz} = B_{vas} \times r_b \quad (2)$$

em que, B_{raiz} é a biomassa abaixo do solo ou da raiz (kg); B_{vas} é a biomassa viva acima do solo (kg); r_b é o fator da proporção da biomassa da raiz-parte aérea.

Biomassa das árvores mortas

Para a quantificação da biomassa de madeira morta (inclui os troncos caídos e árvores mortas em pé em diferentes estágios de decomposição) foram medidos os fustes mortos com $DAP_{1,30m} \geq 5$ cm em conjunto e da mesma forma no inventário da

biomassa arbórea viva acima do solo, indicando na ficha de campo que se trata de um indivíduo morto. Para o cálculo da biomassa das árvores mortas usamos a equação (3) apresentada a seguir:

$$B_m = V_m \times d \quad (3)$$

em que, B_m = biomassa das árvores mortas (kg); V_m = volume da árvore morta (cm³); d = densidade da madeira da árvore (g/cm³).

Para o cálculo do volume usamos a fórmula Frankon (4), proposta por Soares et al. (2012), e a densidade da madeira foi obtida da mesma forma que para as árvores vivas, na base de dados de Zanne et al. (2009).

$$V = \left(\frac{C}{4}\right)^2 \times L \quad (4)$$

em que, V é o volume Frankon (m³); C é a circunferência na metade do comprimento da tora (m); L é o comprimento da tora (m).

3.2.4 Quantificação do estoque de carbono

A partir dos dados obtidos nos cálculos da biomassa para os três tipos de reservatórios, foi calculada a quantidade do carbono para os fragmentos florestais em estudo. Para isso foi utilizada a equação (5) proposta por BROWN et al. (1986).

$$C = t_c * B \quad (5)$$

em que, C é o estoque do carbono (Mg ha⁻¹); t_c é o fator de conversão da biomassa para carbono; B é biomassa de cada reservatório avaliado (Mg ha⁻¹).

O valor do fator t_c utilizado foi igual a 0,47 (IPCC, 2019). Porém, o coeficiente ou fator de conversão de biomassa para carbono pode variar desde 0,46 até 0,52 em florestas tropicais (IPCC, 2003; 2006; NOGUEIRA JUNIOR, 2010; SEAN; MARTIN, 2012; SULLIVAN et al., 2017).

3.2.5 Análises estatísticas de dados

3.2.5.1 Carbono, diversidade e estrutura

Os dados utilizados nas análises de carbono, diversidade e estrutura da vegetação foram das 180 subparcelas de 200 m², enquanto que os dados da diversidade e índice pontual de abundância (IPA) da avifauna foram utilizando os 53 pontos fixos de amostragem descritos no Capítulo 2.

Cabe indicar que avifauna foi selecionada como outra variável de diversidade, além da vegetação, porque as aves são bioindicadoras. Sendo que a fauna, atua em diferentes processos ecológicos, como polinização, dispersão e predação de sementes e, portanto, são importantes elementos para uma restauração autossustentável (VOLPATO et al., 2012; VOLPATO et al., 2018). Dentro desse contexto, as aves são consideradas como bom táxon para avaliar e monitorar as consequências ecológicas de mudança de ambiente (VOLPATO et al., 2012; PADOVEZI et al., 2014; VOLPATO et al., 2018), por apresentarem alta especificidade quanto ao seu território e habitat, o que pode ser relacionado a diferentes estágios sucessionais da vegetação (VOLPATO et al., 2012; VOLPATO et al., 2018).

Para determinar a diferença na quantidade de biomassa e carbono total entre os fragmentos de estudo foram ajustados Modelos Lineares Generalizados (MLG) com a distribuição *gama* e função de ligação logarítmica (NELDER; WEDDERBURN, 1972). Assim mesmo, foram comparadas a quantidade de biomassa e carbono nos três reservatórios: árvores vivas, raiz e árvores mortas entre os fragmentos florestais.

A diversidade de espécies foi analisada por diferenças na riqueza de espécies da vegetação e avifauna, riqueza rarefeita para 100 indivíduos e índices de diversidade de Shannon para a vegetação e avifauna. Na análise estatística da diversidade, tendo como fator os fragmentos florestais, foram ajustados MLG com a distribuição *gamma* e função de ligação logarítmica (NELDER; WEDDERBURN, 1972).

A estrutura da vegetação nos fragmentos florestais foi analisada por comparação das variáveis estruturais como: densidade (número de indivíduos por hectare), área basal (m² ha⁻¹), diâmetro médio (cm), diâmetro das árvores com maiores DAP (cm), altura do dossel (m), altura das árvores maiores (m), densidade da madeira (g/cm³). Também, foi realizada a distribuição da densidade, área basal e

carbono por classe diamétrica. É importante mencionar que foram determinadas quatro classes diamétricas. O intervalo entre as classes de diâmetro utilizado foi proposto por Saiter et al. (2011), para minimizar o número de classes sem representação.

Para a comparação das variáveis estruturais e a distribuição da densidade, área basal e o carbono distribuído nas classes diamétricas, tendo como fator os fragmentos florestais, foram ajustados MLG com a distribuição gama e função de ligação logarítmica (NELDER; WEDDERBURN, 1972).

Em todas as análises realizadas com MLG foi utilizado o procedimento *genmod* do Programa estatístico SAS – *Free Statistical Software, SAS University Edition* – e para as comparações entre os fragmentos florestais foi utilizado o teste de Tukey-Kramer (WESTFALL, et al., 1999). A qualidade dos ajustes de todos os modelos lineares generalizados foi feita através da análise dos resíduos de Pearson padronizados.

3.2.5.2 Relação entre o carbono com a diversidade e variáveis estruturais

Para determinar se existem correlações significativas entre o carbono com as variáveis de diversidade (vegetação e avifauna) e estruturais (densidade, área basal, diâmetro das árvores com maior DAP e altura das árvores maiores) foram realizadas correlações de Spearman (r de Spearman), seguidos dos valores- p ($p < 0,05$) referentes ao teste de significância da correlação (H_0 : correlação = 0; H_1 : correlação $\neq 0$). As análises de correlação foram realizadas no programa R Core Team (R, 2018).

Além disso, a relação entre o carbono com a riqueza da vegetação e avifauna foram analisadas mediante regressões simples nos fragmentos florestais estudados. Os resultados foram representados num diagrama de dispersão de pontos com os coeficientes de correlação do R-quadrado ajustado (R^2) e os valores empíricos $P < 0,05$ foram calculados para esses ajustes lineares. As regressões foram realizadas no software estatístico InfoStat 2011 (DI RIENZO et al., 2011).

Também, para determinar a relação entre o carbono com as variáveis estruturais e diversidade (vegetação e avifauna) nas áreas de estudo foi realizada uma análise de componentes principais (PCA, siglas no inglês), explorando-se os valores das variáveis estruturais, de diversidade e carbono por meio de correlações e associações com os fragmentos florestais, utilizando matrizes de distância. Essa

análise permitiu a redução da dimensionalidade de todas as variáveis em dois eixos de ordenação. Os scores dos eixos resultantes da PCA foram utilizados como variáveis independentes para testar o efeito da estrutura e diversidade sobre o armazenamento de carbono. Os dados utilizados nesta análise foram em relação às 18 parcelas de 2000 m² alocadas nos fragmentos florestais estudados. A análise dos componentes principais foi realizada pelo software estatístico InfoStat 2011 (DI RIENZO et al., 2011).

3.2.5.3 Simulação de Monte Carlo aplicado à análise de sensibilidade na estimativa do carbono

Nesta etapa, o objetivo foi estudar, por meio de simulação de Monte Carlo, o efeito de variações de alguns dos fatores que compõem o cálculo na estimativa de carbono total médio nos fragmentos florestais, utilizando a técnica de análise de sensibilidade. Os fatores foram: fator t_c para conversão da biomassa em carbono, o fator r_b proporção raiz - parte aérea e variância do erro padrão no modelo alométrico de Chave et al. (2005).

O carbono total por árvore utilizado nesta etapa foi a soma do carbono acima do solo (árvores vivas) mais o carbono da raiz, calculados nas 180 subparcelas nos fragmentos florestais. A seguir apresentamos a equação (6) desenvolvida para calcular o carbono total por árvore:

$$C_{total-árvore} = C_{vas} + C_{raiz} \quad (6)$$

$$C_{vas} = B_{vas} \times t_c$$

$$C_{raiz} = B_{raiz} \times t_c$$

$$B_{raiz} = B_{vas} \times r_b$$

Logo,

$$C_{total-árvore} = (B_{vas} \times t_c) + (B_{raiz} \times t_c \times r_b) \quad (7)$$

$$C_{total-árvore} = B_{vas} \times t_c (1 + r_b)$$

em que, $C_{total-árvore}$ é o carbono total por árvore (Mg ha⁻¹); C_{vas} é o carbono da árvore viva ou carbono acima do solo (Mg ha⁻¹); C_{raiz} é o carbono da raiz ou carbono abaixo do solo (Mg ha⁻¹); B_{vas} é biomassa viva acima do solo (Mg ha⁻¹); B_{raiz} é a biomassa

da raiz (Mg ha^{-1}); t_c é o fator de conversão da biomassa em carbono; r_b é o fator da proporção raiz - parte aérea.

Por outro lado, a biomassa viva acima do solo foi calculada usando a equação de Chave et al. (2005), descrita na equação 1. Assim, a expressão do carbono total por árvore fica (8):

$$C_{total-árvore} = e^{(-2,977 \ln(d \times (DAP)^2 \times Ht))} \times t_c (1 + r_b) \quad (8)$$

Nesta expressão, podemos estudar o efeito de variações das variáveis de entrada (densidade, DAP, altura total, t_c e r_b) na saída carbono total por árvore, considerando duas abordagens: variações matemáticas (sistemáticas) nos fatores t_c e r_b , e variações probabilísticas nos fatores t_c e r_b , como também na equação de Chave et al. (2005).

a) Variações matemáticas (sistemáticas) nos fatores t_c e r_b .

As variações matemáticas ou sistemáticas nos fatores t_c e r_b , foram mensuradas pela diferença percentual do carbono por árvore considerando um valor de referência $t_c = 0,47$ e $r_b = 0,2845$, e outras combinações de t_c e r_b com as seguintes variações: t_c 0,24 a 0,70 e $r_b = 0,06$ a 0,50, ambos com variações de 0,01 em 0,01.

O carbono total por árvore (Mg ha^{-1}) por subparcela considerando os valores de referência $t_{c0} = 0,47$ e $r_{b0} = 0,2845$ será representado por Y_0 . Já o carbono total para outras combinações de t_{c1} e r_{b1} , será representado por Y_1 .

$$Y_0 = (C_{vas})_0 = \left(e^{(-2,977 \ln(d \times (DAP)^2 \times Ht))} \right) \times t_{c0} (1 + r_{b0})$$

$$Y_1 = (C_{vas})_1 = \left(e^{(-2,977 \ln(d \times (DAP)^2 \times Ht))} \right) \times t_{c1} (1 + r_{b1})$$

Assim, foi determinada a expressão para o cálculo da diferença percentual entre as duas mensurações:

$$difp(Y_1, Y_0) = 100. \left(1 - \frac{\left(e^{(-2,977 \ln(d \times (DAP)^2 \times Ht))} \right) \times tc_0(1 + rb_0)}{\left(e^{(-2,977 \ln(d \times (DAP)^2 \times Ht))} \right) \times tc_1(1 + rb_1)} \right) \Rightarrow$$

$$difp(Y_1, Y_0) = 100. \left(1 - \frac{tc_0(1 + rb_0)}{tc_1(1 + rb_1)} \right)$$

Observamos que a diferença percentual não depende da biomassa das árvores e somente dos fatores considerados tc e rb .

- b) Variações probabilísticas nos fatores tc e rb , e na equação alométrica de Chave et al. (2005).
- i. As variações probabilísticas nos fatores tc e rb foram feitas utilizando a técnica de simulação de Monte Carlo (SHAPIRO; GROSS, 1981), considerando-se a geração de variáveis aleatórias da distribuição Beta de probabilidade $Beta(a, b)$. A distribuição de probabilidade Beta é limitada no intervalo $[0,1]$ e os parâmetros a, b controlam a forma da função de densidade de probabilidade. Abaixo, seguem a expressão da função de densidade de probabilidade, como também alguns gráficos desta função com variações dos parâmetros do modelo (Figura 3.2).

$$f(x; a, b) = \frac{1}{B(a, b)} x^{a-1} (1 - x)^{b-1}$$

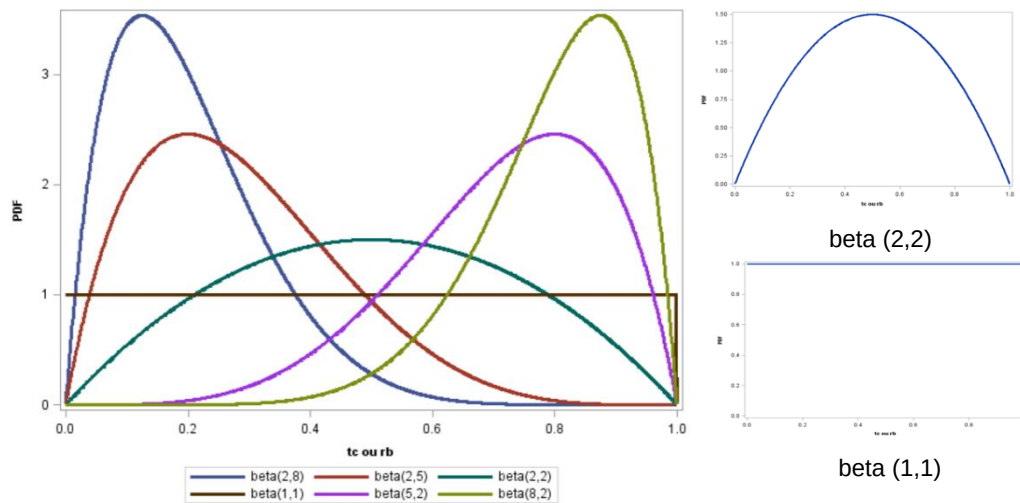
em que,

$f(x; a, b)$ = função de densidade de probabilidade da variável aleatória x , dado os parâmetros a e b ;

$B(a, b)$ = função Beta da matemática que funciona como uma constante de normalização, para que a área sob a curva seja unitária.

A média desta distribuição é dada por: $Média = a \div (a + b)$

Figura 3.2 - Distribuições de probabilidade $Beta(a, b)$ no intervalo $[0, 1]$, segundo variação dos parâmetros a e b (esquerda da figura). Distribuições $Beta(2, 2)$ e $Beta(1, 1)$ utilizada no estudo (direita da figura).



A distribuição Beta tem como suporte (domínio) o intervalo $[0, 1]$. Assim, para gerarmos uma variável aleatória (V) que segue uma distribuição $Beta(a, b)$, escrevemos $V \sim Beta(a, b)$, num outro intervalo $[p, q]$, p e $q > 0$, a partir de variável aleatória (W), $W \sim beta(a, b)$ no intervalo $(0, 1)$, fazemos a seguinte transformação linear:

$$V = p + (q - p)W$$

Assim, teremos:

$$tc = 0,24 + (0,70 - 0,24)W \Rightarrow tc = 0,24 + (0,46)W$$

e

$$rb = 0,06 + (0,50 - 0,06)W \Rightarrow rb = 0,06 + (0,42)W$$

ou,

$$tc = 0,24 + 0,46W \text{ e } rb = 0,06 + 0,44W$$

A geração de uma variável aleatória Beta pode ser obtida a partir da geração de duas distribuições gama, a saber: gera-se uma variável aleatória X com distribuição gama com parâmetro a e outra variável aleatória com parâmetro b , isto é, $X \sim gama(a)$ e $Y \sim gama(b)$. A variável aleatória $W = \frac{X}{X+Y}$ segue distribuição beta no intervalo $(0, 1)$ com parâmetros a e b , ou seja, $W \sim beta(a, b)$. Para geração da variável aleatória gama, foi utilizada a função *rangam* do Programa estatístico SAS – *Free Statistical Statistical Software*, SAS University Edition.

Para cada fragmento, parcela, subparcela e árvore, o experimento foi replicado 1.000 vezes gerando-se combinações dos fatores tc e rb segundo à expressão anterior e calculado o valor do carbono em Mg/ha.

- ii. As variações probabilísticas na equação de regressão alométrica de Chave et al. (2005), foram feitas também usando a técnica de simulação de Monte Carlo (SHAPIRO; GROSS, 1981), como descrito em (RATKOWSKY, 1983). Após o ajuste do modelo de regressão não linear alométrica de Chave et al. (2005), foram gerados novos valores de Biomassa a partir do modelo ajustado e do erro padrão estimado do modelo (ep), no caso, $ep = 0,324$. Assim, podemos obter o desvio padrão do modelo (dp) estimado do modelo, fazendo: $dp = 0,324\sqrt{n}$, em que, n é o número de árvores utilizadas no ajuste do modelo de Chave et al. (2005), $n = 1808$. Logo, o desvio padrão do modelo fica, $dp = 13,78$, ou a variância, $var = 13,78$. Deste modo, serão gerados, para cada árvore, novas estimativas de carbono, gerando 1.000 valores da variável aleatória u_i , de modo que $u_i \sim N(0; 13,78)$, ou seja, u_i segue uma distribuição normal com média zero e variância 13,78.

$$Y_i = (C_{vas})_i = \left(e^{(-2,977 \ln(d \times (DAP)^2 \times Ht))} + u_i \right) \times t_c(1 + r_b)$$

- iii. A partir dos dois itens anteriores, foram consideradas, para cada fragmento, quatro abordagens:

Abordagem 1: simulação de Monte Carlo para os fatores t_c e r_b , considerando $t_c \sim Beta(2,2)$ no intervalo $[0,24; 0,70]$ e $r_b \sim Beta(2,2)$ no intervalo $[0,06; 0,50]$, e sem simulação de Monte Carlo na equação alométrica de Chave et al. (2005).

Abordagem 2: simulação de Monte Carlo para os fatores t_c e r_b , considerando $t_c \sim Beta(1,1)$ no intervalo $[0,24; 0,70]$ e $r_b \sim Beta(1,1)$ no intervalo $[0,06; 0,50]$, e sem simulação de Monte Carlo na equação alométrica de Chave et al. (2005).

Abordagem 3: fatores tc e rb fixos, considerando os valores de referência $t_{c0} = 0,47$ e $r_{b0} = 0,2845$, e simulação de Monte Carlo na equação alométrica de Chave et al. (2005), conforme item ii.

Abordagem 4: simulação de Monte Carlo para os fatores t_c e r_b , considerando $t_c \sim Beta(2,2)$ no intervalo $[0,24; 0,70]$ e $r_b \sim Beta(2,2)$ no intervalo $[0,06; 0,50]$, e simulação de Monte Carlo na equação alométrica de Chave et al. (2005), conforme item ii.

- iv. Foram realizados histogramas, *box-plots*, estatísticas resumo com medidas de posição: média, mínimo, percentil 25, percentil 50 (mediana), percentil 75, máximo; medida de dispersão: desvio padrão e a diferença percentual entre as estimativas de carbono. Finalmente foram apresentadas as estimativas das probabilidades do valor do carbono menor (e maior) do que o valor de carbono médio estimado com os fatores t_c e r_b fixos, considerando os valores de referência $t_{c0} = 0,47$ e $r_{b0} = 0,2845$, já estando realizadas ($n = 1.000$) as simulações de Monte Carlo.

3.3 RESULTADOS

Nas sete áreas florestais observadas foram registradas 4.231 árvores vivas com $DAP_{1,30m} \geq 5$ cm. No total foram registradas 175 espécies e 43 famílias nas áreas florestais estudadas (Tabela 3.1). Além disso, nas áreas foram contabilizadas 478 árvores mortas com $DAP_{1,30m} \geq 5$ cm. Também, foram registradas 133 espécies de aves, 35 famílias, sendo 21 famílias Passeriformes (60%) e 14 de não-Passeriformes (40%) (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Valores florísticos das árvores ≥ 5 cm de $DAP_{1,30m}$ e da composição de avifauna nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu. Fragmentos: BX: Bixiguento; IB: Mata IB; MB: Mata da Bica; CA: Carmelucho; PV: Pomar Velho; TB: Três Barras; LG: Lageado.

Número	Fragmentos						
	BX	IB	MB	CA	PV	TB	LG
Vegetação							
Indivíduos	912	435	442	558	617	631	636
Espécies	92	72	58	65	77	51	61
Gêneros	69	57	43	52	55	41	52
Famílias	31	27	24	27	29	22	28
Avifauna							
Indivíduos	599	295	337	292	394	278	441
Espécies	95	79	95	76	86	78	88
Famílias	29	29	30	28	28	28	31

As espécies que caracterizam os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da *cuesta* de Botucatu segundo o valor de importância ecológica foram: *Gallsia integrifolia* nas matas “Bixiguento”, “Bica” e “Lageado”, *Ocotea velutina* na

mata “Carmelucho” e *Nectandra megapotamica* na mata “Pomar Velho”, que obtiveram o maior valor de importância devido à dominância da espécie. Por outro lado, *Astronium graveolens* na Mata do IB e *Machaerium scleroxylon* na mata Três Barras foram as espécies com maior valor de importância devido a densidade da espécie (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 - Estimativas dos parâmetros fitossociológicos relativos das dez espécies com maior valor de importância ecológica nos fragmentos de Floresta estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice de valor de importância.

