

---

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
(BIOLOGIA VEGETAL)**

---

**CONSIDERAÇÕES SOBRE COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E RECUPERAÇÃO  
DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA EM FLORESTA ATLÂNTICA**

**ANA CLÁUDIA OLIVEIRA DE SOUZA**

---

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
(BIOLOGIA VEGETAL)**

---

**CONSIDERAÇÕES SOBRE COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E RECUPERAÇÃO  
DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA EM FLORESTA ATLÂNTICA**

**ANA CLÁUDIA OLIVEIRA DE SOUZA**

Orientador: Marco Antonio de Assis  
Coorientadora: Simone Aparecida Vieira

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal).

S729c

Souza, Ana Cláudia Oliveira de

Considerações sobre composição, estrutura e recuperação da vegetação secundária em Floresta Atlântica. / Ana Cláudia Oliveira de Souza. -- Rio Claro, 2022

116 p. : tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Marco Antonio de Assis

Coorientadora: Simone Aparecida Vieira

1. Mata Atlântica. 2. Regeneração natural. 3. Conservação de Florestas Tropicais. 4. Uso da Terra. 5. Floresta Ombrófila Densa. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

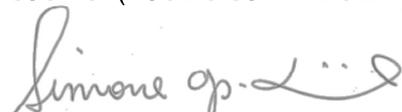
**TÍTULO DA TESE:** Considerações sobre composição, estrutura e recuperação da vegetação secundária em floresta tropical atlântica.

**AUTORA: ANA CLAUDIA OLIVEIRA DE SOUZA**

**ORIENTADOR: MARCO ANTONIO DE ASSIS**

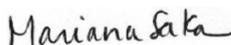
**COORIENTADORA: SIMONE APARECIDA VIEIRA**

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGIA VEGETAL), pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. SIMONE APARECIDA VIEIRA (Participação Virtual)  
Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais - NEPAM / Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP - SP

Profa. Dra. MARIANA NAOMI SAKA



Pós Doutoranda do Departamento de Botânica / Instituto de Biociências de Rio Claro - SP

Prof. Dr. LEONARDO DIAS MEIRELES



Escola de Artes, Ciências e Humanidades / Universidade de São Paulo

Profa. Dra. MAÍRA DE CAMPOS GORGULHO PADGURSCHI

CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura / Universidade Estadual de Campinas - SP

Profa. Dra. ISABELLA ROMITELLI



Departamento de Ecologia - Instituto de Biociências / Universidade de São Paulo - SP

Rio Claro, 13 de agosto de 2020

### **Dedicatória**

Dedico essa tese a toda comunidade acadêmica que, embora as adversidades, busca manter a ciência e o ensino superior de qualidade “vivo” neste país.

## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, no âmbito de bolsa de doutorado. Adicionalmente, também agradeço o co-financiamento pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/CNPq (PELD Processo 403710/2012-0), pelo Natural Environment Research Council/NERC da Grã-Bretanha (NE/K016431/1) e pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo/FAPESP no âmbito dos Projetos PELD/BIOTA e ECOFOR (Processos 2012/51509-8 e 2012/51872-5), que fazem parte do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade ([www.biota.org.br](http://www.biota.org.br)). Autorizações COTEC/IF 002.766/2013 e 010.631/2013.

À Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho (UNESP - Campus Rio Claro, SP), à Pró-reitora de Pós-Graduação e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal).

Ao Prof. Dr. Carlos Alfredo Joly pela coordenação geral dos projetos, que é fruto de muito trabalho e dedicação ao longo dos anos.

Ao meu orientador Prof. Dr. Marco Antonio de Assis e minha co-orientadora Profa. Dra. Simone Aparecida Vieira por todos os ensinamentos, por me dar liberdade e acreditar no meu trabalho.

Aos professores e funcionários do Departamento de Botânica – Unesp Rio Claro pelo comprometimento em suas atividades. Em especial, aos professores Prof. Dr. Marco Antonio de Assis e Profa. Dra. Alessandra Fidelis com quem fiz os estágios de docência e pude aprender não apenas o conteúdo teórico, mas também maneiras de buscar ser um professor de excelência e ao mesmo tempo solidário com os alunos.

Ao Parque Estadual da Serra do Mar, em especial aos gestores João Paulo Vilani (Núcleo Santa Virgínia) e Luane Reni Mattos (Núcleo Cunha) por permitirem o desenvolvimento do trabalho e colaborarem com apoio logístico. Bem como, aos funcionários e moradores locais que foram acolhedores e participativos nas atividades de campo.

Aos amigos e colegas envolvidos em todo processo de coleta de dados em campo: Carla Nardin, Roberta Grillo, Vitor Kamimura, Laura Evorá, Gabriel Marcusso, Rodrigo Moraes, Rafael Ramos, Cinthia Silva, Yvone Bakker, Luis Guzmán e Renato Bellinelo.

Aos professores e pesquisadores que me auxiliaram na identificação das espécies botânicas coletadas: Luís Carlos Bernacci (Generalista e Primulaceae), João Batista Baitello (Lauraceae), Renato Goldenberg (Melastomataceae), Geraldo Antônio Daher Corrêa Franco (Generalista), Leonardo Meireles (Myrtaceae), Marcos Sobral (Myrtaceae), Sigrid Mendaçoli (Rubiaceae) e João Semir (Asteraceae).

Aos amigos e colegas de profissão Ms. Vitor Kamimura e Dra. Isabella Romitelli por toda a paciência e ajuda nas análises estatísticas.

Aos professores que compuseram a banca examinadora, pelo tempo destinado a avaliação e as contribuições importantes para este documento.

À minha família: Anderson, Milton, Neide, Patrícia, Caroline, Renato e Rodrigo, pelo apoio e compreensão de minha escolha pela pesquisa e área acadêmica como profissão.

Agradeço, de forma madura e consciente, as adversidades.

E por último, mas não menos importante, agradeço à vida, por toda sua pluralidade e beleza.

Há uma grandiosidade inerente a esta visão da vida: o Criador concentrou os diversos poderes da vida num pequeno número de formas, ou apenas numa; e enquanto este planeta girava de acordo com a lei da gravitação universal, a partir de um princípio tão simples, foram desenvolvidas, e continuam a desenvolver-se, infinitas formas do mais belo e maravilhoso que há.

(DARWIN, 1859)