Nº	Familia	Especie	DR	DoR	FR	IVI (%)
Mata do Bixiguento						
1	Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	24,47	68,96	22,66	38,70
2	Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	51,43	15,07	31,97	32,82
3	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	34,44	35,59	20,25	30,09
4	Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i>	36,93	26,82	22,78	28,85
5	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	22,64	14,54	16,58	17,92
6	Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	9,82	24,05	11,62	15,16
7	Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i>	14,57	13,48	12,03	13,36
8	Urticaceae	<i>Urera baccifera</i>	14,15	7,36	16,62	12,71
9	Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	14,17	8,78	12,59	11,85
10	Lauraceae	<i>Ocotea velutina</i>	7,33	15,72	7,13	10,06
Mata do IB						
1	Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	21,21	13,45	15,87	16,84
2	Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	22,78	7,71	13,37	14,62
3	Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	3,61	26,12	4,89	11,54
4	Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i>	7,04	14,05	6,96	9,35
5	Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i>	14,82	3,62	8,73	9,06
6	Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	2,47	20,73	3,95	9,05
7	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	11,76	6,24	9,06	9,02
8	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	7,44	8,57	5,40	7,13
9	Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i>	5,91	5,46	7,07	6,14
10	Fabaceae	<i>Holocalyx balansae</i>	7,04	1,78	7,79	5,54
Mata da Bica						
1	Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	9,21	67,46	8,25	28,31
2	Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i>	40,43	12,14	21,86	24,81
3	Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i>	29,82	4,55	22,95	19,11
4	Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	13,96	16,10	11,16	13,74
5	Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	19,45	2,31	12,19	11,32
6	Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	4,50	12,53	6,56	7,87
7	Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	1,69	17,24	2,94	7,29
8	Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i>	3,18	11,23	5,68	6,70
9	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	6,52	5,69	7,56	6,59
10	Urticaceae	<i>Urera baccifera</i>	6,98	4,14	7,65	6,26

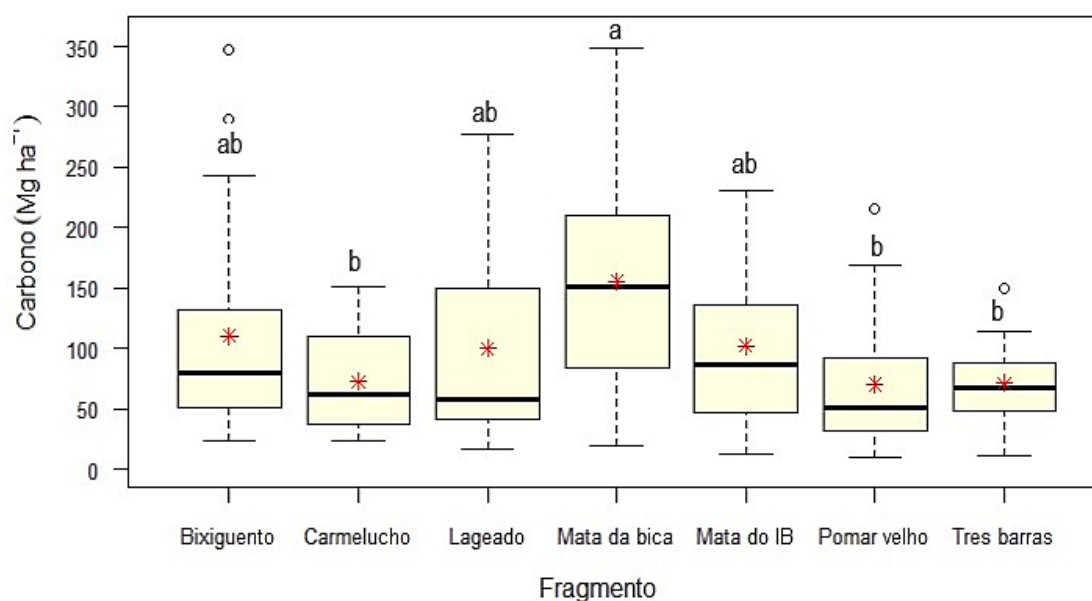
Nº	Familia	Especie	DR	DoR	FR	IVI (%)
Carmelucho						
1	Lauraceae	<i>Ocotea velutina</i>	17,17	32,28	13,78	21,08
2	Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i>	23,19	4,98	15,30	14,49
3	Fabaceae	<i>Copaiba langsdorffii</i>	11,57	18,32	11,81	13,90
4	Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	10,57	18,42	11,92	13,64
5	Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i>	17,43	10,17	12,59	13,40
6	Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i>	6,55	16,68	6,25	9,83
7	Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	10,39	2,38	9,21	7,33
8	Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	7,72	5,47	8,68	7,29
9	Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i>	11,56	4,53	3,99	6,69
10	Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	6,60	3,45	9,42	6,49
Pomar Velho						
1	Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	27,78	52,83	15,96	32,19
2	Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	37,47	12,78	21,88	24,04
3	Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	15,53	23,47	12,83	17,27
4	Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	16,67	18,38	14,63	16,56
5	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	13,13	17,11	13,22	14,49
6	Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	8,20	12,44	9,83	10,16
7	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	7,42	13,93	8,59	9,98
8	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	12,95	5,14	10,77	9,62
9	Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i>	11,01	7,49	7,88	8,79
10	Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i>	7,03	13,97	4,85	8,62
Tres barras						
1	Fabaceae	<i>Machaerium scleroxylon</i>	34,44	28,59	21,17	28,07
2	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	23,17	23,16	18,02	21,45
3	Boraginaceae	<i>Cordia americana</i>	18,54	23,20	19,16	20,30
4	Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	31,22	12,87	14,81	19,63
5	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	7,46	21,76	7,41	12,21
6	Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i>	6,41	10,22	9,68	8,77
7	Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	12,15	7,78	3,70	7,88
8	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	8,37	3,77	11,45	7,86
9	Fabaceae	<i>Machaerium aculeatum</i>	6,91	8,58	7,41	7,63
10	Cannabaceae	<i>Celtis iguanea</i>	8,93	3,15	9,34	7,14
Lageado						
1	Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	15,58	64,24	17,04	32,29
2	Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i>	24,10	53,61	15,63	31,11
3	Urticaceae	<i>Urera baccifera</i>	33,87	11,05	20,60	21,84
4	Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i>	18,73	4,40	19,46	14,20
5	Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i>	16,39	13,70	9,47	13,19
6	Boraginaceae	<i>Cordia americana</i>	15,55	10,78	10,29	12,21
7	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	15,38	6,28	14,94	12,20
8	Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	4,78	17,40	8,79	10,32
9	Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense</i>	10,96	7,99	10,46	9,80
10	Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i>	11,28	9,67	8,33	9,76

3.3.1 Biomassa e carbono

A quantidade de biomassa total (BT) no estrato arbóreo foi em média $207,15 \pm 12,09 \text{ Mg ha}^{-1}$ na Floresta Estacional Semidecidual da “cuesta” de Botucatu composta pela soma da biomassa de árvores vivas, biomassa da raiz e biomassa das árvores mortas. A biomassa das árvores vivas foi estimada em média $149,42 \pm 9,14 \text{ Mg ha}^{-1}$, a biomassa de raiz foi de $42,51 \pm 2,60 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $15,22 \pm 1,86 \text{ Mg ha}^{-1}$ para a biomassa das árvores mortas. Já, a quantidade total de carbono (CT) foi em média $97,36 \pm 5,68 \text{ Mg C ha}^{-1}$ na floresta, dividido em $70,23 \pm 4,29 \text{ Mg C ha}^{-1}$ nas árvores vivas, $19,98 \pm 1,22 \text{ Mg C ha}^{-1}$ na raiz e $7,15 \pm 0,87 \text{ Mg C ha}^{-1}$ nas árvores mortas.

De acordo com os resultados obtidos a partir dos modelos lineares generalizados e o teste de comparação de médias da biomassa e carbono total, observou-se que houve diferença significativa entre os fragmentos florestais (Figura 3.3). O fragmento “Mata da Bica” que registrou em média $155,09 \pm 21,03 \text{ Mg C ha}^{-1}$ apresentou diferença significativa no estoque de carbono quando comparado com os fragmentos florestais “Carmelucho”, “Três Barras” e “Pomar Velho” (Figura 3.3, Tabelas 3.3 e 3.4).

Figura 3.3 - Comparação do estoque de carbono entre os fragmentos Floresta Estacional Semidecidual da *cuesta* de Botucatu. Médias no *box-plot* (asteriscos vermelhos) seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.



Analisando o estoque de biomassa e carbono em cada reservatório nos fragmentos florestais avaliados, observou-se que as árvores vivas representam em média 72% do total do carbono quantificado (Tabelas 3.3 e 3.4). O carbono da raiz representa 20% e o carbono aferido nas árvores mortas apenas 8% (Tabelas 3.3 e 3.4). A porcentagem de carbono das árvores vivas e raiz somam 92% do estoque total de carbono nos fragmentos florestais.

Tabela 3.3 - Comparação do estoque de biomassa nos reservatórios e total entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual secundária da *cuesta* de Botucatu, SP.

Comunidades	Medidas resumo	Biomassa (Mg ha ⁻¹)				
		Reservatórios			Total	
		Árvores vivas	Raiz	Árvores mortas		
Bixiguento	Média	173,80	49,45	11,29	234,53	ab*
	Erro padrão	20,82	5,92	2,80	26,67	
	Total (%)	74,11	21,08	4,81	100	
Mata IB	Média	154,07	43,83	18,73	216,63	ab
	Erro padrão	24,73	7,03	4,84	31,73	
	Total (%)	71,12	20,23	8,65	100	
Mata da Bica	Média	238,19	67,77	24,02	329,97	a
	Erro padrão	35,22	10,02	8,75	44,75	
	Total (%)	72,19	20,54	7,28	100	
Carmelucho	Média	112,94	32,13	8,85	153,92	b
	Erro padrão	14,85	4,22	1,89	19,66	
	Total (%)	73,38	20,87	5,75	100	
Pomar Velho	Média	109,38	31,12	8,56	149,06	b
	Erro padrão	15,90	4,52	1,65	20,89	
	Total (%)	73,38	20,88	5,74	100	
Tres Barras	Média	107,31	30,53	13,92	151,76	b
	Erro padrão	11,42	3,25	2,68	15,05	
	Total (%)	70,71	20,12	9,17	100	
Lageado	Média	147,06	41,84	24,03	212,93	ab
	Erro padrão	27,65	7,87	7,43	38,49	
	Total (%)	69,06	19,65	11,29	100	

*Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.

Tabela 3.4 - Comparação de estoque do carbono nos reservatórios e total entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual secundária da *cuesta* de Botucatu, SP.

Comunidades	Medidas resumo	Carbono (Mg ha ⁻¹)				
		Reservatórios			Total	
		Árvores Vivas	Raiz	Árvores mortas		
Bixiguento	Média	81,68	23,24	5,31	110,23	ab*
	Erro padrão	9,79	2,78	1,31	12,53	
	Total (%)	74,11	21,08	4,81	100	
Mata IB	Média	72,41	20,60	8,81	101,82	ab
	Erro padrão	11,62	3,31	2,28	14,92	
	Total (%)	71,12	20,23	8,65	100	
Mata da Bica	Média	111,95	31,85	11,29	155,09	a
	Erro padrão	16,55	4,71	4,11	21,03	
	Total (%)	72,19	20,54	7,28	100	
Carmelucho	Média	53,08	15,10	4,16	72,34	b
	Erro padrão	6,98	1,98	0,89	9,24	
	Total (%)	73,38	20,87	5,75	100	
Pomar Velho	Média	51,41	14,63	4,02	70,06	b
	Erro padrão	7,47	2,13	0,78	9,82	
	Total (%)	73,38	20,88	5,74	100	
Tres Barras	Média	50,44	14,35	6,55	71,33	b
	Erro padrão	5,37	1,53	1,26	7,07	
	Total (%)	70,71	20,12	9,17	100	
Lageado	Média	69,12	19,67	11,30	100,08	ab
	Erro padrão	12,99	3,70	3,50	18,09	
	Total (%)	69,06	19,65	11,29	100	

*Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.

3.3.2 Carbono por espécies arbóreas

Gallesia integrifolia foi a espécie que armazenou a maior quantidade de carbono nos fragmentos florestais “Bixiguento” com 91 Mg C ha⁻¹, “Mata da Bica” com 98 Mg C ha⁻¹ e “Lageado” com 81 Mg C ha⁻¹. Na “Mata do IB” a espécie que acumulou maior quantidade de carbono foi *Cariniana estrelenses* com 30 Mg C ha⁻¹, no “Carmelucho” foi *Ocotea velutina* com 26 Mg C ha⁻¹, no “Pomar Velho” foi *Nectandra megapotamica* com 43 Mg C ha⁻¹ e no fragmento “Três Barras” foi *Parapiptadenia rigida* com 25 Mg C ha⁻¹ (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 - Estoque de biomassa e carbono médio, total e porcentagem por espécie nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, Botucatu, SP.

Nº	Familia	Espécie	Biomassa (Mg ha-1)		Carbono (Mg ha-1)		%
			Media	Total	Media	Total	
Bixiguento							
1	Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	3,41	194,10	1,60	91,23	21,74
2	Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	4,31	94,85	2,03	44,58	10,62
3	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	1,09	90,11	0,51	42,35	10,09
4	Lauraceae	<i>Ocotea velutina</i>	2,51	40,14	1,18	18,87	4,50
5	Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	7,91	39,56	3,72	18,59	4,43
6	Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	2,19	37,28	1,03	17,52	4,17
7	Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i>	0,90	28,86	0,42	13,56	3,23
8	Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	0,24	27,56	0,11	12,96	3,09
9	Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	0,75	25,58	0,35	12,02	2,86
10	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	0,47	25,27	0,22	11,87	2,83
Mata do IB							
1	Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	12,85	64,27	6,04	30,21	16,24
2	Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	8,76	61,33	4,12	28,83	15,50
3	Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i>	2,44	36,66	1,15	17,23	9,26
4	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	1,84	31,24	0,86	14,68	7,89
5	Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	0,51	25,80	0,24	12,13	6,52
6	Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	2,29	16,00	1,07	7,52	4,04
7	Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	1,78	12,46	0,84	5,86	3,15
8	Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	0,20	11,45	0,09	5,38	2,89
9	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	1,24	11,20	0,58	5,26	2,83
10	Moraceae	<i>Ficus insipida</i>	10,66	10,66	5,01	5,01	2,69
Mata da Bica							
1	Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	12,21	207,51	5,74	97,53	33,91
2	Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	1,67	61,68	0,78	28,99	10,08
3	Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	14,74	58,96	6,93	27,71	9,63
4	Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	5,26	57,82	2,47	27,17	9,45
5	Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i>	5,15	41,20	2,42	19,37	6,73
6	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	2,08	31,17	0,98	14,65	5,09
7	Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i>	0,28	26,50	0,13	12,46	4,33
8	Boraginaceae	<i>Cordia americana</i>	4,47	22,36	2,10	10,51	3,65
9	Fabaceae	<i>Machaerium parviflorum</i>	3,60	14,39	1,69	6,76	2,35
10	Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	1,84	12,85	0,86	6,04	2,10
Carmelucho							
1	Lauraceae	<i>Ocotea velutina</i>	1,08	56,23	0,51	26,43	19,38
2	Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i>	1,95	40,87	0,91	19,21	14,09
3	Fabaceae	<i>Copaiba langsdorffii</i>	1,00	37,06	0,47	17,42	12,77
4	Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	1,01	25,33	0,48	11,91	8,73
5	Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i>	0,24	13,85	0,11	6,51	4,77
6	Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	1,46	8,78	0,69	4,13	3,03
7	Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i>	2,71	8,12	1,27	3,82	2,80
8	Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	1,10	7,69	0,52	3,61	2,65
9	Rutaceae	<i>Esenbeckia febrifuga</i>	3,50	7,00	1,65	3,29	2,41
10	Fabaceae	<i>Machaerium villosulum</i>	6,83	6,83	3,21	3,21	2,35

Nº	Familia	Espécie	Biomassa (Mg ha-1)		Carbono (Mg ha-1)		%
			Media	Total	Media	Total	
Pomar Velho							
1	Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	1,81	90,49	0,85	42,53	21,47
2	Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	1,50	51,03	0,71	23,98	12,11
3	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	1,92	46,07	0,90	21,65	10,93
4	Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	0,79	28,49	0,37	13,39	6,76
5	Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2,29	22,88	1,08	10,75	5,43
6	Cannabaceae	<i>Celtis fluminensis</i>	1,48	20,66	0,69	9,71	4,90
7	Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	0,93	16,71	0,44	7,86	3,97
8	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	0,96	15,30	0,45	7,19	3,63
9	Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i>	0,89	13,35	0,42	6,27	3,17
10	Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	0,12	10,04	0,06	4,72	2,38
Três Barras							
1	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,81	53,33	0,38	25,06	19,34
2	Fabaceae	<i>Machaerium scleroxylon</i>	0,42	40,46	0,20	19,02	14,68
3	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	1,31	35,27	0,61	16,58	12,80
4	Boraginaceae	<i>Cordia americana</i>	0,58	31,76	0,27	14,93	11,52
5	Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i>	0,85	15,22	0,40	7,15	5,52
6	Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	3,47	13,88	1,63	6,52	5,03
7	Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	0,09	9,80	0,04	4,60	3,55
8	Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,19	8,39	0,09	3,94	3,04
9	Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense</i>	1,25	6,24	0,59	2,93	2,26
10	Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	3,10	6,20	1,46	2,92	2,25
Lageado							
1	Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	4,93	172,38	2,31	81,02	30,42
2	Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i>	3,07	144,20	1,44	67,78	25,45
3	Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	4,17	41,66	1,96	19,58	7,35
4	Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	5,47	21,89	2,57	10,29	3,86
5	Boraginaceae	<i>Cordia americana</i>	0,41	14,70	0,19	6,91	2,59
6	Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i>	13,92	13,92	6,54	6,54	2,46
7	Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i>	0,32	12,53	0,15	5,89	2,21
8	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,32	11,69	0,15	5,49	2,06
9	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	0,57	11,39	0,27	5,35	2,01
10	Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i>	0,51	11,12	0,24	5,23	1,96

3.3.3 Relação do carbono e a diversidade da vegetação e avifauna

Ao comparar as médias da riqueza da vegetação (número de espécies) e índice de diversidade Shannon, foram encontradas diferenças significativas entre o fragmento florestal “Carmelucho” com “Bixiguento”, “Lageado” e “Três Barras”. Porém, quando avaliamos a riqueza rarefeita para 100 indivíduos evidenciamos que o fragmento “Mata do IB” apresentou diferença significativa com todos os outros fragmentos florestais. O índice de diversidade Shannon apresentou o mesmo

comportamento que a riqueza de espécies (Tabela 3.6). Porém, quando comparamos a riqueza e diversidade de Shannon da avifauna não foram encontradas diferenças estatísticas entre os fragmentos florestais (Tabela 3.6).

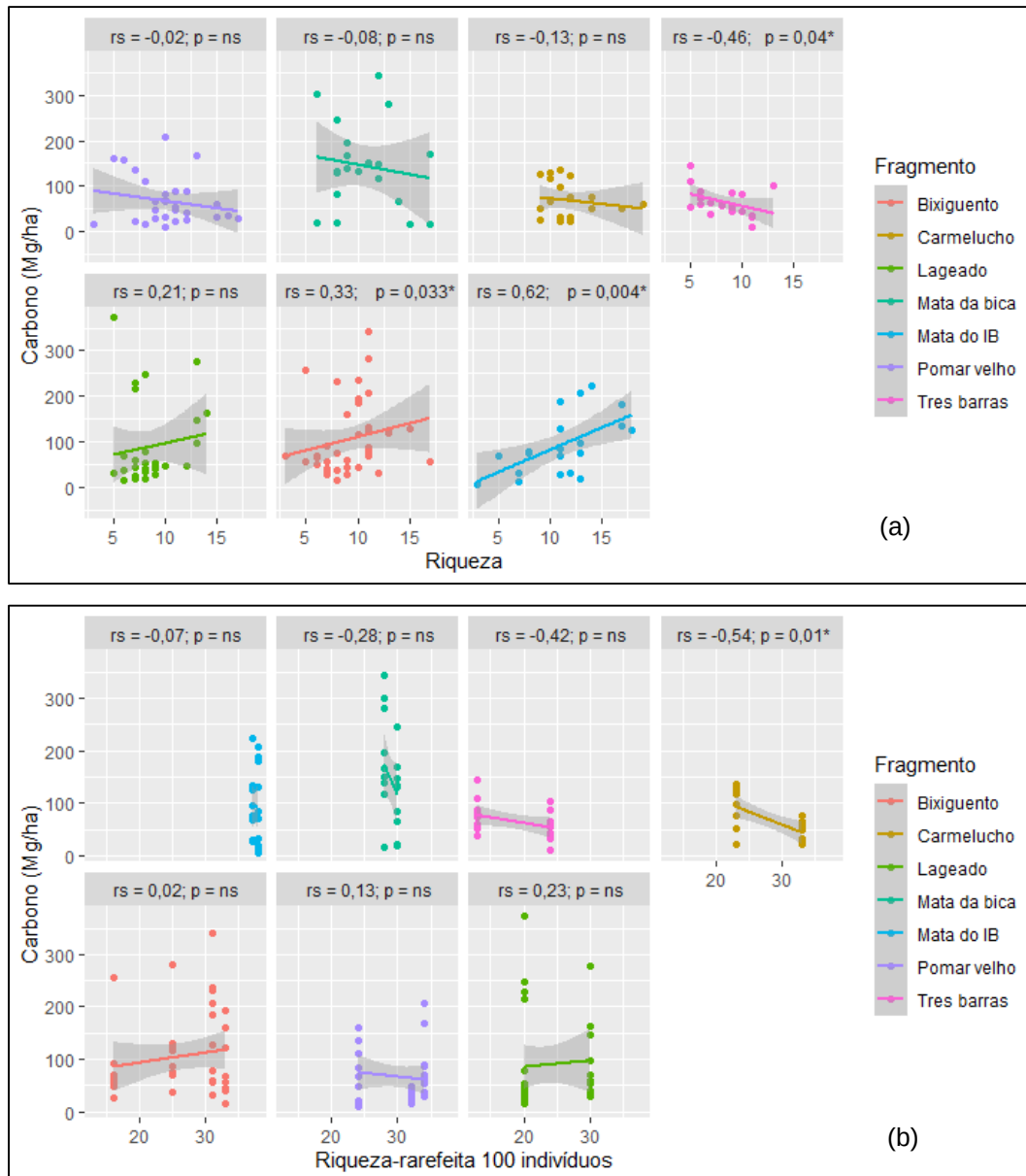
Tabela 3.6 - Comparação de média das variáveis de diversidade da vegetação e avifauna, erro padrão da média (em parêntesis), entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. *Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.

Fragmentos	Variáveis de diversidade									
	Vegetação						Avifauna			
	Riqueza vegetação		Riqueza rarefeita-100		Shannon vegetação (H')		Riqueza aves		Shannon aves (H')	
Bixiguento	9,15 (0,45)	bc*	26,13 (1,05)	cd	1,85 (0,07)	bc	50,00 (3,01)	a	3,90 (0,06)	a
Mata do IB	11,15 (0,88)	ab	37,40 (0,14)	a	2,11 (0,10)	ab	49,50 (4,25)	a	3,89 (0,08)	a
Mata da Bica	10,60 (0,74)	abc	28,83 (0,29)	bc	2,04 (0,08)	ab	56,50 (4,25)	a	4,02 (0,08)	a
Carmelucho	11,70 (0,60)	a	28,01 (1,21)	bc	2,21 (0,06)	a	49,00 (4,25)	a	3,88 (0,07)	a
Pomar Velho	10,23 (0,57)	abc	30,17 (0,77)	b	2,04 (0,07)	ab	50,33 (3,47)	a	3,90 (0,07)	a
Três Barras	8,25 (0,52)	c	18,49 (1,33)	e	1,67 (0,07)	c	46,50 (4,25)	a	3,84 (0,08)	a
Lageado	8,43 (0,44)	c	23,07 (0,88)	d	1,85 (0,05)	bc	49,00 (3,47)	a	3,88 (0,08)	a

Nota: As variáveis de diversidade da vegetação foram calculadas nas subparcelas de 200 m², e as variáveis de avifauna nos pontos de observação.

Dentro de cada fragmento estudado, o carbono (soma de carbono da árvore viva e raiz) foi relacionado com a diversidade (vegetação e avifauna) da floresta. Para verificar se há relação foi realizada uma análise de correlação de Spearman (rs). Essa análise confirmou que nos fragmentos “Mata do IB” e “Bixiguento” o carbono tendeu a aumentar conforme o aumento da riqueza da vegetação. Também, observou-se que o carbono tem uma relação positiva com o índice de diversidade de Shannon nos fragmentos “Mata do IB” e “Bixiguento” (Figura 3.4). Porém, em geral foi observada uma relação negativa não significativa entre o carbono e diversidade nos fragmentos florestais.

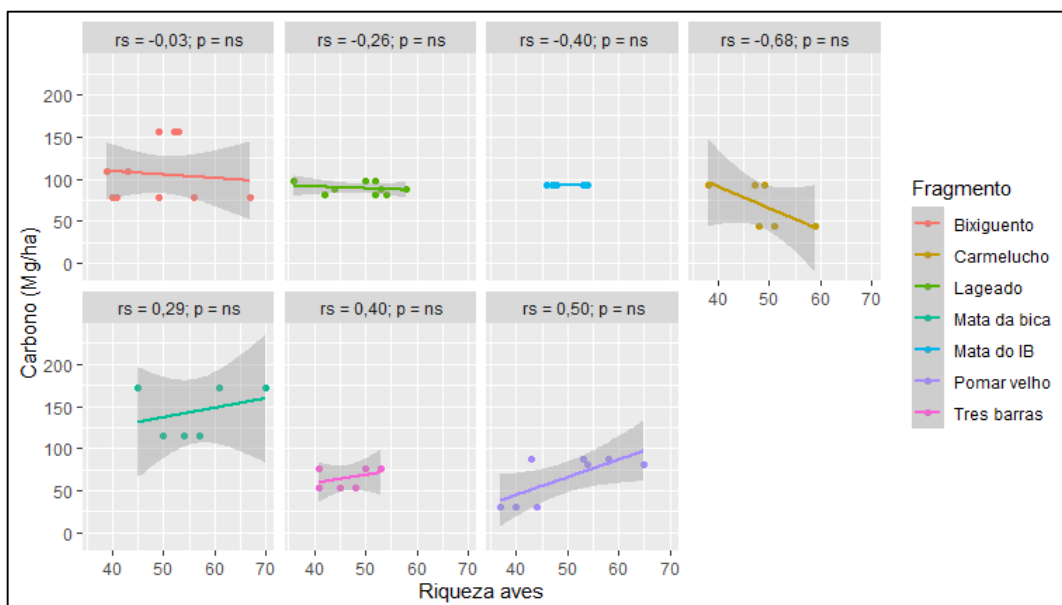
Figura 3.4 - Relação entre carbono e variáveis de diversidade da vegetação: (a) riqueza de espécies por unidade de área, (b) riqueza rarefeita para 100 indivíduos e (c) diversidade de Shannon da vegetação. Os relacionamentos são mostrados para parcelas de 0,02 ha nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. Todos os dados são baseados em árvores com DAP ≥ 5 cm. Linhas de regressão são mostradas para cada fragmento, coeficiente de correlação de Spearman (r_s) e valor de significância ($p > 0,05$).





A análise de correlação de Spearman entre o carbono e a riqueza da avifauna em cada fragmento florestal na *cuesta* de Botucatu não foram significativas (Figura 3.5).

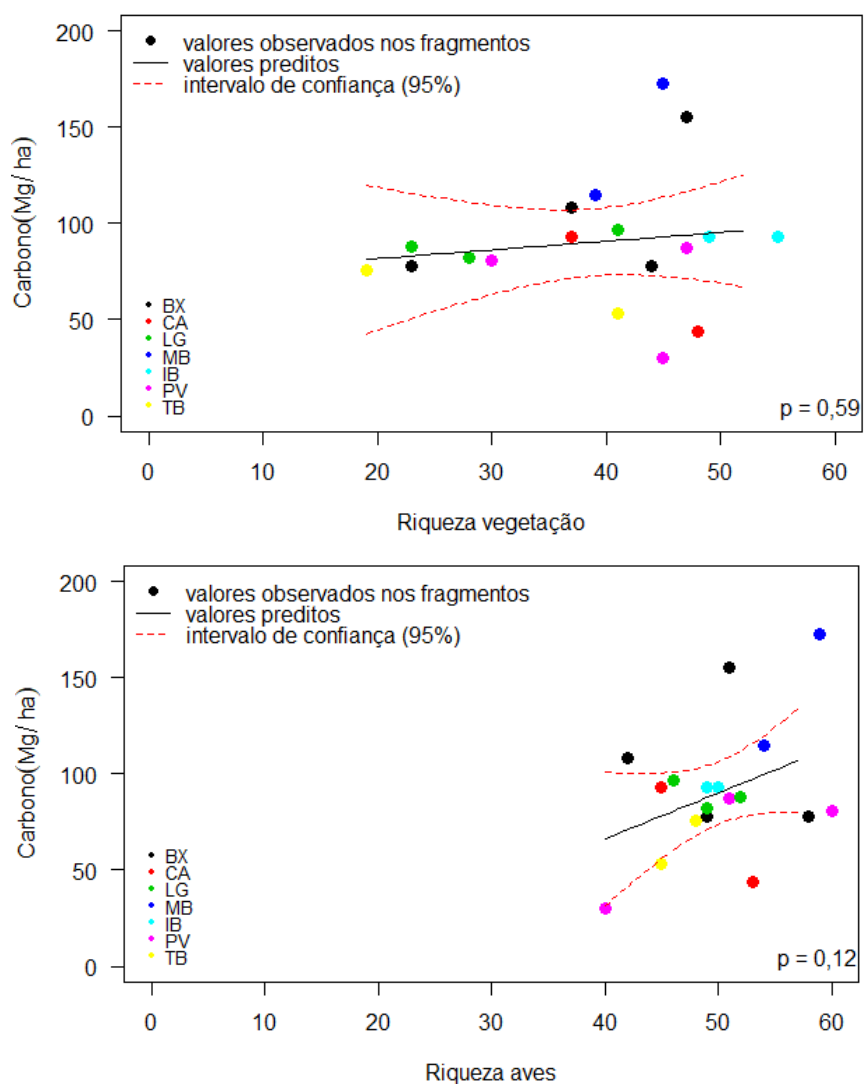
Figura 3.5 - Relação entre carbono e riqueza da avifauna. Os relacionamentos são mostrados para os pontos de amostragem da avifauna nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. Linhas de regressão são mostradas para cada fragmento, coeficiente de correlação de Spearman (rs) e valor de significância ($p > 0,05$).



Quando analisamos a relação entre o carbono/vegetação e carbono/avifauna, usando as 18 parcelas de amostragem não encontramos relações significativas entre

essas relações nos fragmentos florestais de estudo (Figura 3.6). Porém, observou-se que nos fragmentos com maior grau de conservação existe maior quantidade de carbono e riqueza de espécies de vegetação e de avifauna como nos fragmentos Bixiguento, Mata do IB e Mata da Bica.

Figura 3.6 - Relação entre carbono e riqueza: (a) vegetação e (b) avifauna. As relações são mostradas para as 18 parcelas de 0,2 hectares (pontos) nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. Linhas de regressão são mostradas para a relação carbono/vegetação e carbono/avifauna, com o valor significativo ($p > 0,05$). Fragmentos florestais: Bixiguento (BX), Mata do IB (IB), Mata da Bica (MB), Carmelucho (CA), Pomar Velho (PV), Três Barras (TB), Lageado (LG).



3.3.4 Relação do carbono e as variáveis estruturais da vegetação

De acordo com os resultados obtidos a partir dos modelos lineares generalizados e teste de comparação de médias das variáveis estruturais nos

fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, observou-se diferenças significativas nas variáveis estruturais, exceto para a variável altura das árvores maiores (Tabela 7).

Ao comparar a média da densidade dos indivíduos foi encontrada diferença significativa entre o fragmento “Três Barras” com os outros fragmentos florestais, exceto com “Carmelucho”. Quanto à área basal, diâmetro médio e diâmetro das árvores maiores, observou-se diferença significativa entre o fragmento “Mata da Bica” com os fragmentos “Carmelucho”, “Pomar Velho” e “Três Barras” (Tabela 7). Em relação à altura média das árvores observou-se diferença significativa entre os fragmentos “Bixiguento” com a “Mata do IB”, “Três Barras” e “Lageado”. Já a densidade da madeira não apresentou diferença significativa entre o fragmento “Pomar Velho” com todos os fragmentos florestais avaliados, exceto com “Lageado” (Tabela 3.7).

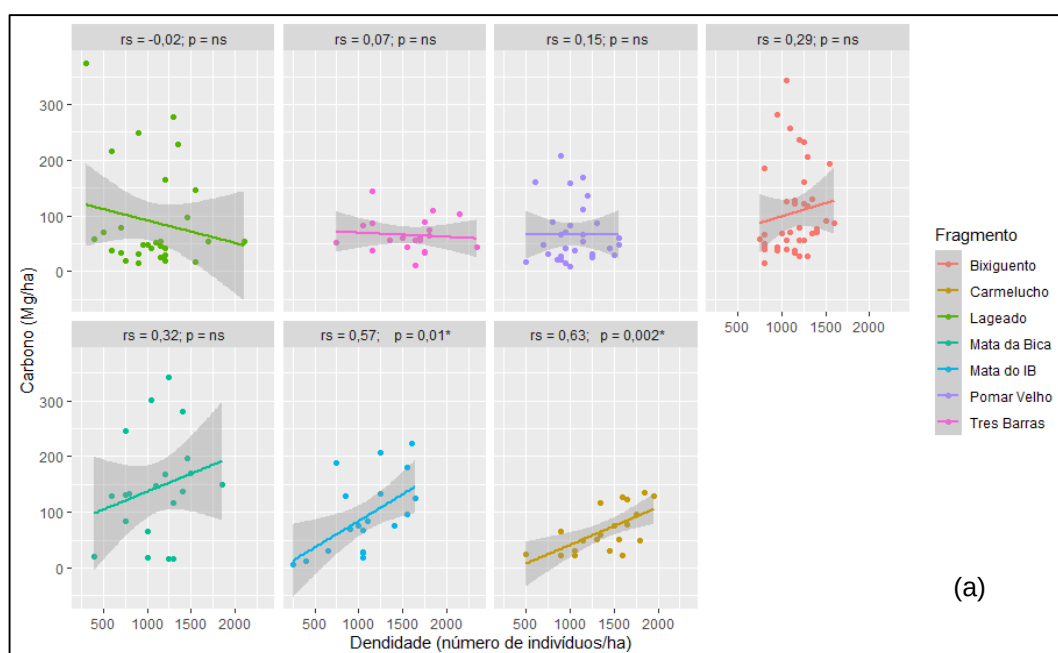
Tabela 3.7 - Comparação de média das variáveis estruturais, erro padrão da média (em parêntesis), entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. *Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.

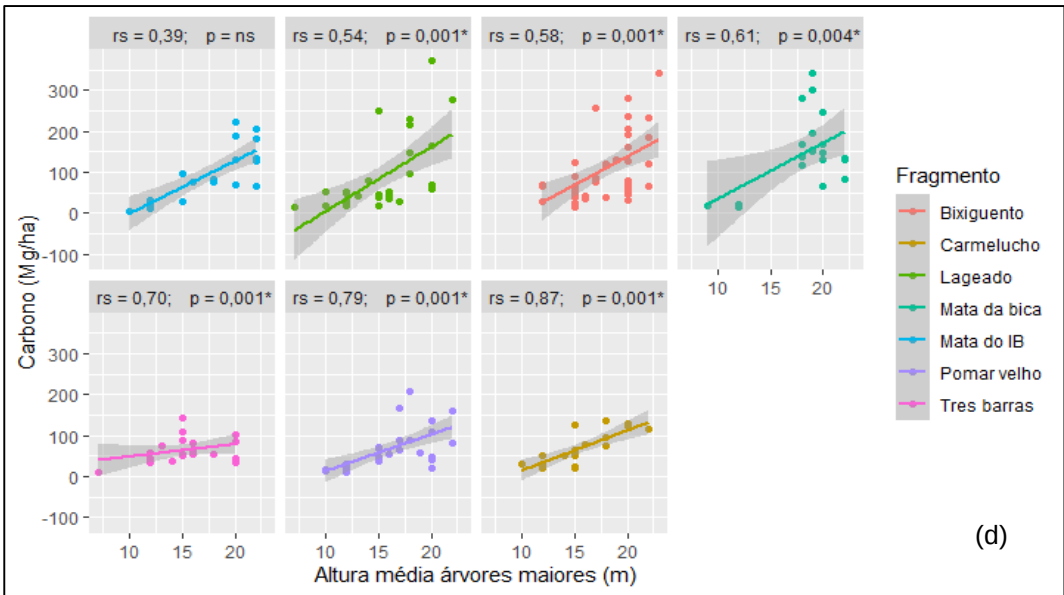
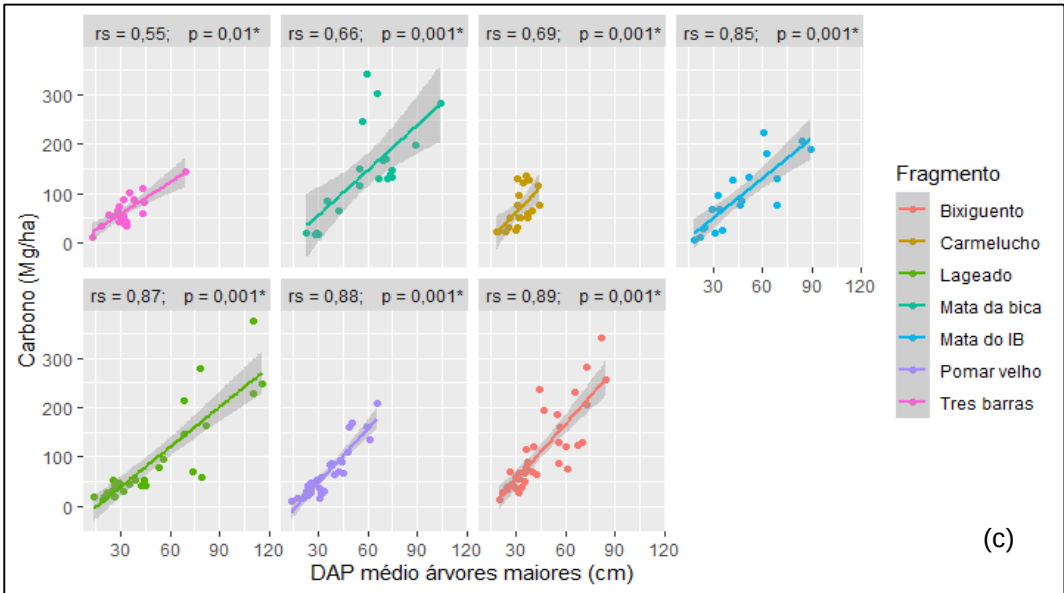
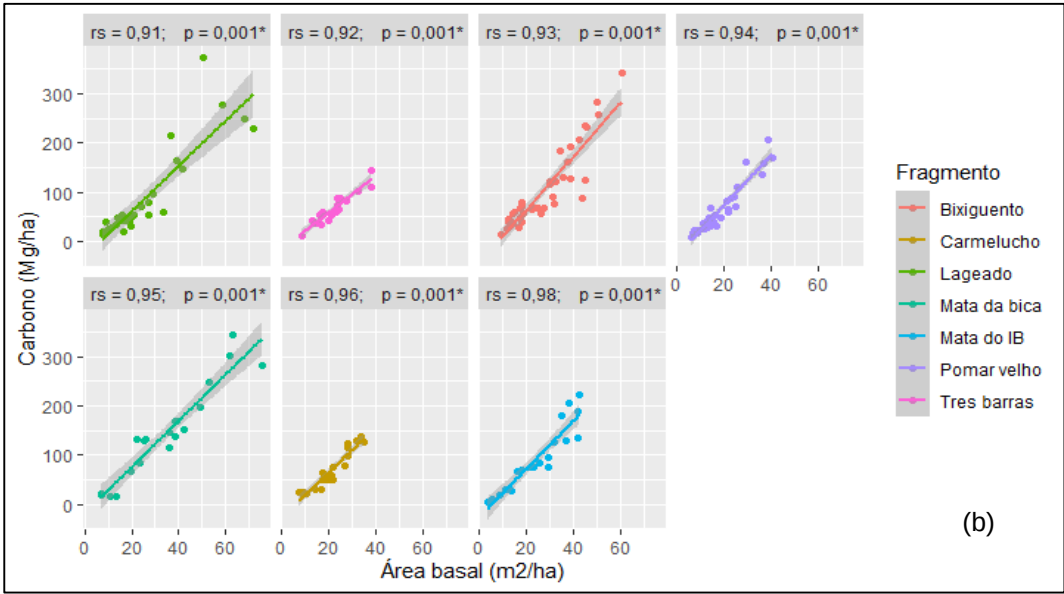
Fragmentos	Variáveis de estrutura													
	Densidade (indi. ha ⁻¹)		Área basal (m ² ha ⁻¹)		DAP médio (cm)		DAP árvores maiores (cm)		Altura média (m)		Altura árvores maiores (m)		Densidade da madeira (g cm ³)	
Bixiguento	1.140,00 (35,14)	bc*	27,25 (2,11)	ab	13,93 (0,36)	a	43,63 (2,81)	abc	8,44 (0,21)	a	17,63 (0,49)	a	0,73 (0,02)	a
Mata do IB	1.087,50 (86,44)	bc	24,10 (2,85)	abc	12,96 (0,46)	abc	45,84 (4,60)	abc	7,21 (0,21)	b	17,30 (0,92)	a	0,75 (0,02)	a
Mata da Bica	1.105,00 (79,13)	bc	34,36 (4,29)	a	14,26 (0,80)	a	58,86 (4,88)	a	7,62 (0,37)	ab	17,95 (0,83)	a	0,74 (0,01)	a
Carmelucho	1.395,00 (83,66)	ab	20,60 (1,87)	bc	11,49 (0,30)	bc	32,21 (1,60)	c	7,46 (0,32)	ab	15,45 (0,70)	a	0,76 (0,01)	a
Pomar Velho	1.028,33 (51,45)	c	18,52 (1,79)	c	12,66 (0,53)	abc	34,99 (2,41)	c	7,52 (0,35)	ab	15,90 (0,71)	a	0,77 (0,01)	a
Três Barras	1.577,50 (85,80)	a	21,52 (1,73)	abc	11,36 (0,45)	c	33,06 (2,58)	c	7,20 (0,23)	b	15,35 (0,74)	a	0,73 (0,01)	a
Lageado	1.060,00 (72,61)	c	25,98 (3,16)	abc	1,85 (0,05)	ab	48,16 (5,38)	ab	6,70 (0,19)	b	15,33 (0,64)	a	0,65 (0,02)	b

Os resultados da análise de correlação de Serman (r_s) indicou que o carbono e a densidade das árvores apresentaram correlação positiva e significativa nos fragmentos “Mata do IB” e “Carmelucho”. Para os outros fragmentos avaliados a correlação carbono-densidade não foi significativa (Figura 3.7a).

Enquanto, área basal (Figura 3.7b), o diâmetro das árvores maiores (Figura 3.7c) e altura das árvores maiores (Figura 3.7d) nos sete fragmentos, observou-se que o carbono aumentou consistentemente com o aumento da variável estrutural, sendo a relação carbono – área basal especialmente forte.

Figura 3.7 - Relação entre carbono e variáveis estruturais: (a) densidade da árvore, (b) área basal, (c) diâmetro das árvores maiores, d) altura das árvores maiores. As relações são mostradas para parcelas de 0,02 ha nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. Todos os dados são baseados em árvores com DAP ≥ 5 cm. Linhas de regressão são mostradas para cada fragmento, coeficiente de correlação de Serman (r_s) e valor de significância ($p > 0,05$).





A distribuição de carbono total avaliado pelas classes diamétricas foi a soma do carbono da árvore viva mais o carbono da raiz (Figura 3.8). Nas análises do carbono pelas classes diamétricas foram encontradas diferenças significativas entre os fragmentos florestais (Figura 3.8a). Na primeira classe o estoque de carbono nos fragmentos “Três Barras” ($6,70 \pm 0,56 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e “Carmelucho” ($5,43 \pm 0,44 \text{ Mg C ha}^{-1}$) apresentaram diferenças significativas quando comparados com os fragmentos “Bixiguento” ($4,08 \pm 0,23 \text{ Mg C ha}^{-1}$), “Lageado” ($2,98 \pm 0,33 \text{ Mg C ha}^{-1}$), “Mata da Bica” ($4,14 \pm 0,46 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e “Pomar Velho” ($3,92 \pm 0,29 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

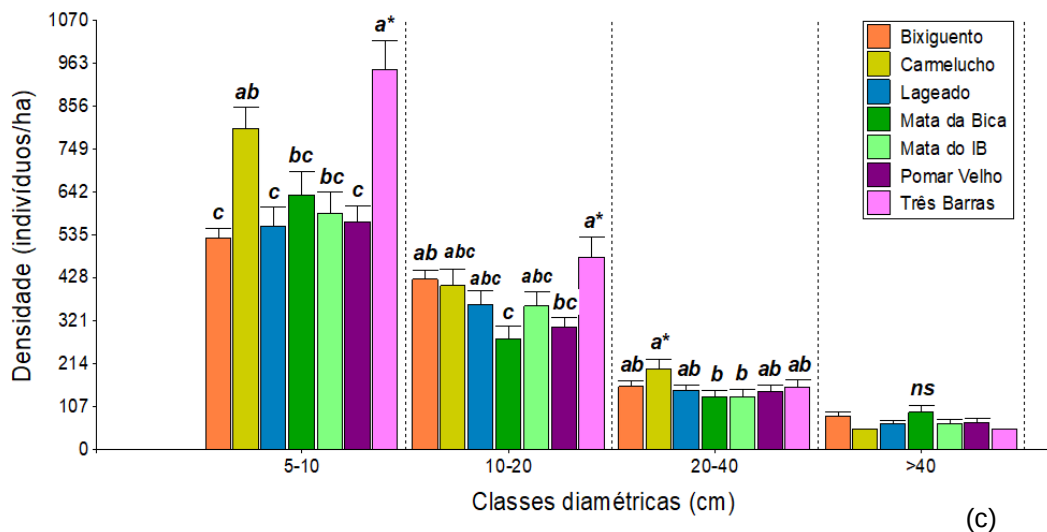
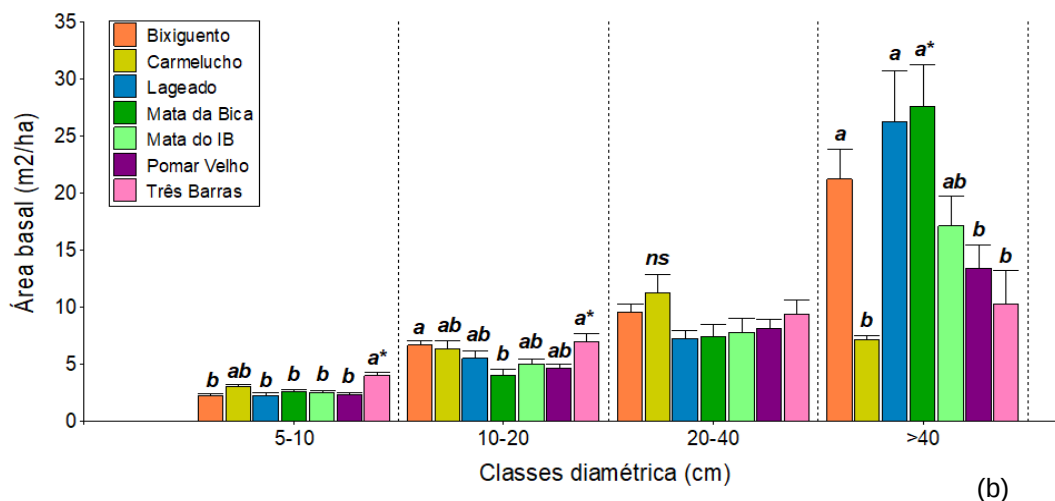
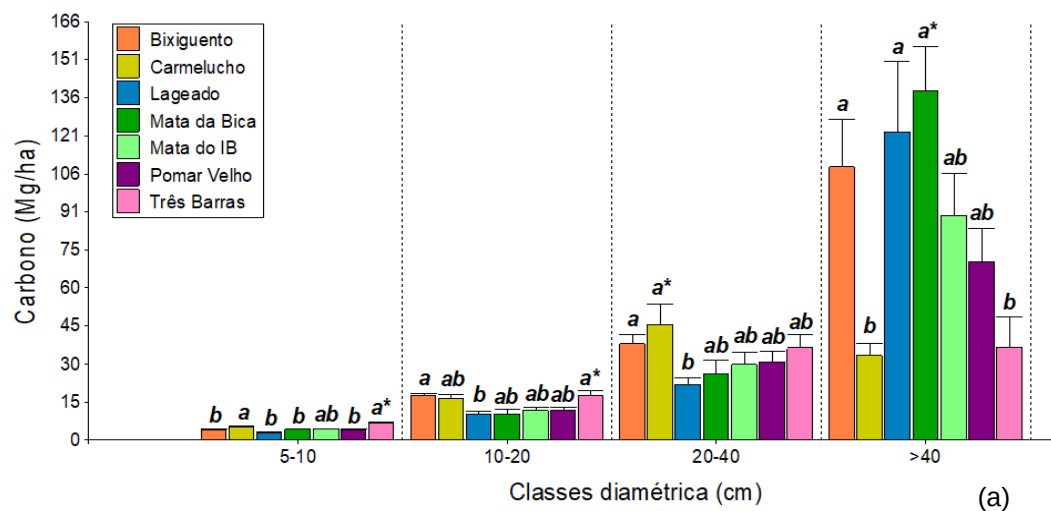
Já, na segunda classe diamétrica o estoque do carbono dos fragmentos “Três Barras” ($17,46 \pm 2,06 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e “Bixiguento” ($17,41 \pm 1,20 \text{ Mg C ha}^{-1}$) apresentaram diferença significativa quando comparados com o fragmento de “Lageado” ($10,36 \pm 1,25 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mas não apresentaram diferenças na quando comparados com os outros fragmentos.

Na terceira classe diamétrica o estoque do carbono nos fragmentos “Carmelucho” ($45,87 \pm 8,01 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e “Bixiguento” ($38,39 \pm 3,61 \text{ Mg C ha}^{-1}$) apresentaram diferenças significativas quando comparados com o fragmento de “Lageado” ($22,33 \pm 2,30 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mas não apresentaram diferenças quando comparados com os outros fragmentos.

Finalmente, na quarta classe diamétrica os fragmentos “Mata da Bica” ($138,48 \pm 17,33 \text{ Mg C ha}^{-1}$), “Lageado” ($122,52 \pm 27,85 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e “Bixiguento” ($108,23 \pm 19,06 \text{ Mg C ha}^{-1}$) apresentaram diferenças significativas quando comparados com os fragmentos de “Três Barras” ($36,72 \pm 12,19 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e “Carmelucho” ($33,78 \pm 4,59 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

Para os sete fragmentos, o aumento do carbono foi verificado com o aumento da área basal, e essa tendência foi observada especialmente na quarta classe diamétrica nos fragmentos “Mata da Bica”, “Bixiguento” e “Lageado” (Figura 3.8b). Porém, a densidade teve influência no acúmulo de carbono na primeira classe diamétrica nos fragmentos florestais, especialmente nos fragmentos “Três Barras” e “Carmelucho” (Figura 3.8c).

Figura 3.8 - Comparação do carbono (a), área basal (b) e densidade (c) pela classe diamétrica entre os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP. das espécies amostradas na Mata Atlântica, Botucatu, SP. Médias nas barras seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey-Kramer.