## RESUMO

As Florestas Tropicais, detentoras de elevada biodiversidade e endemismo, sofreram ao longo das décadas com altas taxas de desmatamento, realidade que resultou em um aumento das Florestas Secundárias Tropicais no mundo. No bioma da Mata Atlântica, encontra-se a segunda maior Floresta Tropical da América do Sul, sendo grande parte constituída por vegetação secundária decorrente de regeneração natural após diferentes tipos de uso da terra. Em Florestas Tropicais, a regeneração florestal apresenta algumas similaridades após o abandono da terra, todavia devido as peculiaridades do ecossistema e de cada tipo de uso, persiste um cenário multi dinâmico e complexo de fatores e caminhos de regeneração até que essa floresta alcance níveis similares a ambientes sem histórico de uso antrópico em termos de composição florística, estrutura e funcionalidade. Neste sentido, para aumentar o conhecimento a respeito da regeneração florestal e recuperação de seus parâmetros, após diferentes tipos de uso da terra, é necessário integrar novas abordagens que relacionem o microambiente da floresta, atributos funcionais e os diferentes estratos que compõem a vegetação, pois estas abordagens, além de pouco exploradas nos estudos científicos podem resultar em novas perspectivas em relação à temática. Dessa forma, o objetivo geral do presente trabalho foi investigar as características e recuperação do componente arbóreo (estrato adulto e regenerante) em áreas secundária de Floresta Tropical Atlântica montana com diferentes históricos de uso da terra a partir de abordagens de composição, estrutura, atributos funcionais e fatores abióticos. No primeiro capítulo, foi analisada a regeneração do componente arbóreo e a correlação com fatores químicos e luminosidade após diferentes tipos de uso da terra. Concluímos que o uso prévio da terra de corte seletivo e raso em Floresta Tropical Atlântica teve uma recuperação considerável após 45 anos de regeneração natural em termos de composição florística e estrutura da vegetação, enquanto a área de regeneração após pastagem ainda apresenta uma recuperação pequena destes parâmetros. O atual componente arbóreo entre áreas sem histórico de uso da terra e aquelas com diferentes históricos de uso correlacionam-se a um gradiente de disponibilidade de nutrientes do solo aliado a diferenças de umidade e temperatura do solo. Ainda com a finalidade de compreender as diferenças da vegetação e influências dos fatores abióticos nas áreas de estudo, o segundo capítulo teve o objetivo de atribuir quais parâmetros do solo (carbono, saturação por alumínio e temperatura) ou terreno (declividade, direção da vertente e altitude) são mais importantes e suas respectivas relações em áreas de regeneração após uso prévio da terra de corte seletivo e pastagem e também áreas sem histórico de uso prévio da terra, caracterizada pelos atributos funcionais de comprimento do fruto, densidade da

madeira e síndrome de dispersão. Concluímos que as áreas diferem em termos de atributos funcionais e que, enquanto nas áreas de regeneração os parâmetros mais importantes são edáficos, na área sem histórico de uso da terra a importância é maior para atributos do terreno, adicionalmente as principais relações negativas ocorreram com parâmetros do terreno. Para finalizar, o último capítulo buscou fazer inferências a respeito da recuperação da diversidade e densidade da madeira a partir da análise de três estratos do componente arbóreo de áreas de regeneração após diferentes tipos de uso da terra. Neste, concluímos que o estudo do estrato adulto e regenerantes da Floresta Tropical Atlântica foi eficiente para verificar a recuperação destes parâmetros da vegetação, onde evidenciou-se a recuperação total da regeneração após corte seletivo e parcial na regeneração após corte raso. A área de regeneração após pastagem não apresentou recuperação em nenhum dos estratos do componente arbóreo e neste sentido uma recuperação extremamente lenta da vegetação é esperada na área. As diferentes abordagens utilizadas neste trabalho, se mostraram complementares e foram importantes para o discernimento a respeito da relevância do histórico de uso prévio da terra nas avaliações e perspectivas de recuperação da Floresta Tropical Atlântica.

**Palavras-Chave:** Mata Atlântica; Floresta Ombrófila Densa; regeneração natural; densidade da madeira; uso da terra.

## ABSTRACT

Tropical Forests, which have high biodiversity and endemism, have suffered over the decades with high rates of deforestation, a reality that has recently resulted in a considerable increase in Secondary Tropical Forests in the world. In the Atlantic Forest biome, there is the second largest Tropical Forest in South America, with a large part consisting of secondary vegetation resulting from natural regeneration after different types of land use. In Tropical Forests, forest regeneration has some similarities after abandoning the land, however due to the peculiarities of the ecosystem and each type of use, a dynamic and complex scenario of regeneration factors and paths persists until this forest reaches levels similar to environments with no history of anthropic use in terms of floristic composition, structure and functionality. In this sense, to increase knowledge about forest regeneration and recovery of its parameters, after different types of land use, it is necessary to integrate new approaches that relate the forest microenvironment, functional attributes and the different strata that make up the vegetation, because these approaches, besides being little explored in scientific studies, can result in new perspectives in relation to the theme. Thus, the general objective of the present work was to address issues related to the tree's floristic composition, structure, relationships with abiotic factors and the recovery of vegetation in areas of Atlantic Tropical Secondary Forest with different land use histories; (1) selective cut (use of low impact), (2) shallow cut (use of intermediate impact) and (3) shallow cut, followed by burning of biomass and establishment of pasture (use of high impact). In the first chapter, the regeneration of the tree component and the correlation with chemical factors and luminosity after different types of land use were analyzed. We conclude that the previous use of selective and shallow cut land in the Atlantic Rain Forest had a considerable recovery after 45 years of natural regeneration in terms of floristic composition and vegetation structure, while the area of regeneration after grazing still shows a small recovery of these parameters. The current tree component between areas with no history of land use and those with different history of use correlates with a gradient of soil nutrient availability combined with differences in humidity and temperature of this abiotic factor. Still in order to understand the differences in vegetation and the influences of abiotic factors in the study areas, the second chapter aimed to assign which parameters of the soil (carbon, saturation by aluminum and temperature) or terrain (slope, aspect and altitude) are more important and their respective relationships in regeneration areas after previous use of selective-cut and pasture land and also areas with no history of previous use, characterized by functional attributes of fruit length, wood density and dispersion syndrome. We conclude that the areas

differ in terms of functional attributes and that, while in the areas of regeneration the most important parameters are edaphic, in the area with no history of land use the importance is greater for attributes of the land, in addition the main negative relationships occurred with parameters of the terrain. To conclude, the last chapter sought to make inferences regarding the recovery of the diversity and density of wood from the analysis of three strata of the tree component of regeneration areas after different types of land use. In this, we conclude that the study of the adult and regenerating strata of the Atlantic Rain Forest was efficient to verify the recovery of these vegetation parameters, where the total recovery of the regeneration after selective and partial cutting in the regeneration after shallow cut was evidenced. The regeneration area after grazing did not recover in any of the strata of the tree component and in this sense an extremely slow recovery of vegetation is expected in the area. The different approaches used in this work proved to be complementary and were important for discerning the relevance of the history of previous land use in assessments and prospects for the recovery of the Atlantic Rainforest.

**Key-words:** Atlantic forest; Dense Ombrophilous Forest; natural regeneration; wood density; land use.

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>15</b>
<b>Objetivo geral e específicos.....</b>	<b>19</b>
<b>Referências bibliográficas .....</b>	<b>21</b>
<b>CAPÍTULO I: REGENERAÇÃO ARBÓREA EM FLORESTA ATLÂNTICA E CORRELAÇÃO COM PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO E LUMINOSIDADE</b>	
<b>Resumo.....</b>	<b>24</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>25</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>26</b>
<b>Materiais e métodos.....</b>	<b>28</b>
<b>Resultados.....</b>	<b>33</b>
<b>Discussão.....</b>	<b>41</b>
<b>Conclusão.....</b>	<b>45</b>
<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>45</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>51</b>
<b>CAPÍTULO II: A RELEVÂNCIA DE PROPRIEDADES DO SOLO E TERRENO EM ATRIBUTOS FUNCIONAIS NA FLORESTA SECUNDÁRIA ATLÂNTICA MONTANA.</b>	
<b>Resumo.....</b>	<b>62</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>63</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>63</b>
<b>Materiais e métodos.....</b>	<b>66</b>
<b>Resultados.....</b>	<b>71</b>
<b>Discussão.....</b>	<b>77</b>
<b>Conclusão.....</b>	<b>80</b>

<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>80</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>85</b>

**CAPÍTULO III: DIVERSIDADE E PERSPECTIVAS DA RECUPERAÇÃO DA FLORESTA SECUNDÁRIA TROPICAL ATLÂNTICA A PARTIR DE AVALIAÇÕES DA DENSIDADE DE MADEIRA**

<b>Resumo.....</b>	<b>93</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>94</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>95</b>
<b>Materiais e métodos.....</b>	<b>97</b>
<b>Resultados.....</b>	<b>99</b>
<b>Discussão.....</b>	<b>105</b>
<b>Conclusão.....</b>	<b>108</b>
<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>108</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>113</b>

<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>115</b>
----------------------------------	------------

## INTRODUÇÃO GERAL

As taxas de regeneração florestal cresceram nos últimos anos (MAYAUX *et al.*, 2005; ASNER *et al.*, 2009) e embora exista a dificuldade de quantificar essas taxas (ASNER *et al.*, 2009), dados reportados a FAO (2010) remetem que apenas 19 nações dentre 106 afirmam possuir mais área de florestas primárias de que florestas secundárias. Neste cenário, o grande número de áreas de floresta secundária ganha destaque a nível global (CHAZDON, 2014).