3.3.5 Relação dos fatores estruturais e de diversidade com o estoque de carbono nos fragmentos florestais na cuesta de Botucatu

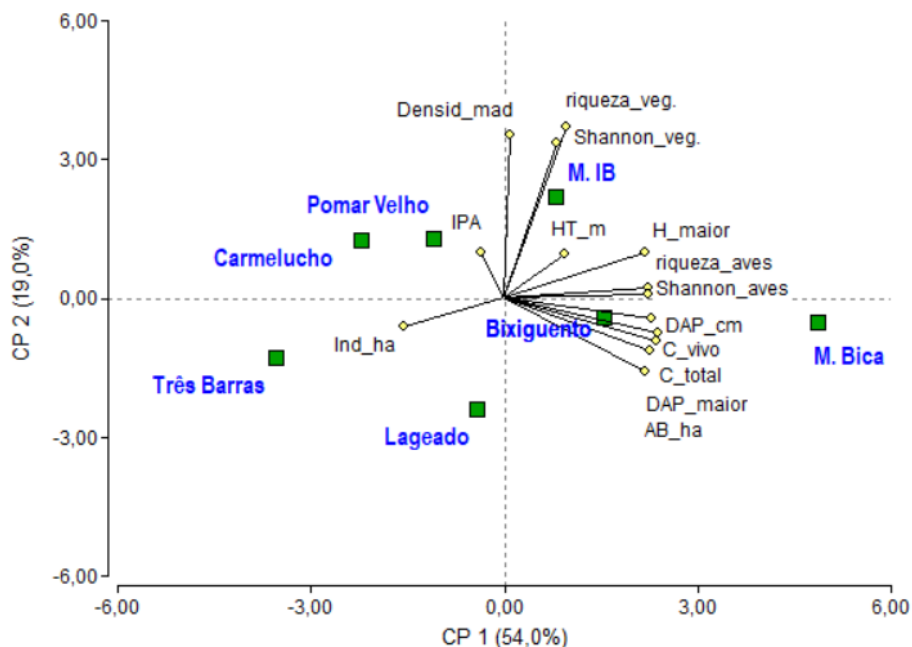
As relações entre os atributos estruturais e diversidade das florestas estudadas com o estoque do carbono são claras, evidenciando que os fragmentos com maior grau de conservação armazenam a maior quantidade do carbono, tais como Bixiguento, Mata da Bica e Mata do IB (Figura 3.9). A análise dos componentes principais (PCA siglas em inglês) apontam algumas correlações estreitas entre variáveis estruturais e o carbono. Por exemplo: área basal, altura e diâmetro das maiores árvores estão diretamente relacionados com o carbono. Porém, observou-se que a densidade das árvores e o índice pontual de abundância das aves (IPA) são inversamente relacionados com o carbono.

Entretanto, na diversidade observou-se que a riqueza de avifauna e o índice de diversidade de Shannon estão diretamente relacionados com o carbono. Cabe indicar que a diversidade da avifauna é diretamente relacionada com as árvores de maior tamanho e com a área basal. Em geral, verifica-se que fragmentos florestais de maior estoque de carbono estão associados a locais com árvores dominantes, maior número de estratos e diversidade de avifauna.

Também, PCA mostrou que dois eixos explicaram 73% da variabilidade do estoque do carbono no conjunto de dados (Apêndice A3, Figura 3.9). O primeiro eixo capturou 54% da variação, mostrando que os fragmentos florestais Bixiguento e Mata da Bica apresentaram a maioria das variáveis estruturais associadas negativamente com o carbono. Já o fragmento Mata do IB está positivamente associado com a riqueza e diversidade da vegetação e avifauna. O segundo eixo descreveu 19% da variação com IPA e densidade da madeira correlacionada negativamente com os fragmentos Carmelucho e Pomar Velho. Os fragmentos Lageado e Três Barras estão associados positivamente com a densidade.

O carbono está correlacionado positiva e significativamente com riqueza de avifauna ($r=0,86$; $p = 0,01$), índice de diversidade de Shannon de avifauna ($r = 0,88$; $p = 0,001$), área basal ($r = 0,97$; $p = 0,0001$), diâmetro das árvores maiores ($r = 0,94$; $p = 0,002$) e tamanho das maiores árvores ($r = 0,83$; $p = 0,02$).

Figura 3.9 - Análises dos componentes principais para ordenação, correlação e associação entre o carbono com a diversidade da vegetação e avifauna, e estrutura da vegetação e avifauna nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP.



3.3.6 Análise de sensibilidade na estimativa do carbono

Os resultados das análises de sensibilidade na estimativa do carbono evidenciaram que quando se alteram os fatores para transformar a quantidade de biomassa para carbono, e o fator da proporção parte aérea-raiz, as estimativas do carbono podem ser subestimadas ou superestimadas. Observamos que quando usamos os fatores t_c igual 0,47 (no eixo x da Figura 3.10) e r_b igual a 0,2845 (no eixo y da Figura 3.10) existe uma subestimação da quantidade de carbono em 2% que representa 2 Mg C ha⁻¹ nas áreas avaliadas.

Portanto, quando avaliamos a diferença percentual entre o carbono estimado considerando fatores fixos e fatores variáveis, sendo t_c coeficiente para transformar biomassa para carbono e r_b coeficiente para determinar a quantidade de biomassa da relação parte aérea-raiz (Figura 3.10), observou-se que quando incrementamos os valores dos fatores t_c e r_b tendemos a superestimar a quantidade carbono e no caso inverso, tendemos a subestimar a quantidade de carbono (Figura 3.10).

Figura 3.10 - Superfície de resposta da diferença percentual entre o carbono total estimado considerando os fatores t_c e r_b fixos ($t_c = 0,47$ e $rb_0 = 0,2845$) e fatores t_c e r_b variáveis: t_c variando no intervalo (0,24; 0,70) e rb_0 variando no intervalo (0,06; 0,50), ambos com passo 0,01.

Fórmula utilizada: $difp(Y_1, Y_0) = 100 \cdot \left(1 - \frac{tc_0(1+rb_0)}{tc_1(1+rb_1)}\right)$, em que, Y_1, Y_0 são duas estimativas do carbono total.

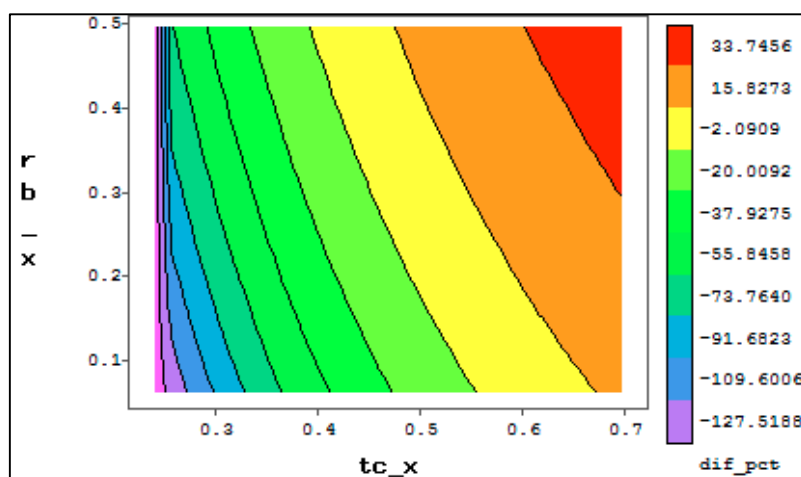
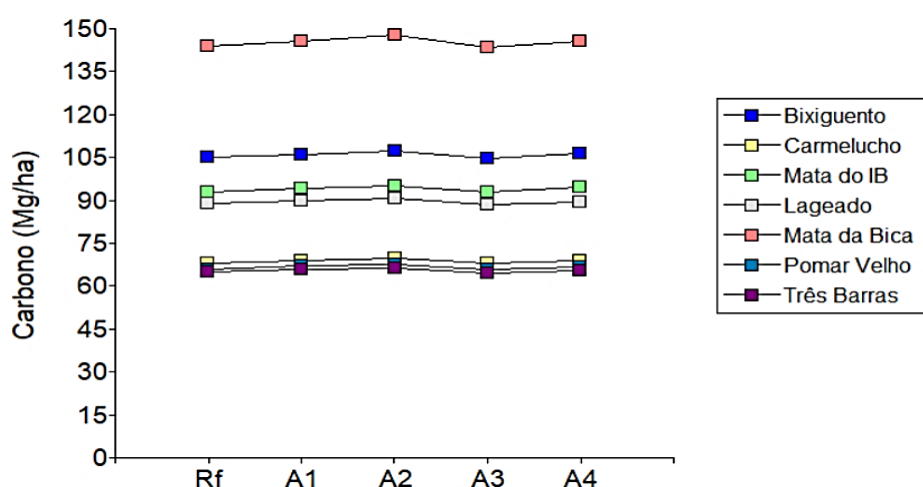


Figura 3.11 - Representação média do carbono (Mg ha^{-1}) nos fragmentos florestas estimada com: (Rf) o método referência com fatores fixos t_c : 0,47 e r_b : 0,2845 e equação alométrica de Chave et al (2005). E, as quatro abordagens de simulação de Monte Carlo: (A1) simulando somente os fatores t_c e r_b considerando uma distribuição Beta (2,2) no intervalo t_c (0,24 – 0,70) e r_b (0,06 – 0,50); (A2) simulando somente os fatores t_c e r_b considerando uma distribuição Beta (1,1) no intervalo t_c (0,24 – 0,70) e r_b (0,06 – 0,50); (A3) simulando os fatores t_c e r_b fixos, considerando os valores de referência $tc_0 = 0,47$ e $rb_0 = 0,2845$, e à equação alométrica de Chave et al (2005); (A4) simulando os fatores t_c e r_b , considerando uma distribuição Beta (2,2) no intervalo t_c (0,24 – 0,70) e r_b (0,06 – 0,50) e à equação alométrica de Chave et al. (2005).



Por outro lado, quando analisamos as quatro abordagens de simulação de Monte Carlo (Figura 3.11) para avaliar a sensibilidade da estimativa do carbono em

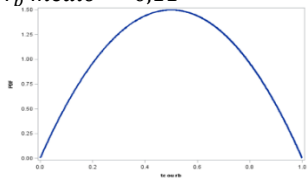
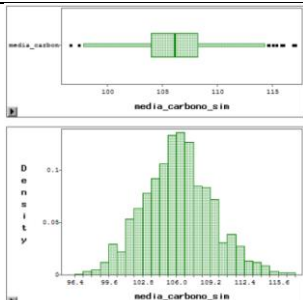
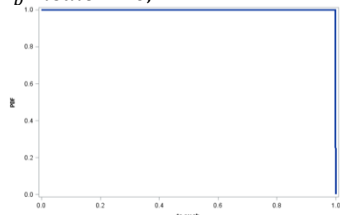
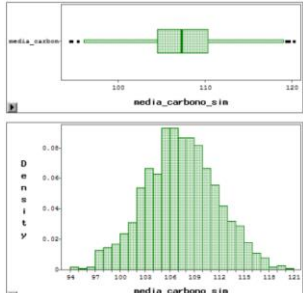
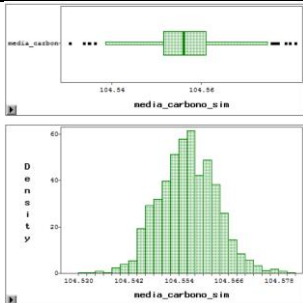
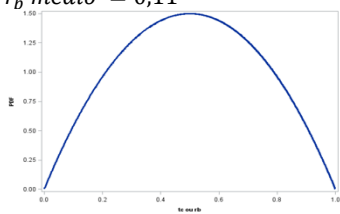
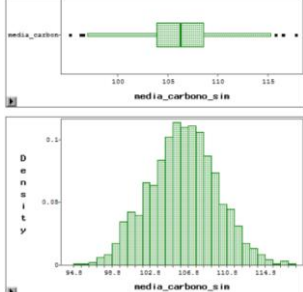
cada fragmento, observou-se que em todos os fragmentos estudados de Floresta Estacional Semidecidual existe, em média, 37% de probabilidade de subestimar e 63% de superestimar a quantidade de carbono original quando aplicamos a primeira e quarta abordagens. Os resultados da segunda abordagem seguem a mesma tendência da primeira e quarta, com 33% e 67% de probabilidade. Os resultados da simulação com a terceira abordagem evidenciaram que existe 100% da probabilidade de subestimar a quantidade de carbono em todos os fragmentos florestais (Tabelas 3.8 até 3.14).

Além disso, os resultados indicaram que o fragmento “Carmelucho” apresentou a maior probabilidade de superestimava de carbono, quando aplicamos a primeira, segunda e quarta abordagens (Tabela 3.11). Já, no fragmento “Lageado” observou-se a maior probabilidade de subestimativa do carbono com a primeira, segunda e quarta abordagens (Tabela 3.14). A seguir apresentamos as quatro abordagens de simulação de Monte Carlo em cada fragmento florestal estudado:

No fragmento “Bixiguento” a média de carbono original foi de 104,92 Mg ha⁻¹. Analisando as quatro simulações, observou-se que a diferença percentual na estimativa de carbono simulado apresentou diferenças significativas. Para a primeira e quarta abordagens as diferenças percentuais foram de 1,17% e 1,24%, respectivamente, ao comparar com a quantidade de carbono original. Mas para a segunda abordagem essa diferença percentual aumentou para 2,26%. Além disso, encontramos que na primeira, segunda e quarta abordagens existe maior probabilidade de superestimar a quantidade de carbono original, sendo de 66%, 72% e 65% de probabilidade, respectivamente (Tabela 3.8). Essas probabilidades nas estimativas do carbono foram similares às encontradas nos fragmentos “Carmelucho”, “Pomar Velho” e “Três Barras”.

Porém, na terceira abordagem a diferença percentual foi de -0,35%. Nessa abordagem observou-se que existe 100% de probabilidade de subestimar a quantidade carbono original. Quando analisamos o desvio padrão (*dp*), observou-se que na segunda abordagem o estoque de carbono varia mais do que as outras abordagens, com desvio padrão de 4,39 Mg ha⁻¹, o que incide na superestimava da quantidade média de carbono (Tabela 3.8).

Tabela 3.8 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores t_c e r_b usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Bixiguento”.

Fragmento “Bixiguento” (média de carbono com fatores t_c e r_b fixos=104,92 Mg ha ⁻¹)			
Abordagens⁽¹⁾: variações t_c , r_b e no modelo alométrico de Chaves (2005) via simulações de Monte Carlo	Histograma	Estatísticas⁽²⁾	$P(C \leq C_0 \text{ e } C > C_0)$ ⁽³⁾
t_c e $r_b \sim \text{Beta}(2,2)$ + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		$média = 106,17 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 96,67 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 104,04 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 106,13 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 108,22 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 117,11 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 3,30 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = 1,17 \%$	34,2% e 65,8%
$\text{Beta}(1,1)$ + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		$média = 107,35 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 94,47 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 104,47 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 107,25 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 110,32 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 120,17 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 4,39 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = 2,26 \%$	28% e 72%
Fatores Fixos ($t_c = 0,47$ e $r_b = 0,28$) + alométrico via Simulação de Monte Carlo (SMC).		$média = 104,56 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 104,53 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 104,55 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 104,56 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 104,56 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 104,58 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 0,01 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = -0,35\%$	100% e 0%
$\text{Beta}(2,2)$ e SMC t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		$média = 106,25 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 95,24 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 103,92 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 106,29 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 108,58 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 117,84 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 3,58 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = 1,24\%$	34,6% e 65,4%

⁽¹⁾ Gráficos da distribuição beta estão representados no intervalo (0,1). Gerações de t_c em [0,24; 0,70] e r_b em [0,06; 0,50], com distribuições Beta (a, b) de probabilidades.

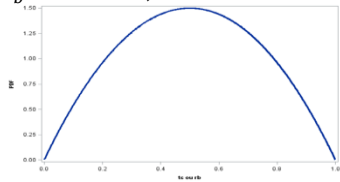
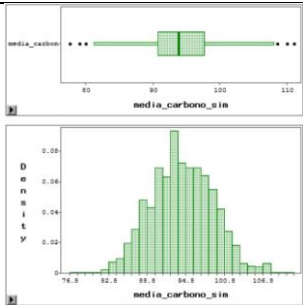
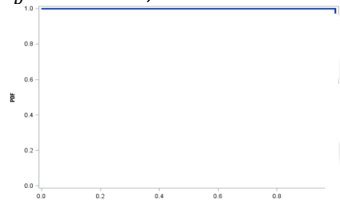
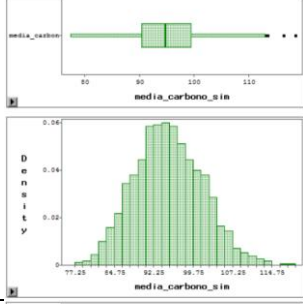
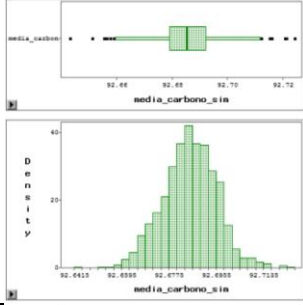
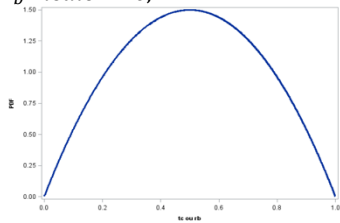
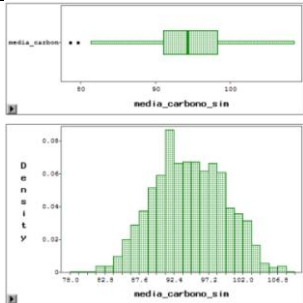
⁽²⁾ $difp(Y_1, Y_0) = 100 \cdot \left(\frac{Y_1 - Y_0}{Y_1} \right)$.

⁽³⁾ Probabilidades aproximadas pela função amostral percentilica inversa.

No fragmento “Mata do IB” a média de carbono original foi de 93,01 Mg ha⁻¹. Para a primeira e quarta abordagens as diferenças percentuais foram de 1,27% e 1,61%, respectivamente, ao comparar com a quantidade de carbono original. Mas para a segunda abordagem essa diferença percentual aumentou para 2,16%. Além disso, encontramos que na primeira, segunda e quarta abordagens existe maior probabilidade de superestimar a quantidade de carbono, sendo de 60% de probabilidade para a primeira e quarta, e 64% de probabilidade na segunda abordagem (Tabela 3.9). Essas probabilidades nas estimativas do carbono foram menores quando comparadas com os outros fragmentos, exceto para a “Mata da Bica” e “Lageado”.

Porém, na terceira abordagem a diferença percentual foi de -0,35%. Nessa abordagem, observou-se que existe 100% de probabilidade de subestimar a quantidade carbono original. Quando analisamos o desvio padrão (*dp*), observa-se que na segunda abordagem o estoque de carbono varia mais do que as outras abordagens, cujo desvio padrão foi 6,55 Mg ha⁻¹, o que incide na superestimava da quantidade média de carbono (Tabela 3.9).

Tabela 3.9 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores t_c e r_b usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Mata do IB”.

Fragmento “Mata do IB” (média de carbono com fatores t_c e r_b fixos = 93,01 Mg ha ⁻¹)			
Abordagens ⁽¹⁾ : variações t_c , r_b e no modelo alométrico de Chaves (2005) via simulações de Monte Carlo	Histograma	Estatísticas ⁽²⁾	$P(C \leq C_0 \text{ e } C > C_0)$ ⁽³⁾
t_c e $r_b \sim \text{Beta}(2,2)$ + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		$média = 94,21 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 77,66 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 90,74 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 93,86 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 97,69 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 111,05 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 4,92 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = 1,27 \%$	40,5% a 59,5%
$\text{Beta}(1,1)$ + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		$média = 95,07 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 77,51 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 90,51 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 94,80 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 99,49 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 118,61 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 6,55 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = 2,16\%$	39,2% e 63,8%
Fatores Fixos ($t_c = 0,47$ e $r_b = 0,28$) + alométrico via Simulação de Monte Carlo (SMC)		$média = 92,69 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 92,64 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 92,68 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 92,69 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 92,69 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 92,72 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 0,01 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = -0,35 \%$	100% e 0%
$\text{Beta}(2,2)$ e SMC t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		$média = 94,53 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 78,60 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 91,01 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 94,33 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 98,27 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 108,63 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 1,61 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = 1,61\%$	40,2% e 59,8%

⁽¹⁾ Gráficos da distribuição beta estão representados no intervalo (0,1). Gerações de t_c em [0,24; 0,70] e r_b em [0,06; 0,50], com distribuições Beta (a, b) de probabilidades.

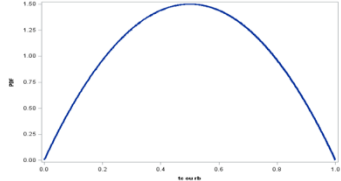
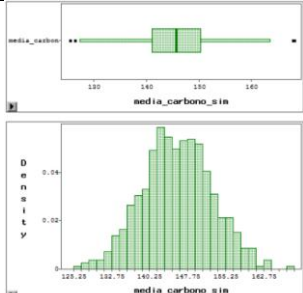
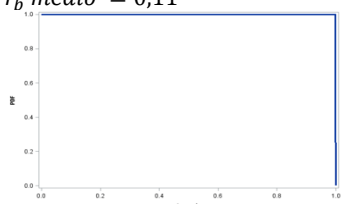
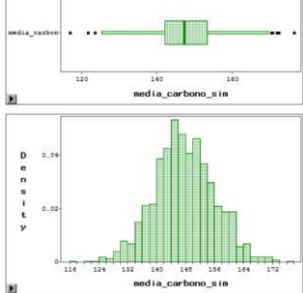
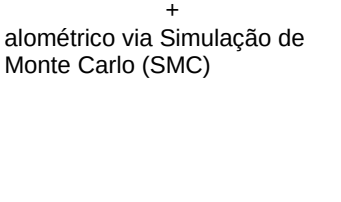
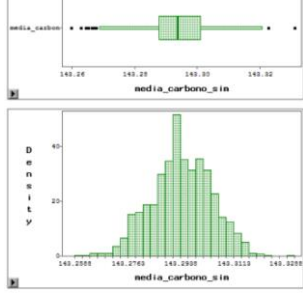
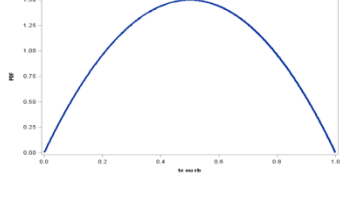
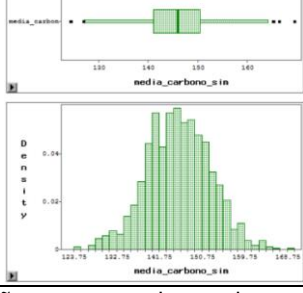
⁽²⁾ $difp(Y_1, Y_0) = 100 \cdot \left(\frac{Y_1 - Y_0}{Y_1} \right)$.

⁽³⁾ Probabilidades aproximadas pela função amostral percentílica inversa.

No fragmento “Mata da Bica” a média de carbono original foi de 143,80 Mg ha⁻¹. Para a primeira e quarta abordagens as diferenças percentuais foram de 1,32% e 1,39%, respectivamente, ao comparar com a quantidade de carbono original. Mas para a segunda abordagem essa diferença percentual aumentou para 2,64%. Além disso, encontramos que na primeira, segunda e quarta abordagens existe maior probabilidade de superestimar as quantidades de carbono, sendo de 60%, 68% e 61% de probabilidade, respectivamente (Tabela 3.10). Essas probabilidades nas estimativas de carbono foram menores quando comparadas com os outros fragmentos, exceto para a “Mata do IB” e “Lageado”.

Porém, na terceira abordagem a diferença percentual foi de -0,35% ao comparar com o carbono original, e de 100% de probabilidade para subestimar a quantidade de carbono original. Quando analisamos o desvio padrão (*dp*), observa-se que na segunda abordagem o estoque de carbono varia mais do que as outras abordagens, cujo desvio padrão foi de 8,41 Mg ha⁻¹, o que incide na superestimava da quantidade média de carbono (Tabela 3.10).

Tabela 3.10 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores t_c e r_b usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Mata da Bica”.

Fragmento “Mata da Bica” (média de carbono com fatores t_c e r_b fixos = 143,80 Mg ha ⁻¹)			
Abordagens ⁽¹⁾: variações t_c , r_b e no modelo alométrico de Chaves (2005) via simulações de Monte Carlo	Histograma	Estatísticas⁽²⁾	$P(C \leq C_0 \text{ e } C > C_0)$ ⁽³⁾
t_c e $r_b \sim \text{Beta}(2,2)$ + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média = 145,71 Mg ha ⁻¹ mínimo = 125,51 Mg ha ⁻¹ Q1 = 141,08 Mg ha ⁻¹ Q2 = 145,72 Mg ha ⁻¹ Q3 = 150,28 Mg ha ⁻¹ máximo = 168,11 Mg ha ⁻¹ dp = 6,96 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = 1,32%	40,2% e 59,8%
Beta(1,1) + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média = 147,69 Mg ha ⁻¹ mínimo = 116,90 Mg ha ⁻¹ Q1 = 142,09 Mg ha ⁻¹ Q2 = 147,35 Mg ha ⁻¹ Q3 = 153,33 Mg ha ⁻¹ máximo = 176,48 Mg ha ⁻¹ dp = 8,41 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = 2,64%	32,4% e 67,6%
Fatores Fixos ($t_c = 0,47$ e $r_b = 0,28$) + alométrico via Simulação de Monte Carlo (SMC) 		média = 143,29 Mg ha ⁻¹ mínimo = 143,26 Mg ha ⁻¹ Q1 = 143,29 Mg ha ⁻¹ Q2 = 143,29 Mg ha ⁻¹ Q3 = 143,30 Mg ha ⁻¹ máximo = 143,33 Mg ha ⁻¹ dp = 0,01 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = -0,35 %	100% e 0%
Beta(2,2) e SMC t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média = 145,82 Mg ha ⁻¹ mínimo = 124,23 Mg ha ⁻¹ Q1 = 141,05 Mg ha ⁻¹ Q2 = 145,87 Mg ha ⁻¹ Q3 = 150,44 Mg ha ⁻¹ máximo = 169,43 Mg ha ⁻¹ dp = 6,83 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = 1,39 %	38,7% e 61,3%

⁽¹⁾ Gráficos da distribuição beta estão representados no intervalo (0,1). Gerações de t_c em [0,24; 0,70] e r_b em [0,06; 0,50], com distribuições Beta (a, b) de probabilidades.

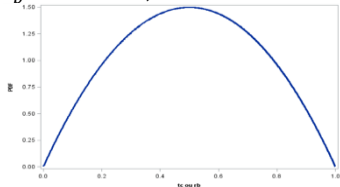
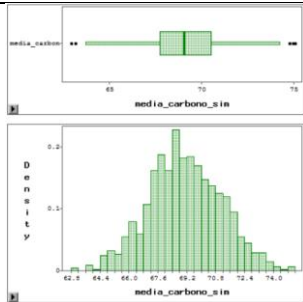
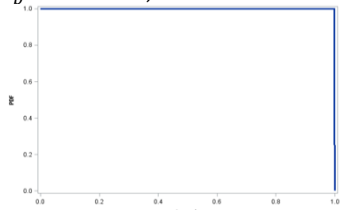
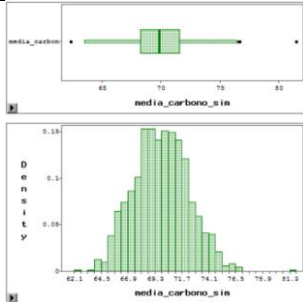
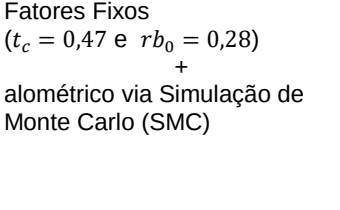
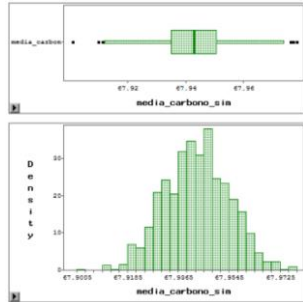
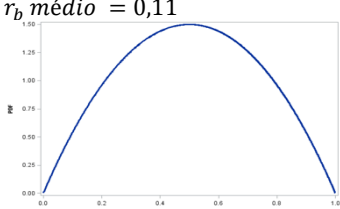
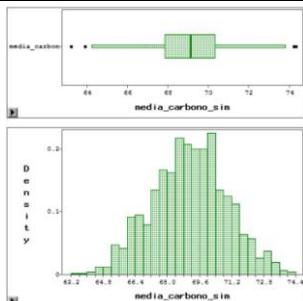
⁽²⁾ $difp(Y_1, Y_0) = 100 \cdot \left(\frac{Y_1 - Y_0}{Y_1} \right)$.

⁽³⁾ Probabilidades aproximadas pela função amostral percentílica inversa.

No fragmento “Carmelucho” a média de carbono original foi de 68,18 Mg ha⁻¹. Para a primeira e quarta abordagens as diferenças percentuais foram de 1,34%, ao comparar com a quantidade de carbono original. Mas para a segunda abordagem essa diferença percentual aumentou para 2,44%. Além disso, encontramos que na primeira, segunda e quarta abordagens existe maior probabilidade de subestimar as quantidades de carbono, sendo 67%, 76% e 69% de probabilidade, respectivamente (Tabela 3.11). Esses foram os maiores valores de probabilidade na estimativa do carbono, quando comparados com os outros fragmentos, nessas abordagens.

Porém, na terceira abordagem a diferença percentual foi de -0,35%, e de 100% de probabilidade para subestimar a quantidade de carbono original. Quando analisamos o desvio padrão (*dp*), observa-se que na segunda abordagem o estoque de carbono varia mais do que as outras abordagens, cujo desvio padrão foi de 2,48 Mg ha⁻¹, o que incide na superestimava da quantidade média de carbono (Tabela 3.11).

Tabela 3.11 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores t_c e r_b usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento Carmelucho.

Fragmento Carmelucho (média de carbono com fatores t_c e r_b fixos = 68,18 Mg ha ⁻¹)			
Abordagens⁽¹⁾: variações t_c , r_b e no modelo alométrico de Chaves (2005) via simulações de Monte Carlo	Histograma	Estatísticas⁽²⁾	$P(C \leq C_0 \text{ e } C > C_0)$ ⁽³⁾
t_c e $r_b \sim \text{Beta}(2,2)$ + alométrico fixo; t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média= 69,11 Mg ha ⁻¹ mínimo= 62,92 Mg ha ⁻¹ Q1= 67,74 Mg ha ⁻¹ Q2= 69,03 Mg ha ⁻¹ Q3= 70,51 Mg ha ⁻¹ máximo= 75,07 Mg ha ⁻¹ dp= 2,04 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0)=1,34 %	33,5% e 66,5%
Beta (1,1) + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média= 69,88 Mg ha ⁻¹ mínimo= 62,32 Mg ha ⁻¹ Q1= 68,24 Mg ha ⁻¹ Q2= 69,88 Mg ha ⁻¹ Q3= 71,54 Mg ha ⁻¹ máximo= 81,48 Mg ha ⁻¹ dp= 2,48 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0)=2,44%	24,5% e 75,5%
Fatores Fixos ($t_c = 0,47$ e $r_b = 0,28$) + alométrico via Simulação de Monte Carlo (SMC) 		média = 67,94 Mg ha ⁻¹ mínimo= 67,90 Mg ha ⁻¹ Q1= 67,93 Mg ha ⁻¹ Q2= 67,94 Mg ha ⁻¹ Q3= 67,95 Mg ha ⁻¹ máximo= 67,98 Mg ha ⁻¹ dp= 0,01 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0)= - 0,35 %	100% e 0%
Beta(2,2) e SMC t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média= 69,11 Mg ha ⁻¹ mínimo= 63,22 Mg ha ⁻¹ Q1= 67,86 Mg ha ⁻¹ Q2= 69,13 Mg ha ⁻¹ Q3= 70,35 Mg ha ⁻¹ máximo= 74,34 Mg ha ⁻¹ dp= 1,88 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0)= 1,34 %	30,9% e 69,1%

⁽¹⁾ Gráficos da distribuição beta estão representados no intervalo (0,1). Gerações de t_c em [0,24;0,70] e r_b em [0,06;0,50], com distribuições Beta (a, b) de probabilidades.

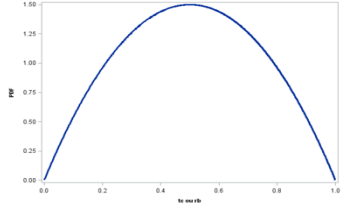
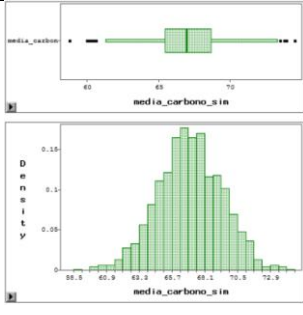
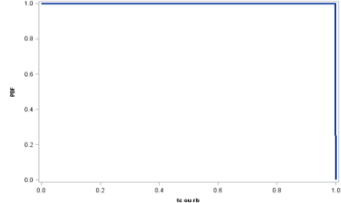
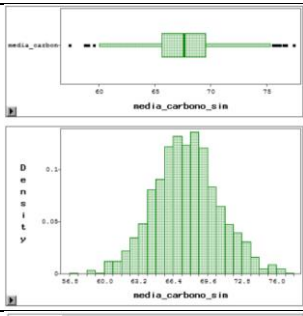
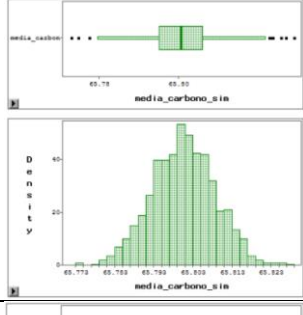
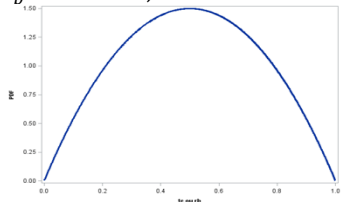
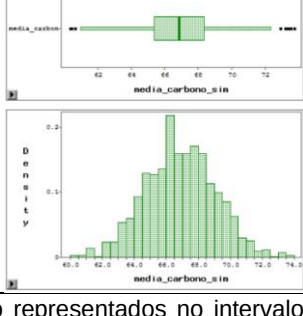
⁽²⁾ difp(Y_1, Y_0) = 100. $\left(\frac{Y_1 - Y_0}{Y_1}\right)$.

⁽³⁾ Probabilidades aproximadas pela função amostral percentílica inversa.

No fragmento “Pomar Velho” a média de carbono original foi de 66,03 Mg ha⁻¹. Para a primeira e quarta abordagens as diferenças percentuais foram de 1,46% e 1,32%, respectivamente, ao comparamos com a quantidade de carbono original. Mas para a segunda abordagem essa diferença percentual aumentou para 2,36%. Além disso, encontramos que na primeira, segunda e quarta abordagens existe a maior probabilidade de superestimar as quantidades de carbono, sendo de 67%, 71% e 65% de probabilidade, respectivamente (Tabela 3.12). Essas probabilidades nas estimativas do carbono foram similares com os fragmentos “Bixiguento”, “Carmelucho” e “Três Barras”.

Porém, na terceira abordagem a diferença percentual foi de -0,35%. Nessa abordagem evidenciamos que existe 100% de probabilidade em subestimar a quantidade carbono original. Quando analisamos o desvio padrão (*dp*), observa-se que na segunda abordagem o estoque de carbono varia mais do que as outras abordagens, cujo desvio padrão foi de 3,09 Mg ha⁻¹, o que incide na superestimava da quantidade média de carbono (Tabela 3.12).

Tabela 3.12 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores t_c e r_b usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Pomar Velho”.

Fragmento “Pomar Velho” (média de carbono com fatores t_c e r_b fixos = 66,03 Mg ha ⁻¹)			
Abordagens ⁽¹⁾ : variações t_c , r_b e no modelo alométrico de Chaves (2005) via simulações de Monte Carlo	Histograma	Estatísticas ⁽²⁾	$P(C \leq C_0 \text{ e } C > C_0)$ ⁽³⁾
t_c e $r_b \sim \text{Beta}(2,2)$ + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média = 67,01 Mg ha ⁻¹ mínimo = 58,76 Mg ha ⁻¹ Q1 = 65,44 Mg ha ⁻¹ Q2 = 66,95 Mg ha ⁻¹ Q3 = 68,63 Mg ha ⁻¹ máximo = 74,49 Mg ha ⁻¹ dp = 2,38 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = 1,46%	33,3% e 66,7%
Beta(1,1) + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média = 67,63 Mg ha ⁻¹ mínimo = 57,40 Mg ha ⁻¹ Q1 = 65,63 Mg ha ⁻¹ Q2 = 67,62 Mg ha ⁻¹ Q3 = 69,53 Mg ha ⁻¹ máximo = 77,40 Mg ha ⁻¹ dp = 3,09 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = 2,36%	29,2% e 70,8%
Fatores Fixos ($t_c = 0,47$ e $rb_0 = 0,28$) + alométrico via Simulação de Monte Carlo (SMC)		média = 65,80 Mg ha ⁻¹ mínimo = 65,77 Mg ha ⁻¹ Q1 = 65,80 Mg ha ⁻¹ Q2 = 65,80 Mg ha ⁻¹ Q3 = 65,81 Mg ha ⁻¹ máximo = 65,83 Mg ha ⁻¹ dp = 0,01 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = -0,35%	100% e 0%
Beta(2,2) e SMC t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média = 66,87 Mg ha ⁻¹ mínimo = 60,35 Mg ha ⁻¹ Q1 = 65,36 Mg ha ⁻¹ Q2 = 66,86 Mg ha ⁻¹ Q3 = 68,37 Mg ha ⁻¹ máximo = 73,76 Mg ha ⁻¹ dp = 2,23 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = 1,32%	34,7% e 65,3%

⁽¹⁾ Gráficos da distribuição beta estão representados no intervalo (0,1). Gerações de t_c em [0,24; 0,70] e r_b em [0,06; 0,50], com distribuições Beta (a, b) de probabilidades.

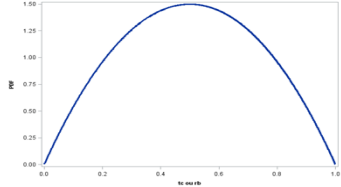
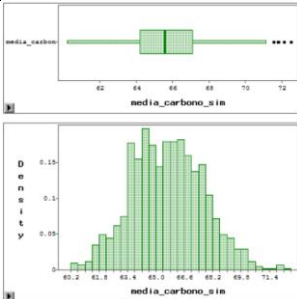
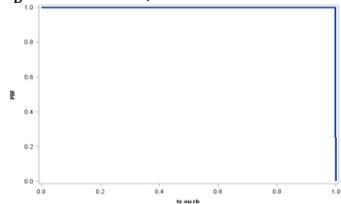
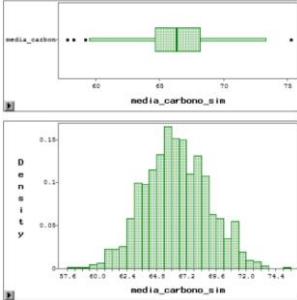
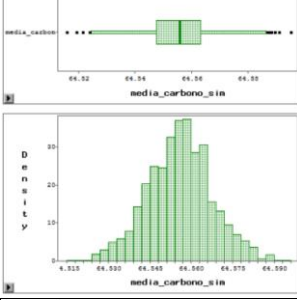
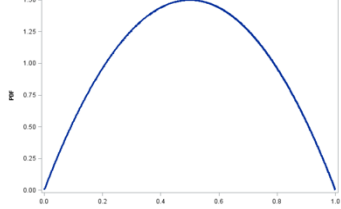
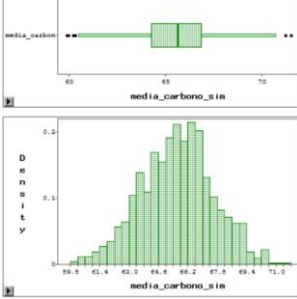
⁽²⁾ $difp(Y_1, Y_0) = 100 \cdot \left(\frac{Y_1 - Y_0}{Y_1} \right)$.

⁽³⁾ Probabilidades aproximadas pela função amostral percentílica inversa.

No fragmento “Três Barras” a média de carbono original foi de 64,78 Mg ha⁻¹. Para a primeira e quarta abordagens as diferenças percentuais foram de 1,32% e 1,28%, respectivamente, ao compararmos com a quantidade de carbono original. Mas para a segunda abordagem essa diferença percentual aumentou para 2,38%. Além disso, encontramos que na primeira, segunda e quarta abordagens existe a maior probabilidade de superestimar as quantidades de carbono, sendo de 65%, 72% e 67% de probabilidade, respectivamente (Tabela 3.13). As probabilidades neste fragmento foram similares com os fragmentos “Bixiguento”, “Carmelucho”, e “Pomar Velho”.

Porém, na terceira abordagem a diferença percentual foi de -0,35%. Nessa abordagem evidenciamos que existe 100% de probabilidade de subestimar a quantidade carbono original. Quando analisamos o desvio padrão (*dp*), observa-se que na segunda abordagem o estoque de carbono varia mais do que as outras abordagens, cujo desvio padrão foi 2,61 Mg ha⁻¹, o que incide na superestimava da quantidade média de carbono (Tabela 3.13).

Tabela 3.13 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores t_c e r_b usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Três Barras”.

Fragmento “Três Barras” (média de carbono com fatores t_c e r_b fixos = 64,78 Mg ha ⁻¹)			
Abordagens ⁽¹⁾: variações t_c , r_b e no modelo alométrico de Chaves (2005) via simulações de Monte Carlo	Histograma	Estatísticas⁽²⁾	$P(C \leq C_0 \text{ e } C > C_0)$ ⁽³⁾
t_c e $r_b \sim \text{Beta}(2,2)$ + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média = 65,65 Mg ha ⁻¹ mínimo = 60,21 Mg ha ⁻¹ Q1 = 64,20 Mg ha ⁻¹ Q2 = 65,58 Mg ha ⁻¹ Q3 = 67,08 Mg ha ⁻¹ máximo = 72,51 Mg ha ⁻¹ dp = 2,04 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = 1,32%	35,4% e 64,6%
Beta(1,1) + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média = 66,36 Mg ha ⁻¹ mínimo = 57,76 Mg ha ⁻¹ Q1 = 64,62 Mg ha ⁻¹ Q2 = 66,29 Mg ha ⁻¹ Q3 = 68,12 Mg ha ⁻¹ máximo = 75,22 Mg ha ⁻¹ dp = 2,61 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = 2,38%	27,6% e 72,4%
Fatores Fixos ($t_c = 0,47$ e $r_b = 0,28$) e alométrico via Simulação de Monte Carlo (SMC)		média = 64,56 Mg ha ⁻¹ mínimo = 64,52 Mg ha ⁻¹ Q1 = 64,55 Mg ha ⁻¹ Q2 = 64,56 Mg ha ⁻¹ Q3 = 64,56 Mg ha ⁻¹ máximo = 64,60 Mg ha ⁻¹ dp = 0,01 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = -0,35%	100% e 0%
Beta(2,2) e SMC t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		média = 65,62 Mg ha ⁻¹ mínimo = 59,90 Mg ha ⁻¹ Q1 = 54,27 Mg ha ⁻¹ Q2 = 65,65 Mg ha ⁻¹ Q3 = 66,88 Mg ha ⁻¹ máximo = 71,50 Mg ha ⁻¹ dp = 1,99 Mg ha ⁻¹ difp(Y_1, Y_0) = 1,28 %	32,8% e 67,2%

⁽¹⁾ Gráficos da distribuição beta estão representados no intervalo (0,1). Gerações de t_c em [0,24; 0,70] e r_b em [0,06; 0,50], com distribuições Beta (a, b) de probabilidades.

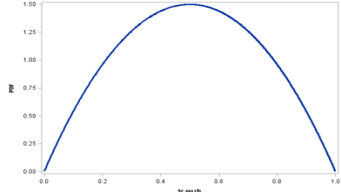
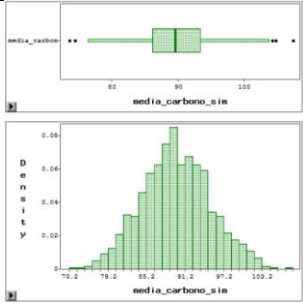
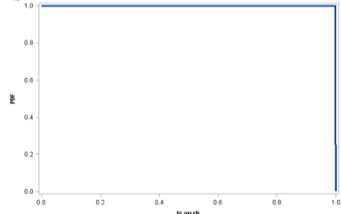
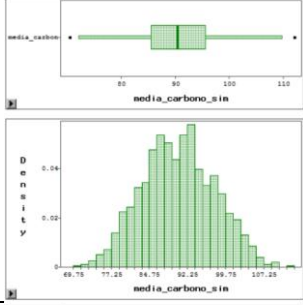
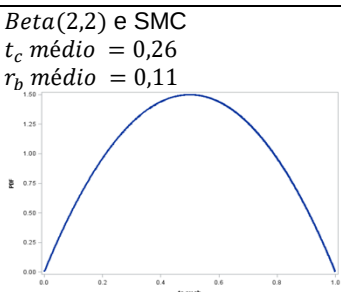
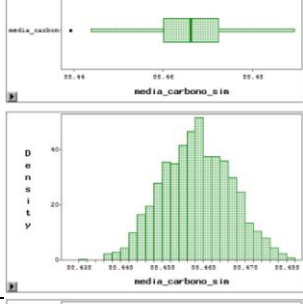
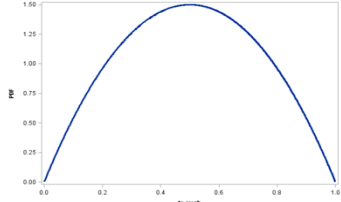
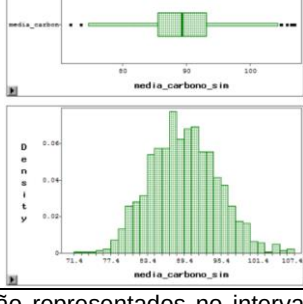
⁽²⁾ $\text{difp}(Y_1, Y_0) = 100 \cdot \left(\frac{Y_1 - Y_0}{Y_1} \right)$.

⁽³⁾ Probabilidades aproximadas pela função amostral percentílica inversa.

No fragmento “Lageado” a média de carbono original foi de 88,78 Mg ha⁻¹. Para a primeira e quarta abordagens as diferenças percentuais foram de 1,17% e 0,71%, respectivamente, ao comparamos com a quantidade de carbono original. Mas para a segunda abordagem essa diferença percentual aumentou para 1,87%. Além disso, encontramos que na primeira, segunda e quarta abordagens existe maior probabilidade de superestimar as quantidades de carbono, sendo de 57%, 58% e 54% de probabilidade em superestimar a quantidade de carbono original, respectivamente (Tabela 3.14). Esses foram os menores valores de probabilidade nas superestimativas da quantidade de carbono, quando comparados com os outros fragmentos, nessas abordagens.

Porém, na terceira abordagem a diferença percentual foi de -0,36%. Nessa abordagem evidenciamos que existe 100% de probabilidade em subestimar a quantidade de carbono original. Quando analisamos o desvio padrão (*dp*), observa-se que na segunda abordagem o estoque de carbono varia mais do que as outras abordagens, cujo desvio padrão foi 7,17 Mg ha⁻¹, o que incide na superestimativa da quantidade média de carbono (Tabela 3.14).

Tabela 3.14 - Histogramas, estatísticas e probabilidade aproximada do carbono total inferior a um valor padrão, segundo diferentes abordagens, considerando simulações de Monte Carlo dos fatores t_c e r_b usando distribuições Beta e simulações de Monte Carlo no modelo alométrico – equação de Chaves et al. (2005), para o fragmento “Lageado”.

Fragmento “Lageado” (média de carbono com fatores t_c e r_b fixos = 88,78 Mg ha ⁻¹)			
Abordagens ⁽¹⁾: variações t_c , r_b e no modelo alométrico de Chaves (2005) via simulações de Monte Carlo	Histograma	Estatísticas⁽²⁾	$P(C \leq C_0 \text{ e } C > C_0)$ ⁽³⁾
t_c e $r_b \sim \text{Beta}(2,2)$ + alométrico fixo; t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		$média = 89,83 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 73,65 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 86,16 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 89,67 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 93,38 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 107,43 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 5,33 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = 1,17 \%$	42,7% e 57,3
$\text{Beta}(1,1)$ + alométrico fixo t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		$média = 90,48 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 70,42 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 85,48 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 90,30 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 95,44 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 111,98 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 7,17 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = 1,87\%$	42,3% e 57,7%
Fatores Fixos ($t_c = 0,47$ e $r_b = 0,28$) e alométrico via Simulação de Monte Carlo (SMC) 		$média = 88,47 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 88,44 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 88,46 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 88,47 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 88,47 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 88,49 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 0,01 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = -0,36 \%$	100% e 0%
$\text{Beta}(2,2)$ e SMC t_c médio = 0,26 r_b médio = 0,11 		$média = 89,42 \text{ Mg ha}^{-1}$ $mínimo = 71,85 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q1 = 85,51 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q2 = 89,33 \text{ Mg ha}^{-1}$ $Q3 = 93,13 \text{ Mg ha}^{-1}$ $máximo = 106,92 \text{ Mg ha}^{-1}$ $dp = 5,57 \text{ Mg ha}^{-1}$ $difp(Y_1, Y_0) = 0,71 \%$	46,1% e 53,9%

⁽¹⁾ Gráficos da distribuição beta estão representados no intervalo (0,1). Gerações de t_c em [0,24; 0,70] e r_b em [0,06; 0,50], com distribuições Beta (a, b) de probabilidades.

⁽²⁾ $difp(Y_1, Y_0) = 100 \cdot \left(\frac{Y_1 - Y_0}{Y_1} \right)$.