Dentre os ecossistemas mundiais, as florestas tropicais estão ameaçadas devido aos altos índices de desmatamento observados nas últimas décadas (MAYAUX *et al.*, 2005) e, na atualidade, observa-se um elevado número de áreas secundárias de floresta tropical em diferentes condições de recuperação. As florestas tropicais possuem reconhecimento por sua elevada biodiversidade e endemismo (MYERS, 1988 e 1990; MITTERMEIER *et al.*, 2013), sabe-se que esses ambientes fornecem importantes serviços ecossistêmicos para a humanidade, tais como: biomassa acumulada, água potável, regulação do clima, etc (CHAZDON, 2014). A degradação destes ecossistemas acarretará em consequências negativas a médio e longo prazo na biodiversidade global, clima, etc., justificando a crescente necessidade de ampliarmos nossos conhecimentos a respeito das florestas secundárias formadas a partir da interferência humana nestes ambientes (DENT e WRIGHT, 2009; CHAZDON, 2009; CHAZDON, 2014).

As áreas secundárias de vegetação podem ser definidas como aquelas resultantes de um processo natural de regeneração, em locais onde no passado houve corte parcial ou raso da floresta original para diversos fins (CONAMA Nº 1, 1994; CHAZDON, 2014). Envolve um processo de sucessão secundária em dois níveis ecológicos, comunidade e ecossistemas, e dessa forma possui uma complexidade considerável durante a progressão dos estágios observados até a regeneração da floresta (CHAZDON, 2012).

Para as florestas tropicais a sucessão secundária apresenta algumas similaridades após o abandono da terra sendo estes o estabelecimento e a extinção de ervas, arbustos, árvores pioneiras de ciclo de vida curto e árvores pioneiras de ciclo de vida longo, consecutivamente, além da redução da densidade total de indivíduos e o aumento da biomassa e do volume de madeira (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; CHADZON, 2014). Entretanto, persiste um cenário multi dinâmico e complexo de fatores e caminhos de regeneração que podem resultar em uma variação de décadas ou mesmo séculos para a recuperação da floresta (LIEBSCH *et al.*, 2008), ainda se considerarmos o mesmo tipo florestal ou uma região (WALKER *et al.*, 2010; MESQUITA *et al.*, 2001).

Em partes esse cenário multi dinâmico e complexo de regeneração florestal está relacionado aos fatores que influenciam a estrutura e a diversidade de florestas tropicais

secundárias, como descrevem importantes revisões do tema, como por exemplo: BROWN e LUGO (1990), GUARIGUATA e OSTERTAG (2001), CHAZDON (2008) e NORDEN *et al.* (2011). Dentre estes fatores, aqueles locais (dispersão de sementes, germinação, composição e estrutura do componente arbóreo, etc.) e paisagísticos (fragmentação, fertilidade do solo, complexo de matriz, luminosidade, etc.) podem agir como barreiras em processos como dispersão (HOLL *et al.*, 2000; CHAZDON, 2014) e que são essenciais e agem em vários componentes da vegetação, inclusive o arbóreo. O dossel atual de uma floresta é composto por árvores que iniciaram seu ciclo de vida anos atrás e que mantêm, abaixo de si, os sobreviventes de sucessivos períodos de regeneração (STEVEN e WRIGHT, 2002; LEIGH *et al.*, 2004). Dessa forma, o estudo destes regenerantes é desejável e pode ajudar a compreender como as espécies podem ocupar o estrato arbóreo adulto (BARREIRA *et al.*, 2002; ALVES e METZGER, 2006; COMITA *et al.*, 2007).

Dentre outras possibilidades de abordagens para avaliação da recuperação da floresta durante a regeneração, temos a descrição das comunidades a partir de atributos das espécies pode permitir a extrapolação dos padrões de processos gerais a níveis mais amplos (regional, bioma, etc.), bem como direcionar a respeito sobre a recuperação de seus processos ecológicos, ou seja, as interações entre componentes bióticos e abióticos dos ecossistemas que envolvem transferência de energia ou matéria e que usualmente são estimados em termos de taxas (ANDRADE e ROMERO, 2009). Alterações ao longo de sucessão já foram observadas para diferentes processos ecossistêmicos como biodiversidade, estoque de biomassa, etc. (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; MARIN-SPIOTTA *et al.*, 2007; ANDRADE e ROMERO, 2009) e nas regiões tropicais, pesquisas têm associado às características funcionais das espécies à dinâmica de sucessão secundária pós-distúrbio antrópico (CHAZDON *et al.*, 2010; LEBRIJA-TEJOS *et al.*, 2010; CARREÑO-ROCA BADO *et al.*, 2012).

A Mata Atlântica, uma floresta tropical exuberante e reconhecida mundialmente como um dos maiores centros de biodiversidade do mundo (CAMPANILI e PROCHNOW, 2006; TABARELLI *et al.*, 2010), encontra-se altamente fragmentada devido ao desmatamento (aproximadamente 12.562 hectares nos 17 estados de ocorrência em 2017 - SOS Mata Atlântica e INPE, 2017) ao longo de décadas (GHAZOUL e SHEIL, 2010; REZENDE *et al.*, 2018; Figura 1), sendo o número de áreas secundárias de vegetação expressivo e importante neste bioma (REZENDE *et al.*, 2018). Dessa forma, a segunda maior floresta tropical do continente americano (MORELLATO e HADDAD, 2000) ainda é essencial em termos de conservação da biodiversidade, processos ecossistêmicos e, conseqüentemente serviços ambientais, tornando-

se uma demanda urgente para avançar com o entendimento destas florestas e o processo de regeneração que nelas ocorre (CHAZDON, 2009; CHAZDON, 2014; REZENDE *et al.*, 2018).