⁽³⁾ Probabilidades aproximadas pela função amostral percentílica inversa.

3.4 DISCUSSÃO

Na Floresta Estacional Semidecidual da “*cuesta*” de Botucatu a quantidade total de biomassa e carbono estimada é de $207,15 \pm 12,09 \text{ Mg ha}^{-1}$ ($\pm \text{E.P.}$) e $97,36 \pm 5,68 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente, sendo que esse total de carbono é a soma do carbono de árvores vivas, raiz e das árvores mortas. A estimativa da biomassa e carbono das árvores vivas e raiz juntas encontrada neste estudo ($191,93 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $90,21 \text{ Mg ha}^{-1}$) foi superior da encontrada por Drumond (1996) que quantificou 112 Mg ha^{-1} de biomassa numa Floresta Estacional Semidecidual no Vale de Rio Doce em Minas Gerais, por Boina (2008) quem estimou $152,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ de biomassa e $76,17 \text{ Mg C ha}^{-1}$ de carbono na mesma região, e Amaro et al. (2013) de $188,16 \text{ Mg ha}^{-1}$ de biomassa e $90,01 \text{ Mg C ha}^{-1}$ de carbono numa Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa.

Cabe mencionar que a biomassa de raízes contribuiu com 20% da biomassa total (Tabela 3.3). Esta estimativa está em conformidade com os trabalhos de Amaro et al. (2013) e Nogueira Junior et al. (2014), que reportaram 20% da biomassa abaixo do solo em florestas estacionais semidecíduais. Esses autores indicam que este reservatório representa um importante componente do estoque total da biomassa. Porém, foi menor do que a estimativa encontrada por Caldeira et al. (2004) em trabalho realizado em uma Floresta Ombrófila Mista Montana, em General Carneiro no Paraná, onde a biomassa das raízes até 0,5 metros de profundidade correspondeu a 25% do total. Também por Hart et al. (2003), num estudo em florestas da Nova Zelândia, e Fonseca et al. (2012), num estudo em raízes de árvores nativas provenientes de uma plantação na Costa Rica, os quais encontraram uma porcentagem de 22% de biomassa de raízes.

A biomassa das árvores mortas representou apenas 8% do total (Tabela 3.3). O resultado encontrado foi maior que o reportado por Amaro et al. (2013), que estimaram em $108,98 \text{ Mg ha}^{-1}$ o estoque total de carbono em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do município de Viçosa, no qual as árvores mortas contribuíram com 3,5% do valor total.

Assim sendo, estudos considerando diferentes vegetações, em diferentes regiões do Brasil, mostram que as estimativas de biomassa acima do solo variam de $31,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ a 495 Mg ha^{-1} , e as estimativas do estoque de carbono de $28,84 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $192,09 \text{ Mg ha}^{-1}$ (DRUMOND et al., 1997; ALVES et al., 1997; HIGUCHI et al., 1998;

PAULA et al., 1998; NASCIMENTO; LAURANCE, 2002; CALDEIRA et al., 2004; BRUN et al., 2005; VOGEL et al., 2006; BOINA, 2008; RIBEIRO et al. 2009; AMARO et al. 2013).

As razões pelas diferenças na quantidade do carbono podem ser explicadas pelas características da estrutura, composição florística e aos métodos utilizados nos cálculos para quantificar o estoque do carbono. Como afirmam Rolim et al. (2006) e Nogueira et al. (2008), as diferenças nas estimativas do estoque volumétrico de biomassa e de carbono em florestas nativas podem ser significativas devido a influência de fatores, como a diferença na estrutura e composição de espécies das florestas, nível mínimo de inclusão (DAP ou CAP), metodologias adotadas para a obtenção das estimativas e compartimentos da floresta que foram considerados nas estimativas.

Também, florestas sob as mesmas condições edafoclimáticas apresentam diferenças na produção de biomassa e carbono, pois diversos fatores influenciam na produção de biomassa em áreas florestais, entre eles fatores climáticos, tipo de solo, relevo, hidrografia e variação genética dentro de uma espécie e entre espécies (LUGO et al., 1988; CALDEIRA et al., 2004). Os resultados confirmam essa hipótese quando comparamos a quantificação de biomassa e carbono estimados entre as áreas de estudo (Tabela 3 e 4) e com outros locais da região.

Assim sendo, neste estudo encontramos diferenças estatísticas no estoque do carbono (Figura 3.3). Verificamos diferenças entre o fragmento “Mata da Bica” (um dos fragmentos mais conservados) e os fragmentos “Carmelucho”, “Pomar Velho”- fragmentos em área de ecótono “cerradão”- (JORGE; SARTORI, 2002) e “Três Barras” (fragmento em processo natural de recuperação, aproximadamente 20 anos após ser pastagem). Verificamos que essas diferenças no estoque de carbono estão ligadas à composição florística e à estrutura da floresta como mostram os resultados, tanto do carbono por espécie (Tabela 3.5) e pelas classes diamétricas (Figura 3.8).

Os resultados mostraram que a porcentagem de carbono da espécie com maior valor de importância foi diferente entre os fragmentos. No fragmento “Mata da Bica”, a espécie *Gallesia integrifolia*, com maior valor de importância devido a sua dominância, representa 34% do carbono total. Já, a espécie *Ocotea velutina* no fragmento “Carmelucho”, a espécie *Nectandra megapotamica* no fragmento “Pomar Velho” e *Parapiptadenia rigida* no fragmento “Três Barras” são as espécies com maior valor de importância devido a sua dominância, representam 19%, 21% e 19%

respectivamente, do estoque do carbono total quantificado nos fragmentos avaliados. Os resultados são consistentes com o apontado por Chave et al. (2008), que obtiveram que as espécies de crescimento lento ganharam mais biomassa do que as espécies de crescimento rápido.

Em contraste, o fragmento “Lageado” caracterizado como mata ciliar (próximo ao rio Lavapes) não apresentou diferença significativa no armazenamento do carbono em relação ao fragmento “Mata da Bica”, onde foi quantificada a maior quantidade de carbono. Além disso, as espécies *Gallesia integrifolia* e *Anadenanthera colubrina* em “Lageado” somam 56% do estoque de carbono devido à dominância das espécies na floresta (Tabelas 3.4 e 3.5), enquanto que nos outros fragmentos a soma do carbono de duas espécies atinge aproximadamente 34%. No geral, nossos resultados sugerem que nossas parcelas podem estar se recuperando simultaneamente de distúrbios passados e são afetadas por variações na disponibilidade de recursos, o que está influenciando no acúmulo de biomassa nas espécies.

Quanto ao método aplicado nas estimativas de biomassa e de carbono, por exemplo, em alguns trabalhos o estoque de biomassa no fuste das árvores é obtido multiplicando-se o estoque volumétrico por uma estimativa média de densidade básica da madeira e um teor de carbono igual a 50% (BROWN; LUGO, 1992). Podemos afirmar que a densidade básica da madeira das árvores de diferentes espécies possui alta variabilidade e o teor de carbono tende a ser menor que 50% (BROWN; LUGO, 1992; CHAVE et al., 2005; IPPC, 2019). Em outros trabalhos o estoque de carbono é quantificado usando equações alométricas (ARAÚJO et al., 1999; CHAVE et al., 2005; SILVEIRA, 2008; LINDER; SATTTLER, 2011; SEAN; MARTIN, 2012; CHAVE et al., 2014; SULLIVAN et al., 2017). Portanto, a metodologia utilizada nas estimativas do carbono pode introduzir diferenças entre áreas próximas ou de outras regiões.

Cabe mencionar que a maioria dos trabalhos estima somente o estoque de carbono de árvores vivas acima do solo. Analisando os dados apresentados neste estudo, pode-se observar que 72% do carbono estão estocados neste reservatório da floresta. A inclusão de estimativas de outros compartimentos, além de fornecer estimativas mais precisas do potencial de estoque de carbono pelas florestas, permite um melhor conhecimento da dinâmica do ciclo de carbono.

3.4.1 Relação do carbono com a diversidade

Os resultados indicaram que os fragmentos florestais onde registramos os maiores valores do carbono não apresentaram diferenças estatísticas na riqueza e índice de diversidade, tanto para a vegetação quanto para a avifauna (Tabelas 3.4 e 3.6). Por exemplo, os fragmentos “Carmelucho” e “Mata da Bica” não apresentaram diferenças estatísticas em diversidade, mas sim para o estoque de carbono. Cabe mencionar que foram identificadas diferenças no estoque do carbono entre os fragmentos com maior e menor grau de conservação, segundo o histórico de perturbação (Capítulo 1).

Uma das razões pelas quais foram identificadas diferenças no estoque de carbono foi o grau de perturbação na composição florística dos fragmentos florestais. Por exemplo, os fragmentos florestais “Bixiguento” e “Pomar Velho” sofreram no passado perturbações antropogênicas, dentre as quais destaca-se a exploração seletiva de árvores com importância econômica, sendo que na última intervenção, que aconteceu entre 1975 e 1980, foram retirados indivíduos de *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa), *Myroxlon peruiferum* (cabreúva), *Hymenaea courbaril* (jatobá), *Machaerium scleroxylon* (caviúna), *Cariniana estrellensis* (jequitibá), *Aspidosperma ramiflorum* (guatambu), *Astronium graveolens* (guaritá), *Ocotea odorifera* (canela) e *Holocalyx balansae* (alecrim-de-campinas), *Enterolobium contortisiliquum* (tamboril) e *Balfourodendron riedelianum* (pau-marfim) (CASSOLA, 2008; JORGE et al., 2015).

Outra das razões pode ser o número de indivíduos e espécies nos fragmentos florestais, que gera competições intraespecífica e interespecífica. O número total de indivíduos, em média, nos fragmentos foi de 1200 indivíduos por hectare e 66 espécies (DAP $\geq$ 5cm). Por exemplo, no fragmento “Mata da Bica” encontramos 1105 indivíduos por hectare e 57 espécies, valores aproximadamente semelhantes (se extrapolado para 1ha) ao encontrado por Fonseca e Rodrigues (2000), amostrados na mesma área de floresta estacional semidecidual, que sofreu com extração de madeira, os quais amostraram em 1 ha 1104 indivíduos e 61 espécies, com CAP superior ou igual a 15cm.

Também é semelhante ao encontrado por Durigan et al. (2000), que amostraram 1080 indivíduos por hectare e 62 espécies no estrato arbóreo com DAP $\geq$ 5cm, em contraste ao número de indivíduos amostrado no fragmento “Três Barras” que foi de 1577 indivíduos por hectare e 51 espécies, embora essa área no passado

tenha sido uma pastagem. Portanto, os resultados mostraram que nos fragmentos com maior densidade o número de espécies foi menor, assim como o estoque de carbono, por exemplo no fragmento Três Barras, e nos fragmentos com menor densidade o número de espécies foi maior, assim como o estoque de carbono, por exemplo na Mata do IB (Tabelas 3.6 e 3.7), isso devido à dominância das espécies derivada da fase de desenvolvimento sucessional em que os fragmentos se encontram (construção, madura ou degradação), os quais apresentam estruturas diferentes que vão influenciar na quantidade de carbono.

Também, para a avifauna verificamos que a riqueza foi maior nas áreas com menor densidade arbórea, o seja, nos fragmentos com maior grau de conservação. Portanto, quanto mais estruturada a floresta, maior a diversidade de nichos, o que pode levar à maior biodiversidade. Mas tanto a riqueza quanto o índice de diversidade podem ser maiores em habitats que não atingiram a maturidade, daí entra a composição de espécies, onde temos alguns grupos mais especializados quanto mais maduro for o habitat. Para aves é comum termos riqueza e índices de diversidade maiores nas bordas do que no centro nos fragmentos (DONATELLI et al., 2007).

A estrutura da floresta e diversidade, além de estar associado ao menor grau de perturbação de habitats, também pode estar relacionado a fatores que promovem o crescimento das árvores, como a disponibilidade de água e nutrientes e a capacidade das plantas em usar recursos dos ambientes florestais (PAQUETTE; MESSIER, 2011; MURPHY; BOWMAN, 2012; PRIOR; BOWMAN, 2014, DIAZ et al., 2018; CASTUERA-OLIVEIRA, 2020), resultando em um grande número de espécies (KOCHUMMEN et al., 1990; CASTUERA-OLIVEIRA, 2020). No entanto, deve-se enfatizar que nossa estimativa total de 175 espécies de árvores e 133 espécies de aves não significa que existem apenas essas espécies encontradas nos fragmentos florestais. Essas espécies permitem obter uma extrapolação de confiança, através das curvas de acumulação de espécies, e não representa necessariamente uma expectativa de que as espécies sejam encontradas no futuro (CHAO; JOST, 2012; CHAO et al., 2014), apesar de que as distribuições não aleatórias das árvores tendem a concentrar a diversidade em áreas específicas, permitindo a coexistência de um grande número de espécies (MCPEEK; MILLER, 1996), como mostram os resultados nos fragmentos florestais (Tabela 3.6).

Da mesma forma, as espécies diferem em suas frequências de ocorrência (GASTON, 2000). Estudos demonstram que as distribuições de espécies vegetais podem ser fortemente impactadas, primeiramente pelas mudanças climáticas e depois pela perda de habitat, as duas principais ameaças à biodiversidade terrestre (BELLARD et al. 2012), afetando as populações, por exemplo, de aves e outros grupos de fauna. Também, essas ameaças podem incidir na quantificação do carbono (DIAZ et al., 2018).

A correlação positiva entre os estoques de carbono e a diversidade de árvores foi demonstrada em estudos anteriores em escalas global e regional (PAQUETTE; MESSIER, 2011, GAMFELDT et al., 2013, LIANG et al., 2016), onde florestas com alta diversidade de árvores podem usar recursos de uma maneira mais eficiente para particionar nichos com maiores níveis de produtividade (ZHANG et al., 2012). Em nosso estudo, a correlação positiva entre os estoques do carbono e a biodiversidade (riqueza da vegetação) foi encontrada nos fragmentos Mata do IB, Bixiguento e Lageado (0,62; 0,33 e 0,21, respectivamente). Nestes fragmentos a dissimilaridade da avifauna foi de 30% (Capítulo 2), enfatizando que os gradientes, tanto em termos de estoques de carbono como de biodiversidade florestal, foram mais contrastadas nos fragmentos com maior grau de conservação, como na Mata do IB e Bixiguento (Figura 3.4).

Também, as relações dentro das parcelas entre a diversidade taxonômica e o carbono podem ser parcialmente afetadas pela dinâmica e sucessão cíclica. Por exemplo: logo após o distúrbio natural ou antrópico pode haver uma baixa riqueza de espécies de árvores e biomassa no espaçamento, enquanto que, com o desenvolvimento do fragmento, tanto o número de espécies quanto sua biomassa aumentam com o tempo, de acordo com a hipótese de perturbação intermediária (CONNELL, 1978). Essa pode ser outra das razões pelas quais não foi encontrada relação clara entre diversidade-carbono nos fragmentos florestais avaliados devido ao histórico de perturbação (Capítulo 1). Na Mata da Bica, sendo uma área conservada, observa-se em campo que o fragmento teve interferências antrópicas naturais, como a queda de árvores de grande porte, sendo outro fator que incide na quantidade de carbono e a diversidade.

Por outro lado, os resultados encontrados neste estudo coincidem com a hipótese proposta por Poorter et al. (2015) e Sullivan et al. (2017), que indicam que a riqueza e diversidade de espécies teriam efeito positivo no carbono, e que esses

efeitos seriam observados especialmente em locais em pequena escala espacial, por exemplo parcelas de 0,02 ha, utilizadas neste estudo (subparcelas). Porém, esse efeito foi observado somente nos fragmentos “Bixiguento” e “Mata do IB” com uma relação de 0,33 e 0,62, respectivamente (Figura 3.4a), sendo esses fragmentos conservados. Nos outros fragmentos as correlações não foram significativas (Figura 3.4), especialmente em fragmentos de florestas secundárias.

Da mesma forma, em uma análise global de parcelas florestais maiores, Chisholm et al. (2013) também descobriram que as relações diversidade-carbono são fortes e positivas em escalas espaciais muito pequenas (20 m × 20 m), enquanto que em escalas espaciais maiores (0,25 e 1 ha) não havia uma relação consistente. Os autores indicam que a maior riqueza de espécies aumenta a variação nas características das espécies encontradas nas florestas, levando a uma maior captura da variabilidade de biomassa e carbono na escala maior, e por essa razão não se evidencia o efeito positivo entre a diversidade e o carbono.

Segundo Poorter et al. (2015), as parcelas de 0,1 hectare são pequenas para estimar com precisão a biomassa em algumas florestas, incluindo muito poucas árvores, ou uma árvore emergente. Isso pode afetar fortemente a estimativa de biomassa e explicar parcialmente a grande dispersão na biomassa em um determinado local. Por isso, para quantificar carbono independente da diversidade deve-se alocar parcelas maiores que 0,1 hectare, mas para evidenciar a relação entre a diversidade-carbono recomenda-se alocar parcelas pequenas, < 0,1 hectare.

Em contraste, segundo Di Marco et al. (2018), a correlação entre diversidade e carbono é menor ao passar de uma extensão maior para uma mais estreita (por exemplo, global para biomas regionais) e uma correlação positiva é mais provável em domínios geográficos nos quais a riqueza de espécies e a densidade de carbono variam conforme as funções previsíveis das características do ambiente. Assim sendo, neste estudo não verificamos uma relação clara entre carbono-biodiversidade nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da *cuesta* de Botucatu (Figura 3.6), embora isso tenha ficado evidente nos fragmentos mais conservados.

Portanto, a proteção de locais importantes para a conservação da biodiversidade não depende somente da quantidade de carbono, mas da integração dos componentes de biodiversidade. Porém, a escolha de uma extensão espacial apropriada para analisar essa relação é de particular relevância para a tomada de decisões de gestão e políticas (BLACKBURN; GASTON, 2002; ARMENTERAS et al.,

2015; SOTO-NAVARRO et al., 2020) que vinculem a análise de biodiversidade e carbono.

3.4.2 Relação do carbono com as variáveis estruturais

Esperávamos que a maior densidade de árvores e a área basal da floresta levassem a um aumento no carbono, já que a estrutura influencia positivamente na biomassa, mas não sabíamos que a densidade não apresentaria uma relação positiva significativa com o carbono (Figura 3.7). De acordo com os resultados, encontramos que, dentro dos fragmentos florestais, o carbono aumentou fortemente com a área basal e moderadamente com a densidade somente nos fragmentos “Mata do IB” e “Carmelucho” (Figura 3.7). Esses resultados coincidem com o estudo de Gonzalez et al. (2014) que também encontraram, numa floresta tropical do Peru, que a densidade de árvores e a área basal são duas propriedades do ecossistema que determinam a densidade de carbono da floresta.

Outros estudos mostraram que florestas com alta densidade de caule podem ser mais produtivas (VILÀ et al., 2007), enquanto florestas com uma estrutura diversa contém espécies que ocupam diferentes camadas verticais e horizontais, favorecendo um melhor uso dos recursos (por exemplo, adaptados à luz e tolerantes à sombra), e reduz a competição, aumentando a produtividade e os estoques de carbono (PAQUETTE; MESSIER, 2011, RUIZ-BENITO et al., 2014).

Também, os resultados mostraram uma relação positiva e significativa entre o carbono e as árvores com maiores diâmetros e alturas (Figura 3.7). Assim sendo, a biomassa e o carbono aumentam exponencialmente com o diâmetro da árvore. As árvores de grande porte, portanto, contribuem de forma desproporcional para manter a biomassa comparada com árvores pequenas. Segundo Poorter et al. (2015), a densidade de árvores grandes e a área basal são melhores preditores de biomassa do que a densidade total de árvores. Grandes árvores desempenham um papel importante no funcionamento do ecossistema, não apenas porque elas contribuem para o maior aporte da biomassa, mas também porque formam o dossel da floresta, onde a maior parte do ganho de carbono fotossintético está concentrada. Essas árvores grandes possuem copas grandes e, portanto, representam a maior contribuição para a produtividade primária da floresta (STEPHENSON et al., 2014).

Com relação à distribuição diamétrica da densidade (Figura 3.8), é esperado para florestas nativas, que são inequiduais, um número geralmente elevado de indivíduos nas classes diamétricas inferiores, com decréscimo acentuado nas classes superiores (CASSOLA, 2008). Essa característica foi encontrada nos fragmentos “Três Barras” e “Carmelucho”, na primeira classe diamétrica, na distribuição da densidade, área basal e quantidade de carbono (Figura 8). Além disso, espera-se maior área basal nas classes superiores em florestas nativas (LINDNER; SATTLER, 2011). Ao analisar a última classe diamétrica (árvores > 40 cm DAP), onde os fragmentos “Bixiguento”, “Mata da Bica” e “Lageado” armazenam a maior quantidade de carbono, verificamos que este fato é dado pela área basal das árvores registradas nestes fragmentos (Figura 3.8).

Além disso, é sabido que as aves são afetadas pela estrutura da floresta (DRAPEAU et al., 2000; DIAZ et al., 2018). Em nosso estudo, descobrimos que a riqueza de aves foi afetada positivamente pelas variáveis estruturais, como área basal e tamanho das árvores maiores (Figura 3.9). Florestas com uma estrutura diversificada geralmente estão associadas a uma oferta mais ampla de microhabitats e espécies do sub-bosque e de copa (CAVARD et al. 2011), fornecendo, assim, recursos alimentares e locais de ninhos mais diversos para espécies de aves diferentes daquelas com uma estrutura mais homogênea (GIL-TENA et al., 2007; FERGER et al., 2014), como foi verificado nos fragmentos Bixiguento, Mata da Bica e Mata do IB.

Verificamos que nos fragmentos Lageado e Três Barras a densidade não foi associada à riqueza de aves (Figura 3.9), apesar do fragmento Três Barras registrar a maior densidade quando comparado com os outros fragmentos avaliados, embora outros estudos tenham mostrado efeitos negativos da densidade das árvores na riqueza de aves (SMITH et al., 2008; AMEZTEGUI et al., 2018). Neste estudo, encontramos que a riqueza de aves está associada com a dominância das árvores. Cabe indicar que outras características do habitat (por exemplo, quantidade de árvores mortas ou árvores grandes) também podem ser fatores importantes na diversidade da avifauna (DRAPEAU et al., 2009; GRINDE et al., 2017).

Em geral, existe uma associação positiva entre o carbono e diversidade. Portanto, é fundamental associar a proteção de locais densos em carbono à proteção de locais importantes para a biodiversidade, a fim de evitar possíveis efeitos prejudiciais dos projetos de carbono sobre a biodiversidade. Isto porque a

conservação da biodiversidade, incluindo a redução global das taxas de extinção de espécies vegetais e avifauna, depende amplamente de ações locais, e muitos locais são insubstituíveis devido à biodiversidade única que hospedam.

3.4.3 Importância de incluir a análise de sensibilidade nas estimativas do carbono

Podemos considerar um fragmento florestal como um sistema que contém entradas, como insumos, desbastes, recomposição florestal, dentre outros, e com saídas, como os serviços ecossistêmicos, tais como, ecoturismo, água, madeira ou quantidades de carbono. Um sistema é considerado robusto quando grandes variações de um ou mais componentes de entrada produz pequenas variações na saída ou resposta (PIANOSI et al., 2016).

Neste contexto, deve-se verificar o efeito da variação de alguns dos fatores que compõem o cálculo na estimativa do carbono nos fragmentos florestais, sendo esta uma análise de sensibilidade neste trabalho. A mensuração do carbono mobilizado em florestas tropicais utilizando o método indireto tem como base a mensuração da biomassa e, posteriormente, a estimativa do carbono total a partir de fatores de conversão. O método indireto é o mais recomendando pelo IPCC para realizar estudos de carbono, já que garante a conservação das florestas (IPCC, 2003; 2013; 2019).

O método indireto foi utilizado para estimar o estoque do carbono neste estudo. No entanto, sabemos que existem incertezas nas equações que procedem essa mensuração, pois estão envolvidos modelos e métodos estatísticos que produzem equações de regressão normalmente não lineares. Essas equações são obtidas a partir de amostras e, assim, já contém incertezas em suas estimativas.

Porém, o grande número de amostragem pode ajudar a diminuir as incertezas nas estimativas do carbono. Verificamos que a variabilidade na estimativa do carbono diminuiu o erro padrão da média com o número de árvores amostradas nos fragmentos florestais avaliados, que no total foram de 4231 árvores. Considerando o reportado por Sierra et al. (2007), um grande número de árvores amostradas em parcelas é útil para avaliar a variação de armazenamento de carbono quando a paisagem é um mosaico de florestas com diferentes idades e históricos de perturbação.