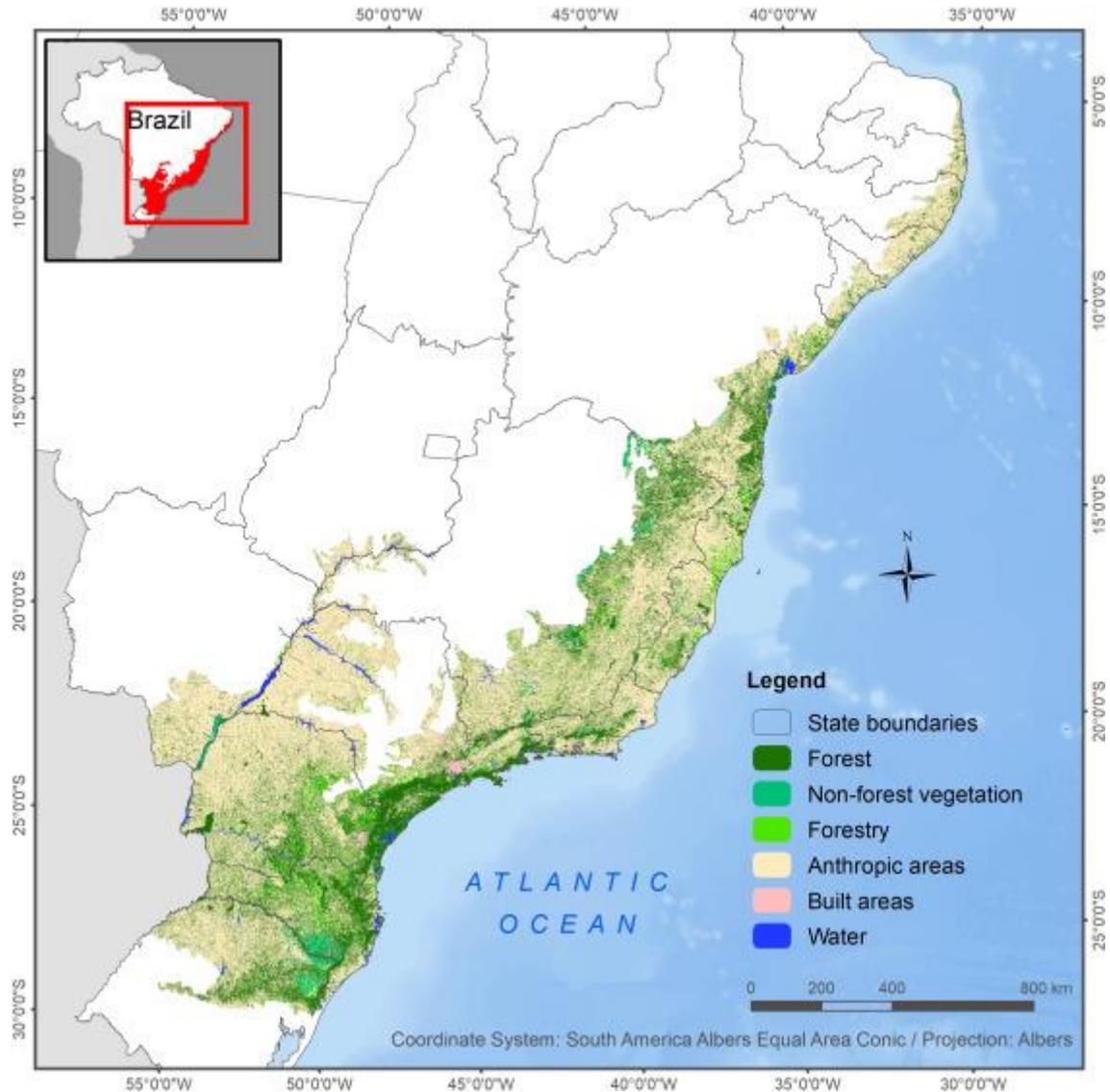


Figura 1. Mapa do bioma da Mata Atlântica com estimados 28% de cobertura de vegetação nativa de acordo com Rezende et al. (2018).

Na Floresta Atlântica montana secundária o estudo pioneiro de KLEIN (1980) e posteriores como de TABARELLI e MANTOVANI (1999) identificaram alguns padrões em relação a recuperação da floresta após o uso da terra como; a dominância dos estádios arbustivo-arbóreos pioneiros, em termos de número de indivíduos, por espécies anemocóricas; similaridades florísticas marcantes em nível genérico com sequências relativamente definidas de substituição; e ocorrência similar a nível de espécies pioneiras e tolerantes a sombra. Entretanto, estudos comparativos entre florestas secundárias com diferentes históricos de uso

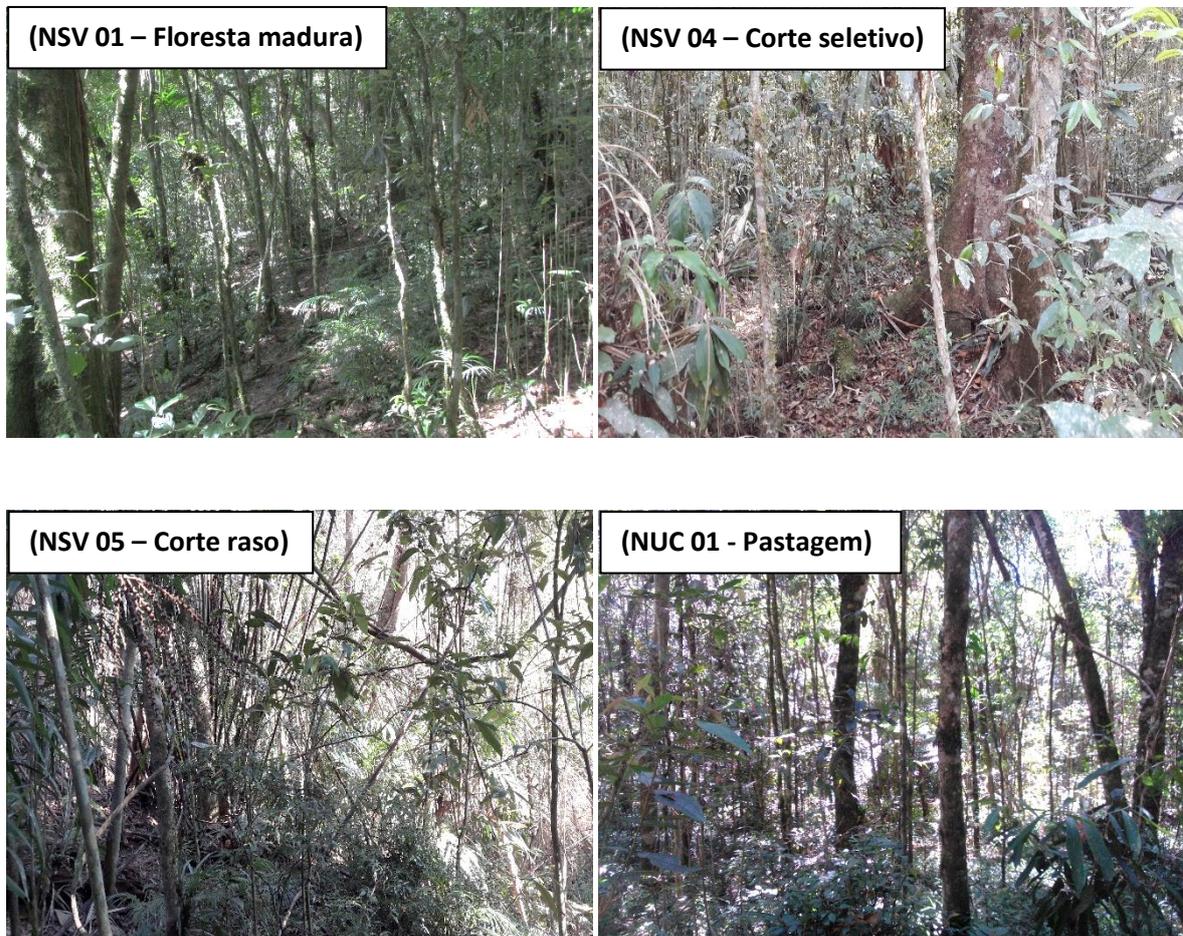
da terra e maduras para verificar a recuperação da vegetação são pouco frequentes e compreender a longo prazo as consequências destas práticas é uma necessidade urgente (SIST *et al.*, 2015).

Verifica-se, diante do exposto, que uma abordagem unificada, na qual se englobe desde a composição florística e estrutura de diferentes estratos do componente arbóreo em Floresta Tropical Atlântica, aliada ao estudo de relações dos fatores locais e paisagísticos com a vegetação, bem como a inclusão de atributos funcionais das espécies relacionados ao processo de regeneração florestal, pode ser fundamental para a compreensão dos vários caminhos de sucessão e dessa forma prever a importância das florestas secundárias como repositórios de biodiversidade tropical e também como fonte de funções e serviços essenciais do ecossistema (ARROY-RODRÍGUER *et al.*, 2015) ou sumidouros de carbono atmosférico (PAN *et al.*, 2011), colocando-as em destaque frente as discussões sobre as mudanças climáticas globais.

### **Área de estudo, objetivo geral e específicos**

As áreas de estudo pertencem a uma fitofisionomia da Mata Atlântica denominada Floresta Ombrófila Densa Montana. Parte destas áreas foram implementadas durante o Projeto Temático Biota Gradiente Funcional (FAPESP 03/12595-7) que teve início em 2005 com o intuito de investigar de maneira multidisciplinar a composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa localizada na região nordeste do Estado de São Paulo, no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM). Posteriormente, para ampliar as áreas de amostragem e consolidar as parcelas permanentes ao longo do gradiente altitudinal (0-1200 m), o programa PELD/CNPq incluiu áreas em 600, 800 e 1200 metros de altitude ainda dentro das dependências do PESM.

Neste trabalho, três áreas são denominadas controle ou floresta madura (NSV 01, NSV 02 e NSV 03), pois não apresentam histórico anterior conhecido de uso da terra. Nestas áreas encontra-se considerável número de árvores de grande porte, uma vegetação com vários estratos, presença de epífitas e algumas lianas. Enquanto outras três áreas possuem diferentes tipos de histórico de uso da terra: NSV 04, teve o histórico de uso da terra de corte seletivo; NSV 05, teve histórico de uso de corte raso seguido de abandono da terra e a área NUC 01 teve histórico de uso da terra de corte raso, seguido por queima de biomassa e estabelecimento de pastagem. Estas áreas com histórico de uso são heterogêneas entre si, algumas já é possível verificar árvores de grande porte, a estratificação da vegetação e a diversidade de formas de vida, todavia em outras áreas ainda não observamos essas condições (Figura 2).



**Figura 2.** Imagens das áreas de Floresta Ombrófila Densa Montana utilizadas neste estudo, todas as áreas são localizadas no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) no estado de São Paulo, Brasil.

Neste contexto, o objetivo principal deste estudo é abordar questões referentes a composição florística, estrutura, relações com fatores abióticos e a recuperação da vegetação em áreas de regeneração de Floresta Tropical Atlântica montana com diferentes históricos de uso da terra; (1) corte seletivo (uso de menor impacto), (2) corte raso (uso de impacto intermediário) e (3) corte raso, seguido de queima de biomassa e estabelecimento de pastagem (uso de grande impacto). Esperamos ampliar o conhecimento sobre a vegetação secundária na Floresta Atlântica, pois estamos na “era das florestas secundárias” (LUGO, 2009) e tais dados poderão ser subsídio para um planejamento adequado do uso da terra e uma política de conservação da natureza.

Para tanto esta tese foi estruturada em três capítulos que cumprirão com os objetivos específicos do trabalho. O primeiro capítulo intitulado “**Regeneração do componente arbóreo**

**em Floresta Secundária Atlântica Montana e correlação com parâmetros químicos do solo e luminosidade**”, busca avaliar a regeneração natural do componente arbóreo (estrato adulto e regenerante) em um gradiente de impacto de uso da terra de Floresta Ombrófila Densa Montana após aproximadamente 45 anos de abandono da terra e sua relação com os fatores abióticos (químicos do solo e luminosidade). A partir dos resultados do primeiro capítulo, buscamos investigar as relação de fatores abióticos e vegetação, sob a perspectiva de atributos funcionais, e dessa forma, o segundo capítulo **“A relevância de propriedades do solo e terreno em atributos funcionais na Floresta Secundária Atlântica Montana”** foi elaborado para investigar as estratégias ecológicas das espécies através de atributos funcionais em dois tipos uso da terra (corte seletivo, menor impacto e pastagem, maior impacto) bem como quantificar quais fatores abióticos, de solo ou terreno, influenciam a composição destes atributos nos trechos florestais. Para finalizar, o último capítulo intitulado **“Diversidade e perspectivas da recuperação da Floresta Secundária Tropical Atlântica a partir de avaliações da densidade de madeira”** teve por objetivo fazer uma previsão a respeito do futuro dos trechos de regeneração após cada tipo de uso da terra (corte seletivo – uso de menor impacto, corte raso – uso de impacto intermediário e pastagem – uso de grande impacto) a partir da avaliação do atributo funcional de densidade da madeira e diversidade encontrados no estrato adulto e regenerante do componente arbóreo das áreas.

### Referências bibliográficas

- ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande Cotia, SP. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 1-26, 2006.
- ASNER, G. P. et al. A contemporary assessment of change in humid tropical forest. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 23, p. 1386-95, 2009.
- BARREIRA, S.; SCOLFORO, J. R. S.; BOTELHO, S. A.; MELLO, J. M. Estudo da estrutura da regeneração natural e da vegetação adulta de um cerrado sensu stricto para fins de manejo florestal. **Scientia Forestalis**, [s. l.], v. 61, p. 64-78, 2002.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. "Tropical Secondary Forests". **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.
- CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica: uma rede pela floresta**. Brasília: RMA, 2006.
- CARREÑO-ROCABADO, G. et al. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 100, n. 6, p. 1453-1463, 2012.
- CHAZDON, R. L. **Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation**. University of Chicago Press, Chicago, IL, 2014.
- CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Ciências Naturais. [s. l.], v.7, n 3, p. 195-218, 2012.
- CHAZDON, R. L. et al. Composition and Dynamics of Functional Groups of Trees During Tropical Forest Succession in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, [s. l.] v. 42, n. 1, p. :31-40, 2010.
- CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.
- CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. *In*: CARSON W. P.; SCHNITZERL, S. A. (eds). **Tropical forest community ecology**. Wiley-Blackwell, West Sussex, p. 384-408, 2008.
- CONAMA N° 1, 1994. Definir vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica e para efeito de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração de recursos florestais no Estado de São Paulo.
- DENT, D. H.; WRIGHT, S. J. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 142, p. 2833-2843, 2009.
- FAO, Global Forest Resources Assessment. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy, 2010.
- GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecol. Manag.**, [s. l.], v. 148, p. 185-206, 2001.

GHAZOUL, J.; SHEIL, D. **Tropical rain forest: Ecology, diversity, and conservation.** Oxford University Press, Oxford. 2010.

HOLL K. D. et al., 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, 8:339-349.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 229–242, 1999.

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

LEBRIJA-TREJOS, E. et al. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a speciesrich tropical system. **Ecology**, [s. l.], v. 91, n. 2, p. 386-398, 2010.