Também, neste estudo, o grande número de árvores amostradas aumentou a confiança nas estimativas dos resultados do carbono. Além disso, permitiu realizar simulações de Monte Carlo como análises de sensibilidade na quantificação do carbono (BROWN et al., 1995; KELLER et al., 2001). Cabe indicar que o número das árvores amostradas está ligado diretamente com o tamanho da parcela.

Nesse estudo, em parcelas de 0,02 hectares, registramos 24 árvores em média. Porém, existem divergências nas opiniões sobre o número e o tamanho apropriado da parcela nas florestas tropicais, devido à variabilidade das amostras (árvores) dentro da parcela. Segundo Sierra et al. (2007), um pequeno número de grandes parcelas de amostragem pode ter uma variância de parcela menor que um número similar de parcelas menores, desde que a variabilidade nas parcelas pequenas seja menor que nas parcelas maiores. Além disso, a área basal das árvores registradas nas parcelas amostradas pode influir no estoque de carbono, como foi verificado nos resultados (Tabelas 4 e 7, Figura 8) nos fragmentos estudados.

Por outro lado, usando modelagem, Smithwick et al. (2003) mostraram que a abordagem homogênea no estudo da dinâmica do carbono para uma paisagem heterogênea poderia levar à representações errôneas na estimativa de carbono em grande-escala. Segundo Sierra et al. (2007), para capturar esses erros na pequena escala, é adequado utilizar um grande tamanho de amostra (parcelas) para estimar o carbono.

Num estudo realizado no sudeste dos EUA, a incerteza de amostragem relacionada ao tamanho amostral contribuiu com até 98% da incerteza total nas estimativas de estoque do carbono (PHILLIPS et al., 2000). Em contraste, num único terreno de 50 ha localizado dentro de florestas relativamente uniformes no Panamá, Chave et al. (2004) descobriram que a incerteza da amostragem contribuiu com 50% da incerteza total nos estoques de carbono. Portanto, a incerteza de amostragem pode ser reduzida por estratificação, aumentando o tamanho da parcela ou aumentando o número total de parcelas amostradas (SALK et al., 2013). Porém, Phillips et al. (2000) mostraram que, por hectare, é mais eficiente aumentar o número de parcelas de amostragem do que o tamanho da parcela, e este resultado é apoiado por análises recentes de técnicas de amostragem de biomassa baseada em campo usando maior número de parcelas pequenas (SALK et al., 2013).

As análises de incertezas na quantificação do carbono ajudam a identificar os principais fatores de variação nos reservatórios de carbono em ecossistemas florestais (CHAVE et al., 2004). Estimativas de estoques do carbono florestal e fluxos do carbono são derivados de métricas que contêm múltiplas fontes de incerteza (PHILLIPS et al., 1998; CHAVE et al., 2008; HOLDAWAY et al., 2014). Isso porque os cálculos do estoque de carbono florestal são geralmente baseados em medições de campo, baseadas em diâmetro do caule e (ocasionalmente) da altura do caule.

Além disso, para a determinação do carbono total por árvore (Mg C ha^{-1}), dois fatores são utilizados para transformar a biomassa para carbono, sendo o primeiro fator utilizado para transformar biomassa em carbono (t_c) e o segundo fator para obter a quantidade de carbono da proporção parte aérea-raiz (r_b). Esses fatores utilizados nas estimativas do carbono são considerados constantes por diversos pesquisadores (BROWN; LUGO, 1992; SANFORD; CUEVAS, 1996; CAIRNS et al., 1997; HART et al., 2003; IPCC, 2003; CHAVE et al., 2008; STRASSBURG et al., 2010; SAATCHI et al., 2011; FONSECA et al., 2012; GONZALEZ et al., 2014; NOGUEIRA JUNIOR et al., 2014; SULLIVAN et al., 2017). Porém, os fatores t_c e r_b podem variar dependendo do tipo de floresta, idade da floresta e localização da floresta pela influência das variáveis ambientais.

Relativamente, poucos estudos até o momento avaliam o erro de medição ou a incerteza do modelo associado às estimativas de biomassa florestal. Em um dos estudos mais abrangentes, Chave et al. (2004) avaliaram os efeitos do erro de medição (diâmetro do caule), incerteza do modelo associada à relações altura-diâmetro, e incerteza de amostragem nas estimativas de estoque de carbono no Panamá. Eles relataram que a incerteza (desvio padrão) na biomassa acima do solo para árvores individuais foi, em média, de 47% da estimativa, com 31% decorrente da incerteza no modelo alométrico e 16% do erro de medição.

Neste estudo, avaliamos as incertezas dos fatores para transformar a biomassa em carbono e incertezas do modelo alométrico utilizado para obter a quantidade de carbono. Observamos que a diferença percentual na estimativa do carbono não depende da biomassa das árvores, mas somente dos fatores considerados para conversão da biomassa em carbono (t_c) e fator da proporção parte aérea-raiz (r_b) (Figura 10), numa primeira etapa das análises.

Numa segunda etapa de análises, também verificamos que as estimativas de carbono obtidos da análise de Monte Carlo respondem ao efeito do fator para conversão da biomassa em carbono (t_c), do fator da proporção parte aérea-raiz (r_b) (Tabela 8 até 14), mas não dá variância do erro no modelo alométrico de Chave et al., (2005). O resultado obtido neste estudo contrasta com o reportado por Chaves et al. (2004), quando avaliaram as incertezas decorrentes ao modelo alométrico.

Os resultados da análise de Monte Carlo mostraram que a probabilidade de subestimar o carbono nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da *cuesta* de Botucatu é de 37% com a primeira e quarta abordagens e de 32% com a segunda abordagem. Porém, detectamos que existe maior probabilidade de superestimar as quantidades de carbono, sendo de 63% com a primeira e quarta abordagens e de 69% com a segunda abordagem. Cabe informar que nas abordagens primeira, segunda e quarta, o modelo alométrico não foi perturbado. Nestas análises foram simulados valores dos fatores t_c e r_b (Tabela 3.8 até 3.14).

Já na terceira abordagem, quando utilizamos os fatores fixos de teor de carbono e raiz e simulamos ou perturbamos a equação alométrica de Chave et al. (2005), encontramos que existe 100% de probabilidade de subestimar o estoque de carbono em todos os fragmentos avaliados (Tabela 3.8 até 3.14). Esse resultado indica que o efeito das variações na equação de Chave et al. (2005) não incidem nas estimativas de carbono. Assim, as variações dos fatores t_c e r_b assumem um papel importante nas estimativas de carbono, como foi observado nas primeira, segunda e quarta abordagens, assim como na primeira etapa da análise de sensibilidade proposta neste estudo.

Na literatura poucos estudos relatam essas incertezas. Chambers et al. (2001) e Rice et al. (2004) reportaram incertezas de aproximadamente 5% da estimativa de carbono para outros estudos no Brasil, mas essas estimativas não analisaram as incertezas do teor de carbono e nem utilizaram a análise de Monte Carlo.

Gonzalez et al. (2014), usando a simulação de Monte Carlo, obtiveram incertezas das estimativas da quantidade de carbono para a Selva Central no Peru de 24 - 42%, as quais foram próximas das reportadas neste estudo. Os mesmos autores indicam que analisar as incertezas na quantificação de carbono, como os parâmetros das equações alométricas e teor de carbono, reduz o erro nas estimativas de emissões ou sequestro em projetos futuros. Segundo McGRODDY et al. (2004), a fração de carbono de 0,50 da biomassa que é utilizada comumente na quantificação

de carbono, sem estimativa de erro, já introduz até 6% de incerteza quando comparado com a fração de carbono de biomassa derivada de uma meta-análise de estimativas publicadas a nível global.

A análise da sensibilidade nas estimativas do estoque de carbono é dominada pela variabilidade natural dos reservatórios de carbono na paisagem (CHAVE et al., 2014). Porém, as análises de Monte Carlo oferecem um limite quantitativo para os formuladores de políticas que precisarão decidir sobre a quantidade econômica de carbono a serem estimadas no início de um projeto a longo prazo. Essas informações são importantes para subsidiar as discussões sobre os projetos de sequestro do carbono, por exemplo nos projetos de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+) (DIAZ et al., 2018; IPCC, 2019), os quais têm por objetivo a obtenção de créditos de carbono pela redução de emissões por desmatamento e degradação de florestas naturais.

Nossa abordagem fornece uma estrutura essencial para a primeira etapa do planejamento estratégico da paisagem, para definir estratégias e políticas de conservação florestal nos níveis local e regional. O método aplicado neste estudo também pode ser aplicado em outros locais de florestas tropicais para programas como REDD+. Em escalas regionais, este estudo é útil para definir infraestruturas verdes de âmbito nacional, que contribuem para a conservação da biodiversidade e beneficiam as populações humanas por meio da manutenção e aprimoramento dos serviços ecossistêmicos. Além disso, essas informações sobre estoques de carbono e biodiversidade podem ser incorporadas, juntamente com outros indicadores de serviços ecossistêmicos, aos sistemas de apoio à decisão da paisagem para ajudar na tomada de decisões ambientais, por exemplo, exploração de áreas florestais ou expansão urbana.

3.5 CONCLUSÕES

Na Floresta Estacional Semidecidual da *cuesta* de Botucatu houve diferença entre a quantidade de carbono nos fragmentos com melhores características estruturais e grau de conservação. Porém, esses fragmentos não apresentaram diferenças nos parâmetros de diversidade entre as florestas tardias e secundárias.

Houve correlação positiva significativa entre o carbono e a diversidade da vegetação nos fragmentos com maior grau de conservação. Porém, não evidenciamos relação entre carbono e diversidade da avifauna nos fragmentos estudados. No entanto, podemos inferir que em florestas tardias e conservadas o estoque de carbono foi maior. As florestas tardias e secundárias são habitat para a diversidade de vegetação e avifauna, assim como para armazenar um importante estoque de carbono na Floresta Estacional Semidecidual da *cuesta* de Botucatu.

Na quantificação de carbono é preciso considerar as incertezas como uma análise de sensibilidade nos projetos a longo prazo, para minimizar os erros nas estimativas. Os fatores para transformar biomassa em carbono (t_c) e relação da raiz – parte aérea (r_b) têm forte efeito nas variações das estimativas de carbono. Portanto, devemos ter muito cuidado na etapa de decidir qual fator usar para quantificar o estoque de carbono nas florestas tropicais, pois esses fatores variam segundo a idade, localização e clima das florestas.

REFERÊNCIAS

- ALVES, D.; SOARES, J. V.; AMARAL, S.; MELLO, E.; ALMEIDA, S.; SILVA, O. F.; SILVEIRA, A. Biomass of primary and secondary vegetation in Rondônia, western Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v. 3, n. 5, p.451-461, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1997.00081.x>
- AMARO, M. A.; BOECHAT SOARES, C. P.; LOPES DE SOUZA, A.; GARCIA LEITE, H.; FERNANDES DA SILVA, G. Estoque volumétrico, de biomassa e de carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 849-857, 2013. DOI: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48829247007>
- AMEZTEGUI, A.; GIL-TENA, A.; FAUS, J.; PIQUÉ, M.; BROTONS, L.; CAMPRODON, J. Bird community response in mountain pine forests of the Pyrenees managed under a shelterwood system. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 95-105, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.002>
- ANDERSON, B.J.; ARMSWORTH, P.; EIGENBROD, F.; THOMAS, C.; GILLINGS, S.; HEINEMEYER, A.; ROY, D.; GASTON, K. Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 4, p. 888-896, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01666.x>
- ARAÚJO, T. M.; HIGUCHI, N.; De CARVALHO JÚNIOR, J. A. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 117, n. 1, p. 43-52. 1999.
- ARMENTERAS, D.; RODRÍGUEZ, N.; RETANA, J. National and regional relationships of carbon storage and tropical biodiversity. **Biological Conservation**, v. 192, p. 378-386, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.014>
- BELLARD C. C.; BERTELSMEIER, L.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology letters**, v. 15, n. 4, p. 365-377, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- BLACKBURN, T.M.; GASTON, K. Scale in macroecology. **Global Ecology and Biogeography**, v. 11, n. 3, p. 185-189, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2002.00290.x>
- BOINA, A. **Quantificação de estoques de biomassa e de carbono em Floresta Estacional Semidecidual, Vale do Rio Doce, Minas Gerais**. 89 f. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, MG. 2008.
- BRASIL MATA VIVA (BMV). **Metodologia Científica de Inventário Florestal e Geração de UCS^{VT} BMV**, Metodologia Base - MCIF 3.0/2020, Goiânia – GO, 2020, 32 p.
- BROWN, A, KAPPELLE, M. **Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional**. In: KAPPELLE, M; BROWN, A. Eds. Bosques nublados del neotropico. Santo Domingo de Heredia, CR, INBio, p: 25-40. 2001.
- BROWN, I. F.; MARTINELLI, L. A.; THOMAS, W. W.; MOREIRA, M. Z.; FERREIRA, C. C.; VICTORIA, R. A. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: an example from Rondonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 75, n. 1-3, p. 175-189, 1995. DOI: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)03512-U](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03512-U)

BROWN, S. A.; LUGO, A. E. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. **Interciência**. Caracas, v. 17, n. 1, p. 8-18, 1992.

BROWN, S. **Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono**. In: Actas del XI Congreso Mundial Forestal: Recursos Forestales y Arboles. p. 13-22. 1997.

BROWN, S. Mitigation potential of carbon dioxide emission by management of forest in Asia. **Ambio**, v. 25, n. 4, p. 273-278. 1996.

BROWN, S., LUGO, A., CHAPMAN, J. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. **Canadian journal of Forestry Research**, v.16, p. 390 – 394, 1986.

BRUN, E. J. et al. Variação sucessional do acúmulo de biomassa em Floresta Estacional Decidua, Santa Tereza, RS. **Biomassa e Energia**, v.2, n.1, p.47-56, 2005.

CAIRNS, M.A.; BROWN, S.; HELMER, E.H.; BAUMGARDNER, G.A. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, v. 111, p. 1-11. 1997.

CALDEIRA, M. V. W.; SOARES, R. V.; WATZLAWICK, L. F. Estimativa de Biomassa em espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista Montana-General Carneiro-PR. **Biomassa e Energia**, v. 1, p. 291-310, 2004.

CALLADINE, J.; JARRETT, D.; WILSON, M.; EDWARDS, C. Stand structure and breeding birds in managed Scots pine forests: Some likely long-term implications for continuous cover forestry. **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 174-184, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.039>

CASSOLA, H. **Aspectos da estrutura fitossociológica e silvigenética em fragmentos de floresta estacional semidecídua com diferentes histórias de perturbação em Botucatu, SP**. Piracicaba, 2008. 85 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. 2008.

CASTUERA-OLIVEIRA, Luciene; OLIVEIRA-FILHO, Ary Teixeira de; EISENLOHR, Pedro V. Emerging hotspots of tree richness in Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 34, n. 1, p.117-134, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0152>

CAVARD, X.; MACDONALD, S. E.; BERGERON, Y.; CHEN, H. Y. Importance of mixedwoods for biodiversity conservation: Evidence for understory plants, songbirds, soil fauna, and ectomycorrhizae in northern forests. **Environmental Reviews**, v. 19, n. NA, p. 142-161, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1139/a11-004>

CHAMBERS, J. Q.; DOS SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; HIGUCHI, N. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, v. 152, n. 1-3, p. 73-84, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00591-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00591-0)

CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. 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, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, v. 93, n. 12, p. 2533-2547, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>

CHAVE, J., et al. Assessing evidence for a pervasive alteration in tropical tree communities. **PLOS Biology**, v. 6, n. 3, p. 1-8, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060045>

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. -P.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87-99, 2005.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: **Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 409-420, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1425>

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>

CHISHOLM, R.A., et al. Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 5, p. 1214-1224, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12132>

CIESLA, WM. **Cambio climático, bosques y ordenación forestal. Una visión de conjunto**. Roma, Italia, Estudio FAO Montes N° 126, FAO. 1996. 147 p.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978. DOI: 10.1126/science.199.4335.1302

DI MARCO, M.; WATSON, J. E. M.; CURRIE, D. J.; POSSINGHAM, H. P.; VENTER, O. The extent and predictability of the biodiversity-carbon correlation. **Ecology Letters**, v. 21, n. 3, p: 365-375. 2018. Doi: 10.1111/ele.12903

DI RIENZO, J.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M.; GONZALEZ, L.; TABLADA, M.; ROBLEDO, C. **InfoStat versión 2011**. Grupo InfoStat, FCA. Cordoba, AR, Universidad Nacional de Cordoba. 2011.

DIAZ, J.; ALVAREZ, A.; REGOS, A.; DRAPEAU, P.; PAQUETTE, A.; MESSIER, C.; RETANA, C. The positive carbon stocks-biodiversity relationship in forests: co-occurrence and drivers across five subclimates. **Ecological applications**, v. 28, n. 6, p:1481-1493. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1749>

DIXON, K. Sistemas agroforestales y gases de invernadero. **Revista Agroforestería en las Américas**, v. 2, n. 7, p. 22-26, 1995.

DRAPEAU, P.; LEDUC, A.; GIROUX, J. F.; SAVARD, J. P. L.; BERGERON, Y.; VICKERY, W. L. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. **Ecological Monographs**, v. 70, n. 3, p. 423-444, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2000\)070\[0423:LSDACI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2000)070[0423:LSDACI]2.0.CO;2)

DRAPEAU, P.; NAPPI, A.; IMBEAU, L.; SAINT-GERMAIN, M. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: managing for snag dynamics. **The Forestry Chronicle**, v. 85, n. 2, p. 227-234, 2009. DOI: <https://doi.org/10.5558/tfc85227-2>

DRUMOND, M. A. **Alterações fitossociológicas e edáficas decorrentes de modificações da cobertura vegetal na Mata Atlântica, região do Médio Rio Doce, MG**. 73 f. 1996. Tese (Doutorado em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, MG. 1996.

DRUMOND, M. A.; BARROS, N. F.; SOUZA, A. L.; SILVA, A. F. Distribuição de biomassa e nutrientes em diferentes coberturas florestais e pastagem na região do Médio Rio Doce-MG. **Revista Árvore**, v.21, n.2, p.187-199, 1997.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura de diversidade do componente arbóreo da floresta na estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 369-381, 2000.

EAMUS, D.; McGUINNESS, K.; W, BURROWS. **Review of allometric relationships for estimating woody biomass for Queensland, the northern territory and western Australia.** National carbon accounting system. Technical report N° 5, 2000. 56 p.

EGOH, B.; REYERS, B.; ROUGET, M.; BODE, M.; RICHARDSON, D. M. Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. **Biological conservation**, v. 142, n. 3, p. 553-562, 2009. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.11.009

FERGER, S. W.; SCHLEUNING, M.; HEMP, A.; HOWELL, K. M.; BÖHNING-GAESE, K. Food resources and vegetation structure mediate climatic effects on species richness of birds. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 5, p. 541-549, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12151>

FIELD, R.; HAWKINS, B.; CORNELL, H.; CURRIE, D.; DINIZ-FILHO, J.A.; GUÉGAN, J.F.; KAUFMAN, D.; KERR, J.; MITTELBACH, G.; OBERDORFF, T.; O'BRIEN, E.; TURNER, J. Richard et al. Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis. **Journal of biogeography**, v. 36, n. 1, p. 132-147, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01963.x>

Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 09 Setembro 2018.

FONSECA, R.C.B.; RODRIGUES, R.R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta Semidecidual em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis**, n. 57, p. 27-43, 2000.

FONSECA, W., ALICE, F.E, REY-BENAYAS, J. M. Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. **Bosque (Valdivia)**, v. 30, n. 1, p. 36-47, 2009.

FONSECA, W.; ALICE, F. E.; REY-BENAYAS, J.M. Carbon accumulation in aboveground and belowground biomass and soil of different age native forest plantations in the humid tropical lowlands of Costa Rica. **New Forests**, v. 43, p.197-211, 2012.

GAMFELDT, L.; SNALL, T.; BAGCHI, R.; JONSSON, M.; et al. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. **Nature communications**, v. 4, n. 1, p. 1-8, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms2328>

GAO, T.; HEDBLUM, M.; EMILSSON, T.; NIELSEN, A.B. The role of forest stand structure as biodiversity indicator. **Forest Ecology and Management**, v. 330, p. 82-93, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.007>

GASTON, K.J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 220-227, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1038/35012228>

GIL-TENA, A.; SAURA, S.; BROTONS, L. Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: implications for forest ecosystem management.

Forest Ecology and Management, v. 242, n. 2-3, p. 470-476, 2007. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.01.080

GIL-TENA, A.; SAURA, S.; BROTONS, L. Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: implications for forest ecosystem management. **Forest Ecology and Management**, v. 242, n. 2-3, p. 470-476, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.080>

GONZALEZ, P.; KROLL, B.; VARGAS, C. R. Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 312, p.78-91, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.019>

GRINDE, A. R.; NIEMI, G. J.; STURTEVANT, B. R.; PANCI, H.; THOGMARTIN, W.; WOLTER, P. Importance of scale, land cover, and weather on the abundance of bird species in a managed forest. **Forest Ecology and Management**, v. 405, p. 295-308, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.057>

HART, P.; CLINTON, P.; ALLEN, R.; NORDMEYER, A.; EVANS, G. Biomass and macro-nutrients (above- and below-ground) in a New Zealand beech (*Nothofagus*) forest ecosystem: implications for carbon storage and sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 174, p. 281-294, 2003.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, v. 28, n. 2, p. 153-153, 1998. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-43921998282166>

HOLDAWAY, R. J.; MCNEILL, S. J.; MASON, N. W.; CARSWELL, F. E. Propagating uncertainty in plot-based estimates of forest carbon stock and carbon stock change. **Ecosystems**, v. 17, n. 4, p. 627-640, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9749-5>

IPCC, CHANGE, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE. **Glosario del IPCC para el Cambio Climático**. 2006. Disponible en: <<http://www.greenfacts.org/es/cambio-climatico/toolboxes/glossary.htm>> Acceso 3 mar. 2014.

IPCC, CHANGE, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE. **Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUC)**. Suiza. 2003. 628p. Disponível em: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpqlulucf/gpqlulucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf

IPCC, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Guidelines for national greenhouse gas inventories: good practice guidance**. 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch>>. Acesso em: 11 jan. 2013.

IPCC. 2019 **Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Agriculture, Forestry and Other Land Use Report, 2019. Disponível: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>

JIANG, M.; BULLOCK, J.M.; HOOFTMAN, D. Mapping ecosystem service and biodiversity changes over 70 years in a rural English county. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 4, p. 841-850, 2013. DOI: 10.1111/1365-2664.12093

JORGE, L. A. B.; MILLANI, T. M.; FONSECA, R. C. B.; ARRUDA, A. A. Estrutura Diamétrica e Arranjo Espacial das Espécies Mais Abundantes de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Botucatu, SP. **Floresta e Ambiente**, v.22, n. n.3, p. 355-367, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.027713>

JORGE, L. A. B.; SARTORI, M. S. Uso do solo e análise temporal da ocorrência de vegetação natural na Fazenda Experimental Edgárdia, em Botucatu-SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, n.5, p. 585-592, 2002.

KELLER, M.; PALACE, M.; HURTT, G. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: examination of sampling and allometric uncertainties. **Forest Ecology and Management**, v. 154, n. 3, p. 371-382, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00509-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00509-6)

KOCHUMMEN, K. M.; LAFRANKIE JR, J. V.; MANOKARAN, N. Floristic composition of Pasoh Forest Reserve, a lowland rain forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Forest Science**, p. 1-13, 1990. DOI: <https://www.jstor.org/stable/43594360>

LABRIÈRE, N., LOCATELLI, B., VIEILLEDENT, G., KHARISMA, S., BASUKI, I., GOND, V., LAUMONIER, Y. Nicolas et al. Spatial congruence between carbon and biodiversity across forest landscapes of northern Borneo. **Global ecology and conservation**, v. 6, p. 105-120, 2016.

LIANG, J.; CROWTHER, T.; PICARD, N.; WISER, S. et al. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. **Science**, v. 354, n. 6309, p. aaf8957, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaf8957>

LINDNER, A.; SATTTLER, D. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **New Forests**, v. 43, n. 3, p.287-30, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-011-9281-9>

LINDNER, A; SATTTLER, D. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **New Forests**, v. 43, n. 3, p. 287-301, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-011-9281-9>

LOCATELLI, B.; IMBACH, P.; WUNDER, S. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. **Environmental Conservation**, v. 41, n. 1, p. 27-36, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892913000234>

LUGO, A. E.; BROWN, S.; CHAPMAN, J. An analytical review of production rates and stemwood biomass of tropical forest plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 23, n. 2-3, p.179-200, 1988. DOI: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(88\)90081-3](https://doi.org/10.1016/0378-1127(88)90081-3)

MALHI, Y.; PHILLIPS, O.L. 2004. Tropical forests and global atmospheric change: a synthesis Philosophical Transactions of the Royal Society of London. **Series B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 549-555.