LEIGH, E. G. J. et al. Why Do Some Tropical Forests Have So Many Species of Trees?. **Biotropica**, [s. l.], v. 36, n. 4, p. 447-473, 2004.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 141, p. 1717-1725, 2008.

LUGO, A.E. The emerging era of novel tropical forests. **Biotropica**, [s. l.], v.41, p. 589-591, 2009.

MARIN-SPIOTTA, E.; OSTERTAG, R.; SILVER, W. L. Long-term patterns in tropical reforestation: plant community composition and aboveground biomass accumulation. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 17, p. 828–839, 2007.

MAYAUX, P. et al. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, [s. l.], v. 360, p. 373-384, 2005.

MESQUITA, R. C. G.; ICKES, K.; GANADE G.; WILLIAMSON, G. B. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 89, n. 4, p. 528-537, 2001.

MITTERMEIER, R.; SCARANO, F. Ameaças globais à biodiversidade de plantas. *In: MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. Livro vermelho da Flora do Brasil*, v. 1, p. 20-26, 2013.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** Lawrence, v.32, p.786-792, 2000.

MYERS, N. Threatened biotas: "hot spots" in tropical forests. *Environmentalist*, v. 8, n. 3, p. 187-208, 1988.

MYERS, N. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. **Environmentalist**, v.10, p. 243–256, 1990.

- NORDEN, N. et al. Contrasting Community compensatory trends in alternative successional pathways in central Amazonia. **Oikos**, [s. l.], v. 120, n. 1, p. 143-151, 2011.
- PAN, Y. D. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, [s. l.], v. 333, p. 988–993, 2011.
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 16, n. 4, p. 208-214. 2018.
- SIST, P. et al. The tropical managed forests observatory: a research network addressing the future of tropical logged forests. **Appl. Veg. Sci.**, [s. l.], v. 18, p. 171–174, 2015.
- SOS Mata Atlântica e INPE. 2017 [Internet]. Novos dados sobre a situação da Mata Atlântica. Disponível em: <httphttps://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes/>. Acesso em 16 de dezembro de 2017.
- STEVEN, S. D.; WRIGHT, S. J. Consequences of variable reproduction for seedling recruitment in three neotropical tree species. **Ecology**, [s. l.], v. 83, n. 8, p. 2315-2327, 2002.
- TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, [s. l.], v.143, p. 2328-2340. 2010.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo - Brasil). **Rev. Bras. Biol.**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.
- WALKER, et al. The use of chronosequences in studies of ecological succession in soil development. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 98, p. 725-36, 2010.

## CAPÍTULO 1

### REGENERAÇÃO ARBÓREA EM FLORESTA ATLÂNTICA E CORRELAÇÃO COM PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO E LUMINOSIDADE

#### **Resumo**

A regeneração natural nas florestas tropicais é influenciada pelo tipo de uso prévio da terra de acordo com sua intensidade, extensão e duração, e como consequência observa-se alterações na composição e estrutura da vegetação, bem como, no microambiente das florestas. Não se sabe ao certo a quantidade de regeneração natural no bioma da Mata Atlântica, mas considerando seu nível de devastação, essa vegetação secundária assume um papel como mantenedora de biodiversidade e funcionalidade nestes ecossistemas. O objetivo do trabalho foi avaliar a regeneração natural do componente arbóreo (estrato adulto e regenerante) em um gradiente de impacto de uso da terra de Floresta Ombrófila Densa Montana e sua relação com os fatores abióticos (químicos do solo e luminosidade). Para tanto, estudou-se o componente arbóreo dividido em dois estratos: adulto e regenerante com, respectivamente,  $\geq 4,8$  cm e  $\geq 2$  até  $< 4,8$  cm de diâmetro à altura do peito como critério de inclusão. Ambos os estratos foram levantados em seis parcelas de um hectare divididas em 100 subparcelas de 10 x 10 m (seis hectares para o estrato adulto e 0,6 hectares para o estrato regenerante), sendo: três em parcelas sem histórico de uso da terra e três com diferentes tipos de histórico (corte seletivo, corte raso e pastagem). A coleta de solo ocorreu em 16 subparcelas através de tradagem e optou-se pela investigação de parâmetros químicos, enquanto a tomada de fotografia de dossel ocorreu em 30 subparcelas, ambos de forma padronizada em quatro parcelas: uma área sem histórico de uso, uma de regeneração após corte seletivo, uma de regeneração após corte raso e uma de regeneração após pastagem. Para ambos os estratos foram calculados os parâmetros fitossociológicos. Adicionalmente o estrato arboreo adulto foi investigado através da classe de diâmetros e curva de acumulação de espécies. Para investigar a composição florística das parcelas optou-se por uma análise de similaridade e uma ordenação para verificar as relações com os parâmetros abióticos propostos. No total, as áreas somaram 10.032 indivíduos vivos no estrato adulto, distribuídos em 46 famílias, 159 gêneros e 487 espécies, enquanto o estrato regenerante somou 1.114 indivíduos vivos, distribuídos em 25 famílias, 81 gêneros e 182 espécies. Verificou-se através dos dendogramas e comparação da estrutura que as áreas com histórico de corte seletivo e raso apresentaram composição florística e estrutura da vegetação mais semelhantes as áreas sem histórico de uso da terra após aproximadamente 45 anos de regeneração. Entretanto, a área

de regeneração com histórico de pastagem não é similar às áreas sem histórico de uso da terra. As áreas de regeneração são principalmente correlacionadas a um gradiente de disponibilidade de nutrientes do solo, aliada as diferenças de umidade e temperatura deste fator abiótico. A luminosidade apresentou menor correlação que se esperava com as áreas de regeneração. Esses resultados demonstram a importância de avaliações de áreas com histórico de uso da terra na Floresta Tropical Atlântica para compreender sua dinâmica, que permitam direcionar ações necessárias para a regeneração destes ambientes.

**PALAVRAS-CHAVE:** Floresta Ombrófila Densa; Regeneração florestal; Floresta Tropical.

### **Abstract**

The natural regeneration in tropical forests is influenced by the type of previous use of the soil with its intensity, extension and duration, and as a consequence, changes are observed in the composition and structure of the vegetation, as well as in the microenvironment of the forests. It does not know what is the amount of natural regeneration in the Atlantic Forest biome, but considering the level of devastation, this secondary vegetation assumes a role in maintaining biodiversity and ecosystem changes. The objective of the work was to evaluate the natural regeneration of the tree component (adult and regenerating strata) in a gradient of land use impact of Montana Rainforest and its relationship with abiotic factors (soil chemicals and luminosity). For this purpose, the tree component divided into two strata was studied: adult and regenerating with  $\geq 4.8$  cm and  $\geq 2$  up to  $< 4.8$  cm in diameter at chest height, as an inclusion criterion. Both strata were surveyed in six plots of a hectare divided into 100 subplots of 10 x 10 m (six hectares for the adult stratum and 0.6 hectares for the regenerating stratum), being: three in plots with no history of land use and three with different types of history (selective cut, shallow cut and pasture). Soil collection took place in 16 subplots and a canopy photograph was taken in 30 subplots, both in a standardized way in four plots: an area with no history of use, one of regeneration after selective cutting, one of regeneration after shallow cutting and one of regeneration after pasture. For both strata, phytosociological parameters were calculated. In addition, the adult tree stratum was investigated through the diameter class and species accumulation curve. To investigate the floristic composition of the plots, we opted for a similarity analysis and an ordering to verify the relationships with the proposed abiotic parameters. In total, the areas totaled 10,032 live individuals in the adult stratum, distributed in 46 families, 159 genera and 487 species, while the regenerating stratum totaled 1,114 live

individuals, distributed in 25 families, 81 genera and 182 species. It was found that areas with a history of selective and shallow cut show floral composition and vegetation structure similar to areas with no history of land use after approximately 45 years of regeneration. However, a regeneration area with a pasture history is not similar to areas without a history of land use. As the areas of regeneration are mainly correlated to a gradient of soil nutrient availability, combined with differences in temperature and temperature of this abiotic factor. The luminosity has less correlation than expected with regeneration areas. These results demonstrate the importance of areas with a history of land use in the Tropical Atlantic Forest to understand their use, which allow directing actions necessary for the regeneration of these environments.