MANHÃES, A. P.; MAZZOCHINI, G. G.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GANADE, G.; CARVALHO, A. R. Spatial associations of ecosystem services and biodiversity as a baseline for systematic conservation planning. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 9, p. 932-943, 2016. DOI: 10.1111/ddi.12459

MÁRQUEZ, L. **Validación de campo de los métodos del Instituto Winrock para el establecimiento de parcelas permanentes de muestreo para cuantificar carbono en sistemas agroforestales**. Guatemala. Universidad del Valle de Guatemala. 1997. 45 p.

McGRODDY, M. E.; DAUFRESNE, T.; HEDIN, L. O. Scaling of C: N: P stoichiometry in forests worldwide: implications of terrestrial redfield-type ratios. **Ecology**, v. 85, n. 9, p. 2390-2401, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-0351>

MCPEEK, M.A.; MILLER, T.E. Evolutionary biology and community ecology. **Ecology**, Ecological Society of America, v. 77, n. 5, p. 1319-1320, 1996.

MURPHY, B.P.; BOWMAN, D.M.J.S. What controls the distribution of tropical forest and savanna? **Ecology Letters**, v.15, p.748-758, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01771.x>

MURRAY, J. P.; GRENYER, R.; WUNDER, S.; RAES, N.; JONES, J. P. Spatial patterns of carbon, biodiversity, deforestation threat, and REDD+ projects in Indonesia. **Conservation Biology**, v. 29, n. 5, p. 1434-1445, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.12500>

NAIDOO, R.; BALMFORD, A.; COSTANZA, R.; FISHER, B.; GREEN, R. E.; LEHNER, B.; MALCOLM, T.; RICKETTS, T. H. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 28, p. 9495-9500, 2008. DOI: 10.1073pnas.0707823105

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, v.168, n.1-3, p.311-321, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00749-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00749-6)

NELDER, J. A.; WEDDERBURN, R. W. Generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society Series A**, v.135, n.3, p.370–384, 1972. DOI: [10.2307/2344614](https://doi.org/10.2307/2344614).

NOGUEIRA JUNIOR, L. **Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo em diferentes modelos de restauração da Mata Atlântica**. 94 f. 2010. Tese (Doutorado em Ciência, Programa: Recursos Florestais), Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba. SP. 2010.

NOGUEIRA JUNIOR, L.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A.; MELO, A. C. G.; RÉ, D. S. Allometric equations for estimating tree biomass in restored mixed-species Atlantic Forest stands. **Biota Neotropica**, v.14, n. 2, p.1-9, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1676-06032013008413>

NOGUEIRA, E. M.; FEARNside, P. M.; NELSON, B. W.; BARBOSA, R. I.; KEIZER, E. W. H. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood volume inventories. **Forest Ecology and Management**, v.256, n.11, p.1853-1867, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.022>

PADOVEZI, A.; RODRIGUES, R. R.; HORBACH, M. A. Avifauna como possível indicador da resiliência de áreas degradadas. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v. 1, n. 1, p. 11-17, 2014.

PAQUETTE, A.; MESSIER, C. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 170-180, 2011. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2010.00592.x

PAULA, J. E.; IMAÑA-ENCINAS, J.; SUGIMOTO, N. Levantamento quantitativo em três hectares de vegetação do cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, n.5, p.613-620, 1998.

PIANOSI, F.; BEVEN, K.; FREER, J.; HALL, J. W.; ROUGIER, J.; STEPHENSON, D. B.; WAGENER, T. Sensitivity analysis of environmental models: A systematic review with practical workflow. **Environmental Modelling & Software**, v. 79, p. 214-232, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.02.008>

PHILLIPS, D. L.; BROWN, S. L.; SCHROEDER, P. E.; BIRDSEY, R. A. Toward error analysis of large-scale forest carbon budgets. **Global Ecology and Biogeography**, v. 9, n. 4, p. 305-313, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00197.x>

PHILLIPS, O. L., et al. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, v. 282, n. 5388, p. 439-442, 1998. DOI: 10.1126/science.282.5388.439

POORTER, L., et al. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 11, p. 1314-1328, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12364>

PRIOR, L. D.; BOWMAN, D. Across a macro-ecological gradient forest competition is strongest at the most productive sites. **Frontiers in plant science**, v. 5, p. 260, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00260>

R Development Core Team. R version 3.5.2. **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. 2018. ISBN 3-900051-07-0, URL. R.

RATKOWSKY, D. A. Nonlinear Regression Modeling. New York: Marcel Dekker, Inc., 1983. 276 p.

RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; SOUZA, A. L. D.; NARDELLI, A. M. B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.33, n.5, p.917-926, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622009000500014>

RICE, A. H. et al. Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 55-71, 2004. DOI: 10.1890/02-6006

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z. D.; JESUS, R. M. D.; FRANÇA, J. T. Modelos volumétricos para a Floresta Nacional do Tapirapé-Aquirí, Serra dos Carajás (PA). **Acta Amazonica**, v.36, n.1, p.107-114, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000100013>

RUIZ-BENITO, P.; GÓMEZ-APARICIO, L.; PAQUETTE, A.; MESSIER, C.; KATTGE, J.; ZAVALA, M. A. Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 3, p. 311-322, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12126>

SAATCHI, S. S., et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 108, n. 24, p.9899-9904, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>

SAITER, F. Z.; GUILHERME, F. A. G.; THOMAZ, L. D.; WENDT, T. Tree changes in a mature rainforest with high diversity and endemism on the Brazilian coast. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 9, p. 1921-1949, 2011. DOI: 10.1007/s10531-011-0067-3

SALK, C. F.; CHAZDON, R. L.; ANDERSSON, K. P. Detecting landscape-level changes in tree biomass and biodiversity: methodological constraints and challenges of plot-based approaches. **Canadian journal of forest research**, v. 43, n. 9, p. 799-808, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0048>

SANFORD, JR. R.; CUEVAS, E. **Root growth and rhizosphere interactions in tropical forests**. In: Mulkey, S.; Chazdon, R.; Smith, A. eds, Tropical forest plant ecophysiology. Chapman and Hall, New York, p. 268-300, 1996.

SCHLEGEL, B; GAYOSO, J; GUERRA, J. **Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial**. Proyecto FONDEF D9811076 - Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile, 2001. 53 p.

SEAN, C.T.; MARTIN, A.R. Carbon content of tree tissues: a synthesis. **Forests**, v. 3, n. 2, p. 332-352, 2012. DOI: <https://doi.org/10.3390/f3020332>

SESNIE, S.; FINEGAN, B.; GESSLER, P.; RAMOS, Z. Landscape-scale environmental and floristic variation in Costa Rican old growth rain forest remnants. **Biotropica**, v.4, n.1, p.16-26, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00451.x>

SHAPIRO, S.S., GROSS, A.J. Statistical modeling techniques - Statistical, textbooks and monographs – vol. 38. New York: Marcel Dekker, Inc. 1981.

SIERRA, C. A.; DEL VALLE, J. I.; ORREGO, S. A.; MORENO, F. H.; HARMON, M. E.; ZAPATA, M.; COLORADO, G.; HERRERA, M.; LARA, W.; RESTREPO, D.; BERROUET, L. M.; LOAIZA, L.; BENJUMEA, J. Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porc region, Colombia. **Forest Ecology and Management**, v. 243, n. (2-3), p. 299-309, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.026>

SILVEIRA, P. **Métodos indiretos de estimativa do conteúdo de biomassa e estoque de carbono em um fragmento de floresta ombrófila densa**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Paraná - UFPR, Curitiba, 2008, 129 p.

SMITH, G.; GITTINGS, T.; WILSON, M.; FRENCH, L.; OXBROUGH, A.; et al. **Identifying practical indicators of biodiversity for stand-level management of plantation forests**. In: Plantation Forests and Biodiversity: Oxymoron or Opportunity?. Biodiversity and Conservation, Springer, Dordrecht, 2007. p. 67-91. DOI: https://doi.org/10.1007/978-90-481-2807-5_4

SMITHWICK, E. A.; HARMON, M. E.; DOMINGO, J. B. Modeling multiscale effects of light limitations and edge-induced mortality on carbon stores in forest landscapes. **Landscape Ecology**, v. 18, n. 7, p. 701-721, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000004254.94982.67>

SOARES, C. P. B.; NETO, F. P. N.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. 2. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. 272 p.

SOTO-NAVARRO, C.; RAVILIOUS, C.; ARNELL, A.; DE LAMO, X.; et al. Mapping co-benefits for carbon storage and biodiversity to inform conservation policy and action. **Philosophical Transactions Royal Society B**, v. 375, n. 1794, p: 20190128. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2019.0128>

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática**: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2005. 64 p.

STEPHENSON, N. L., et al. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. **Nature**, v. 507, p. 90-93, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature12914>

STRASSBURG, B. B., et al. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. **Conservation Letters**, v. 3, n. 2, p.98-105, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00092.x>

SULLIVAN, M. J., et al. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports**, v. 7, n. 39102, p.1-12, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep39102>

VILÀ, M.; CARRILLO-GAVILÁN, A.; VAYREDA, J.; BUGMANN, H.; FRIDMAN, F.; GRODZKI, W.; HAASE, J.; KUNSTLER, G.; SCHELHAAS, M.; TRASOBARES, A. Disentangling biodiversity and climatic determinants of wood production. **PloS one**, v. 8, n. 2, 2013. DOI: 10.1371/journal.pone.0053530

VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, M. V.; TRÜBY, P. Quantificação da biomassa em uma Floresta Estacional Decidual em Itaara, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, v.16, n.4, p.419-425, 2006. DOI: <https://doi.org/10.5902/198050981923>

VOLPATO, G. H. et al. O Papel ecológico das aves dispersoras de sementes na restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. p. 191-211.

VOLPATO, G.; NETO, A.; MARTINS, S. Avifauna como bioindicadora para avaliação da restauração florestal: estudo de caso em uma floresta restaurada com 40 anos em Viçosa-MG. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p: 336-344, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509831604>

WESTFALL, P. H.; TOBIAS, R. D.; ROM, D.; WOLFINGER, R. D.; HOCHBERG, Y. **Multiple Comparisons and Multiple Tests Using the SAS System**, Cary, NC: SAS Institute Inc. 1999.

ZANNE, A. E.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D. A.; ILIC, J.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; MILLER, R. B.; SWENSON, N. G.; WIEMANN, M. C.; CHAVE, J. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4. p. 351-366, 2009. DOI: <https://doi.org/10.5061/dryad.234>

ZHANG, Y; CHEN, H.Y; REICH, PB. Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: a global meta-analysis. **Journal of ecology**, v. 100, n. 3, p. 742-749, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01944.x>

APÊNDICE

APÊNDICE A3 - Autovalores e Autovetores da análise de componentes principais (PCA) da correlação e associação entre o carbono com a diversidade da vegetação e avifauna, e estrutura da vegetação e avifauna nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na *cuesta* de Botucatu, SP, apresentado na Figura 9.

Autovetores			
Lambda	Valor	Proporção	Prop. Acum.
1	7,56	0,54	0,54
2	2,65	0,19	0,73
3	1,91	0,14	0,87
4	1,30	0,09	0,96
5	0,47	0,03	0,99
6	0,10	0,01	1,00
7	0,00	0,00	1,00
8	0,00	0,00	1,00
9	0,00	0,00	1,00
10	0,00	0,00	1,00
11	0,00	0,00	1,00
12	0,00	0,00	1,00
13	0,00	0,00	1,00
14	0,00	0,00	1,00

Autovalores das variável		e1	e2
Riqueza de aves	riqueza_aves	0,33	0,03
Índice de Shannon de aves	Shannon_aves	0,33	0,01
Riqueza da vegetação	riqueza_veg.	0,14	0,54
Índice de Shannon da vegetação	Shannon_veg.	0,12	0,49
Densidade (# indivíduos ha ⁻¹)	Ind_ha	-0,23	-0,09
Densidade da madeira (g cm ³)	Densid_mad	0,01	0,52
Diâmetro (cm)	DAP_cm	0,34	-0,06
Área basal (m ² ha ⁻¹)	AB_ha	0,32	-0,23
DAP das árvores maiores (cm)	DAP_maior	0,33	-0,17
Altura das árvores (m)	HTmd_m	0,14	0,14
Altura das árvores maiores (m)	H_maior	0,32	0,15
Índice pontual de abundancia das aves	IPA	-0,05	0,15
Carbono da parte aérea e raiz (Mg ha ⁻¹)	C_vivo	0,35	-0,11
Carbono total parte aérea, raiz e árvores mortas (Mg ha ⁻¹)	C_total	0,35	-0,13

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da região centro sul de São Paulo são reservatórios potenciais de biodiversidade e fontes de estoque de carbono, os quais podem ser aproveitados para obter pagamento por serviços ambientais, como por exemplo, os Créditos de Floresta, criado pela empresa IMEI Consultoria com natureza jurídica de um “título de direito sobre bem intangível e incorpóreo transacionável” (art. 3º, XXVII, da Lei Florestal nº 12.651/2012). O Crédito de Floresta é uma forma de pagamento ambiental por todos os consumos gerados pelos seres humanos, geração de resíduos e emissão gases de efeito estufa, entre outros.

Nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual a dissimilaridade florística média foi alta (73%), o que implica que a biodiversidade nos fragmentos estudados não depende somente de variáveis edáficas e topográficas, mas também de fatores associados ao histórico de uso da terra e a processos de fragmentação.

Nos fragmentos mais conservados e com menos distúrbios antrópicos, como na floresta tardia e na floresta secundária ecotonal, a riqueza e a diversidade de espécies vegetais foram maiores devido às características do solo e ao estágio sucessional da vegetação após o distúrbio antrópico. Portanto, estudos futuros devem considerar o histórico de perturbação dos fragmentos florestais para entender a dinâmica das florestas, já que na atualidade a maioria das pesquisas em biodiversidade é realizada em áreas fragmentadas.

Nos fragmentos avaliados a dissimilaridade da avifauna foi baixa (30%), não havendo diferença significativa entre a riqueza de espécies de aves. Os fragmentos com maior grau de conservação (Bixiguento, Mata do IB, Mata da Bica e Carmelucho) apresentaram maior riqueza de aves de hábitos especialistas, de alta e média sensibilidade e floresta-dependentes. Isso demonstra a importância da conservação de áreas com vegetação secundária para a manutenção de espécies mais seletivas quanto à escolha de habitats, assim como para avaliar outros serviços ecossistêmicos como o carbono, ecoturismo, polinização, dispersão de sementes, controle biológico, entre outros ligados à conservação da avifauna.

A preocupação com a conservação deve ser o principal foco no desenvolvimento de ações para o manejo da vida silvestre. O monitoramento e o manejo de populações em áreas fragmentadas e rurais podem ser importantes estratégias para a conservação da avifauna local e regional, pois os resultados obtidos nesta pesquisa demonstram a importância da área estudada para a manutenção de espécies de aves seletivas quanto à escolha de habitats e suscitam a necessidade de continuar com o monitoramento da avifauna com o intuito de entender a dinâmica interativa das aves com a vegetação nas áreas avaliadas.

A partir deste estudo, conclui-se que há uma associação positiva diversidade-carbono nos fragmentos mais conservados, os quais são fundamentais para a conservação da biodiversidade. Porém, não evidenciamos uma clara correlação entre carbono e biodiversidade. Neste trabalho apresentamos uma metodologia que pode ser replicada em outros trabalhos cujo objetivo seja avaliar a relação entre o carbono e diversidade. É necessário o desenvolvimento dessas metodologias através de experimentos que conduzam a resultados que possam evidenciar com maior firmeza e clareza essas relações nas florestas tropicais.

Nos estudos de quantificação de carbono é preciso considerar as incertezas como uma análise de sensibilidade nos projetos a longo prazo. Isso porque existe uma demanda importante a ser considerada na atualidade vinculada aos estudos que possam quantificar o potencial de sequestro de carbono em relação à conservação da biodiversidade, cujo objetivo é definir instrumentos econômicos e incentivar a conservação e recuperação de florestas.

Desde a criação das convenções sobre as mudanças do clima, houve um considerável avanço no que se refere ao entendimento do papel das florestas na mitigação dos gases de efeito estufa. O Brasil, em especial, possui projetos ambientais e muita experiência no setor florestal, o que lhe confere condições privilegiadas para a implementação de programas destinados a desenvolver projetos focados na quantificação de carbono e conservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- ARMENTERAS, D.; RODRÍGUEZ, N.; RETANA, J. National and regional relationships of carbon storage and tropical biodiversity. **Biological Conservation**, v. 192, p. 378-386, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.014>
- BROWN, S. **Los bosques y el cambio climático: el papel de los terrenos forestales como sumideros de carbono**. En Actas del XI Congreso Mundial Forestal: Recursos Forestales y Árboles. p. 13-22. 1997.
- BROWN, S. Mitigation potential of carbon dioxide emission by management of forest in Asia. **Ambio**, v. 25, n. 4, p. 273-278, 1996.
- BROWN, S., LUGO, A., CHAPMAN, J. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. **Canadian journal of Forestry Research**, v.16, p. 390-394, 1989. DOI: <https://doi.org/10.1139/x86-067>
- CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília: MMA/SBF, 2010. 96 p.
- CASSOLA, H. **Aspectos da estrutura fitossociológica e silvigenética em fragmentos de floresta estacional semidecídua com diferentes histórias de perturbação em Botucatu, SP**. Piracicaba, 2008. 85 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. 2008.
- CERRI, C.E.; CERRI, C.C. **Mercado de Crédito de Carbono**. In: BARBOSA, L.; SANTOS J.N.A. (Eds) A botânica no Brasil, pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. 58 Congresso Nacional de Botânica, 2007. p.120-123.
- DIAZ, J.; ALVAREZ, A.; REGOS, A.; DRAPEAU, P.; PAQUETTE, A.; MESSIER, C.; RETANA, C. The positive carbon stocks–biodiversity relationship in forests: co-occurrence and drivers across five subclimates. **Ecological applications**, v. 28, n. 6, p.1481-1493. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1749>
- FREITAS, W.K.; MAGALHÃES, LMS. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, p. 520-540, 2012. DOI: <https://doi.org/10.4322/floram.2012.054>
- GAGETTI, B.L.; PIRATELLI, A.J.; PINA-RODRIGUES, F. Fruit color preference by birds and applications to ecological restoration. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 76, n. 4, p. 955-966. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.05115>
- GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Fundação SOS Mata Atlântica. Conservação Internacional. Belo Horizonte, 2005. 472p.
- IPCC, CHANGE, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE. **"Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability."** Ginebra, Suíça. 2001. Disponível em: <http://www.meteotrentino.it/clima/pdf/rapporti_meteo/IPCC_Impacts_Adaptation_and_Vulnerability.pdf> Acesso: 15 sept. 2014.
- JOLY, C. A.; LEITAO FILHO, H.F.; SILVA, S.M. O patrimônio florístico. In: CORTESAO, J.; BIGARELLA, J.J.; JOLY, C.A.; LEITAO FILHO, H.F.; SILVA, S.M.; COIMBRA FILHO, A.F.; CAMARA, I.B. (Eds.). **Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Ed. Index, 1991. p. 96-108.

JORGE, L. A. B.; SARTORI, M. S. Uso do solo e análise temporal da ocorrência de vegetação natural na Fazenda Experimental Edgárdia, em Botucatu-SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, n.5, p. 585-592, 2002.

JÚNIOR-FERREIRA, W.; SCHAEFER, C.; DA SILVA A. F. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: Martins, S (Ed.). **Ecologia de floresta tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. p.141-174.

KAUFFMAN, J. B.; HUGHES, R. F.; HEIDER, C. Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. **Ecological Applications**, v. 19, p. 1211-1222, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-1696.1>

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**. v. 142, n.6, p.1137, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.011>.

LIANG, J.; CROWTHER, T.; PICARD, N.; WISER, S. et al. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. **Science**, v. 354, n. 6309, p. aaf8957, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaf8957>

MALHI, Y; SILMAN, M; SALINAS, M; BUSH, M; MEIR, P; SAATCHI, S. Elevation gradients in the tropics: laboratories for ecosystem ecology and global change research. **Global Change Biology**, v. 16, n. 12, p. 3171-3175, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02323.x>

MANHÃES, A. P.; MAZZOCHINI, G. G.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GANADE, G.; CARVALHO, A. R. Spatial associations of ecosystem services and biodiversity as a baseline for systematic conservation planning. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 9, p. 932-943, 2016. DOI: 10.1111/ddi.12459

MEA. Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington DC. Disponível: <http://www.maweb.org/documents/document.446.aspx.pdf>: Island Press, 2005.

MITTERMEIER, R. A.; DA FONSECA, G. A.; RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 601-607, 2005. DOI: <https://www.jstor.org/stable/3591042>

MIRBACH M. V. **Forests, Climate Change & Carbon Reservoirs: Opportunities for Forest Conservation**. Summary of a Sierra Club of Canada Discussion Paper. Canada: Sierra Club of Canada, Canadian Boreal Initiative. Ed. Sierra Club of Canada, set 2003. 32 p.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica**. 2012. Disponível: <https://www.mma.gov.br/destaques/itemlist/category/57-mata-atlantica.html?start=14>

MURRAY, J. P.; GRENYER, R.; WUNDER, S.; RAES, N.; JONES, J. P. Spatial patterns of carbon, biodiversity, deforestation threat, and REDD+ projects in Indonesia. **Conservation Biology**, v. 29, n. 5, p. 1434-1445, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.12500>

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; Da FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1038/35002501>

NAIDOO, R.; BALMFORD, A.; COSTANZA, R.; FISHER, B.; GREEN, R. E.; LEHNER, B.; MALCOLM, T.; RICKETTS, T. H. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 28, p. 9495-9500, 2008. DOI: 10.1073/pnas.0707823105

OLIVEIRA U, SOARES-FILHO BS, SANTOS AJ, et al. Modelling highly biodiverse areas in Brazil. **Nature Scientific Reports**, v.9, p.6355, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42881-9>

ORTEGA, V.R.; ENGEL, V.L. Conservação da biodiversidade de remanescentes de Mata Atlântica na região de Botucatu, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.4, p.839-852, 1992.

PAQUETTE, A.; MESSIER, C. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 170-180, 2011. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2010.00592.x

PEDREROS, A. Aves rapaces y control biológico de plagas. In: PEDREROS, A.; RAU, J; YÁÑEZ, J. (Eds). **Aves Rapaces de Chile**, Ed. Valdivia, 2014. p. 306-334.

PEIXOTO, A.L.; GENTRY, A. Diversidade e composição da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v.13, p.19-25, 1990.

PICKETT, S.TA; CADENASSO, M.L.; MEINERS, S.J. Vegetation dynamics. In: MAAREL, E.; FRANKLIN, J. (Eds) **Vegetation ecology**, University of Groningen, The Netherlands Arizona State University, USA, Segunda Ed., 2013. p. 107-140.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n.4, p.208-214, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

SEDJO, R. A. Forest carbon sequestration: some issues for forest investments. **Discussion Paper**, 01-34. Washington: Resources for the Future, ago. 2001. 26 p.

SOTO-NAVARRO, C.; RAVILIOUS, C.; ARNELL, A.; DE LAMO, X.; et al. Mapping co-benefits for carbon storage and biodiversity to inform conservation policy and action. **Philosophical Transactions Royal Society B**, v. 375, n. 1794, p: 20190128. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2019.0128>

SOUSA, M.; CAVALHEIRO, F. Planejamento paisagístico do campus universitário da Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP, Botucatu, S.P. **Acta Botânica Brasilica**, v. 1, n. 2, p. 155-163, 1988.

UHL, C.; NEPSTAD, D.; BUSCHBACHER, R.; CLARK, K.; KAUFFMAN, B.; SUBLER, S. Studies of ecosystem response to natural and anthropogenic disturbances provide guidelines for designing sustainable land-use systems in Amazonia. In: ANDRESON, A.B. (Ed.) **Alternatives to deforestation: steps towards sustainable use of the Amazon rain forest**, Columbia University Press, New York, USA, p. 24-42, 1990.

VILÀ, M.; CARRILLO-GAVILÁN, A.; VAYREDA, J.; BUGMANN, H.; FRIDMAN, F.; GRODZKI, W.; HAASE, J.; KUNSTLER, G.; SCHELHAAS, M.; TRASOBARES, A. Disentangling biodiversity and climatic determinants of wood production. **PloS one**, v. 8, n. 2, 2013. DOI: 10.1371/journal.pone.0053530

VOLPATO, G.; NETO, A.; MARTINS, S. Avifauna como bioindicadora para avaliação da restauração florestal: estudo de caso em uma floresta restaurada com 40 anos em Viçosa-MG. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p: 336-344, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509831604>