**KEW-WORDS:** Dense Ombrophylous Forest; Forest regeneration; Tropical forest.

## **Introdução**

O número de áreas secundárias de vegetação aumentou nas últimas décadas (ASNER *et al.*, 2009), sendo que, nos trópicos, estima-se que ao menos 80% das nações possuem uma maior cobertura de florestas secundárias em relação a áreas prístinas (CHAZDON, 2014). As florestas tropicais possuem uma complexa estrutura vertical, um elevado número de espécies e uma vasta e intrincada rede de interações biológicas (CHAZDON e ARROYO, 2013). Tais características tornam esses ecossistemas vulneráveis às mudanças do uso do solo e na cobertura da terra, como já observados em muitos estudos de florestas secundárias com diferentes tipos de histórico de uso (e.g.: CHAZDON, 2014; JAKOVAC *et al.*, 2015).

A segunda maior floresta tropical da América do Sul está localizada no bioma da Mata Atlântica (MORELLATO e HADDAD, 2000), em que se concentra grande parte da população brasileira e uma economia pautada em intensa urbanização e industrialização (BRASIL, 2010). Novas estimativas apontam que restam 28% de vegetação nativa no bioma da Mata Atlântica (REZENDE *et al.*, 2018), sendo grande parte constituída por vegetação secundária desconectada de outros fragmentos florestais (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2017), envoltas por uma matriz composta por áreas degradadas, pastagem, agricultura, monoculturas (*Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp.) ou áreas urbanas (BRASIL, 2010; JOLY *et al.*, 2014).

Na história de destruição da Mata Atlântica, o Estado de São Paulo perdeu cerca de 80% da sua cobertura no decorrer de 100 anos, devido a expansão da cultura do café e industrialização (BRASIL, 2010). Os cortes seletivos ou rasos foram práticas comum, este último podendo ser seguido do abandono ou da queimada dos resíduos para o estabelecimento de plantações ou expansão de pecuária (BRASIL, 2010). Essas práticas possuem características

distintas e deste modo alteram de forma diferente os fatores limitantes da recuperação florestal, conforme relatos de importantes revisões (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; LUGO, 2009; CHAZDON, 2012).

Após a exploração comercial, muitas áreas são abandonadas possibilitando a regeneração secundária. O tipo de uso prévio da terra define a intensidade, a extensão e a duração, sendo estes os fatores destacados como influenciadores da regeneração de florestas tropicais, que podem causar alterações na composição e estrutura da comunidade resultando em variações na trajetória e na taxa de recuperação da floresta (CHAZDON, 2014). Em áreas com maior intensidade de distúrbio ou alto impacto de uso da terra, estudos focados na composição e estrutura da vegetação em regiões tropicais já foram capazes de observar o decréscimo de biomassa (LAWRENCE *et al.*, 2010), mudanças na composição de espécies (LAWRENCE, 2005; DE AVILA *et al.*, 2015; HU *et al.*, 2018; ROZENDAAL *et al.*, 2019), maior taxa de recrutamento ou crescimento de espécies pioneiras (MCKINNEY e LOCKWOOD, 1999; PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008; VILLEGAS *et al.*, 2009) e maior dominância por espécies invasoras (SCHNEIDER e FERNANDO, 2010).

Além das alterações na composição e estrutura da vegetação, o uso prévio da terra também causa alterações significativas no microambiente da floresta (HOLL, 1999), pois altera os atributos abióticos que estão relacionados ao estabelecimento da vegetação, como: luz, disponibilidade de nutrientes e umidade do solo, temperatura, etc. (CONNELL e SLATYER, 1977; CHAZDON, 2014). Esses atributos podem apresentar importância relativa variada espacialmente (disponibilidade de recursos ou *stress*) ou temporalmente (sucessão florestal) e, dessa forma, para se compreender a relação destes atributos com a regeneração natural, é requerida uma ampla compreensão da comunidade vegetal (CHAZDON, 2014).

Vários fatores abióticos como água (BAILLIE, 1996), disponibilidade de luz (CLARK *et al.*, 1996), mudanças estruturais e químicas do solo (BAILLIE, 1996; HOLL, 1999) são variáveis durante a regeneração de florestas tropicais (CHAZDON, 2014), permanecendo uma lacuna que demanda mais estudos principalmente em áreas secundárias com diferentes históricos de uso da terra. As generalizações nesta área de conhecimento se tornam difíceis por causa das diferenças de locais de fatores abióticos, tipo de uso da terra e métodos de pesquisa (BAILLIE, 1996).

Neste trabalho, avaliou-se a regeneração do componente arbóreo (estrato adulto e regenerante) em um gradiente de impacto de uso do solo de Floresta Ombrófila Densa Montana com histórico de corte seletivo (uso de menor impacto), corte raso (uso de impacto intermediário) e pastagem (uso de alto impacto), que se encontram em regeneração natural há

cerca de 45 anos e sua relação com os fatores abióticos em comparação a trechos que não possuem histórico de uso da terra. Para tanto, buscou-se responder: (1) após 45 anos de regeneração natural quais as diferenças em relação a composição florística e estrutura da vegetação entre os trechos com diferentes históricos de uso da terra?, (2) qual dos estratos das áreas com histórico de uso da terra é mais semelhante ao das áreas sem histórico de uso da terra e, (3) quais atributos abióticos estudados estão mais correlacionados com a atual composição das áreas que possuem histórico de uso da terra.

A capacidade de regeneração da floresta tropical é alta diante da existência de fontes de propágulos, pouca severidade no uso do solo antes do abandono da área e boas condições dos fatores para a colonização local (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; HU *et al.*, 2018). Como a recuperação da vegetação é um processo temporal e novas espécies devem chegar à comunidade, principalmente em uma matriz florestal onde espera-se abundância de propágulos, espera-se que o estrato regenerante das florestas com histórico de uso da terra é mais similar aquelas sem histórico de uso do que o estrato arbóreo e, adicionalmente, a relação com os fatores abióticos também será diferente, no qual, as áreas com maior severidade de uso do solo devem relacionar-se a fatores de luz e temperatura enquanto outras com fatores químicos do solo (BAILLIE, 1996).

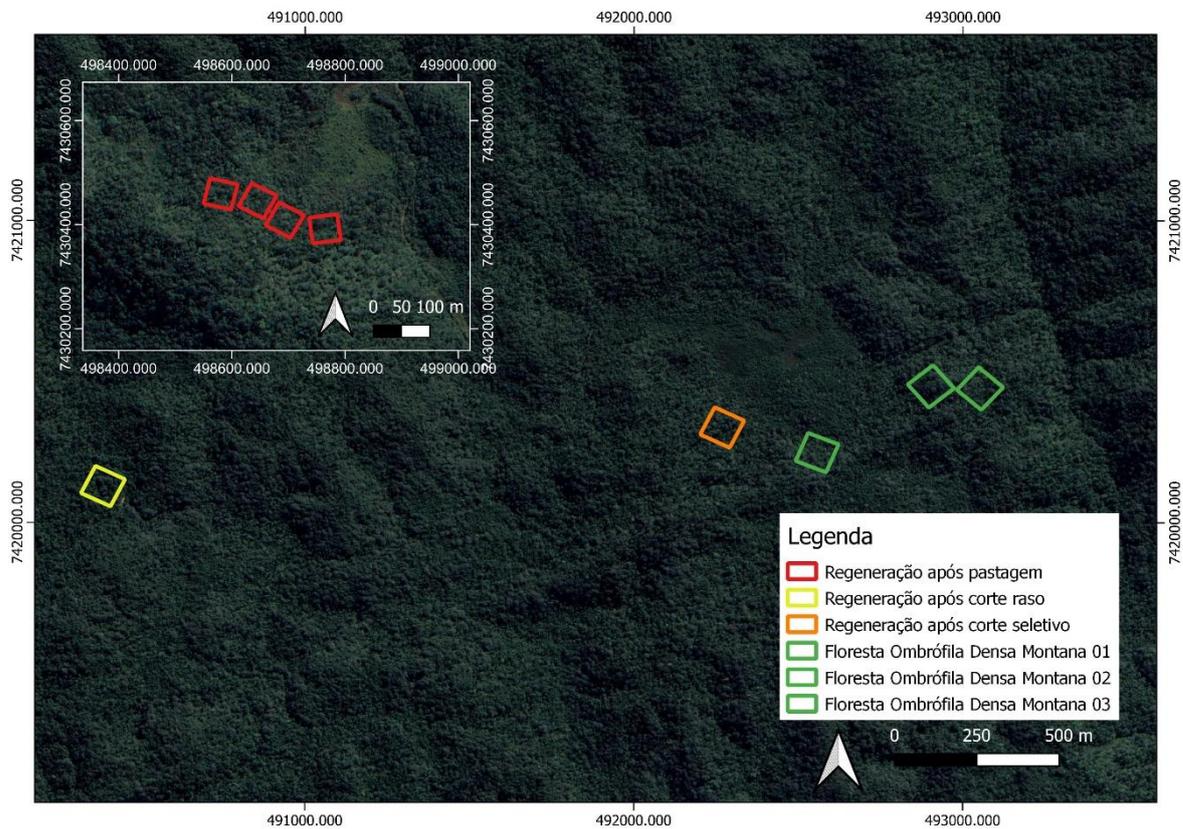
## **Material e Métodos**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado em dois Núcleos do Parque Estadual da Serra do Mar – PESM do estado de São Paulo (Figura 1). O Núcleo Santa Virgínia (23°17' - 23°24'S e 45°03' - 45°11'O), que conta com uma sede administrativa localizada às margens do Rio Paraibuna, encontra-se em grande parte no município de São Luiz do Paraitinga e possui aproximadamente 17.000 hectares com ampla variação de altitude de 740 a 1.600 m (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2006). Ao norte, situa-se o Núcleo Cunha (23°13' - 23°16'S e 45°02' - 45°05'O) que abrange uma área de 6.500 hectares, estabelece divisas com o Núcleo Santa Virgínia, estando localizado nas cabeceiras do Rio Paraibuna e na margem direita do Rio Paraíba do Sul a aproximadamente 1.100 m de altitude (SILVA *et al.*, 2005).

Nas áreas montanhosas do PESM o relevo possui ondulações até se tornar fortemente escarpado com vales e vertentes retilíneas em alguns pontos. Nestas condições os solos também apresentam variações com predominância de Cambissolo e registros de Gleissolos e Neossolos (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2006). Segundo a classificação climática de Köppen, o clima predominante da região é do tipo Cwa ou seja, tropical de altitude, com chuvas no verão e seca

no inverno, com a temperatura média do mês mais quente superior a 22°C (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2006). Nestes Núcleos, a vegetação predominante é classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana (senso VELOSO *et al.*, 2012) mas também existem áreas de florestas secundárias que se desenvolveram após o uso e abandono das terras.



**Figura 1.** Mapa de localização das áreas de estudo de Floresta Tropical Atlântica com histórico de corte raso seguido de pastagem (NUC 01 – vermelho), corte raso (NSV 05 – amarelo), corte seletivo (NSV 04 – laranja) e áreas maduras ou sem histórico de uso registrado (NSV 01, 02 e 03 – verde) no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), estado de São Paulo, Brasil.

No contexto do presente estudo, seis parcelas permanentes de 1 hectare (100 x 100 m subdividido em 100 subparcelas de 10 x 10 m) foram selecionadas sendo três localizadas em áreas sem histórico conhecido de uso da terra (NSV 01, 02 e 03) e três áreas com diferentes históricos de uso (NSV 04 – corte seletivo de madeira; NSV 05 – corte raso seguido de abandono da terra; e NUC 01 – corte raso seguido de pastagem). Todas as áreas possuem aproximadamente 45 anos de abandono de uso da terra. Devido a condições do terreno, a área NUC 01 foi estabelecida em quatro blocos de 0,25 ha (total de 1 ha em quatro blocos de 25 subparcelas de 10 x 10 m) as demais áreas foram estabelecidas em 100 subparcelas contínuas.

As parcelas estão inseridas em uma matriz de paisagem florestal e se encontram na cota de 1000 – 1100 m de altitude. As áreas NSV 01, NSV 04 e NSV 05 foram previamente levantadas quanto a estrutura e florística do componente arbóreo adulto, cujos resultados foram publicados em Padgurschi *et al.* (2011) e Marchiori *et al.* (2016). As demais áreas NUC 01 e NSV 03 são dados inéditos bem como o levantamento do estrato regenerante das áreas.

### **Levantamento do componente arbóreo e parâmetros abióticos**

Para cumprir com os objetivos propostos o componente arbóreo das áreas de estudo foi dividido em estrato adulto e estrato regenerante baseado em classes de diâmetro à altura do peito (DAP), ou seja, não se considerou a maturidade reprodutiva dos indivíduos.

O levantamento do estrato arbóreo adulto nas áreas, ocorreu em 2015/2016 seguindo o mesmo critério de inclusão estabelecido para outras parcelas permanentes do projeto Biota Gradiente Funcional (JOLY *et al.*, 2012), ou seja, foram amostrados, medidos e numerados todos os indivíduos vivos com DAP (diâmetro à altura do peito)  $\geq 4,8$  cm que incluem árvores, palmeiras e fetos arborescentes e seus caules perfilhados desde que com DPA mínimo de inclusão. Os indivíduos mortos em pé também foram incluídos a partir dos mesmos critérios. A altura dos fetos arborescentes usamos as medidas estimadas visualmente em campo, já para os indivíduos arbóreos foi estimada a partir da equação sugerida por Scaranello *et al.* (2012) onde, DAPT = diâmetro à altura do peito (cm):

$$\text{Altura} = 27.188 * (1 - \text{EXP}(-0.091 * (\text{DAPT}^{0.738})).$$

Para o levantamento do estrato regenerante foram sorteadas dez subparcelas de 10 x 10 m em cada parcela de 1 ha (NSV 01 – sem histórico de uso da terra ou; NSV 04 – corte seletivo de madeira; NSV 05 – corte raso e abandono da terra e NUC 01 – corte raso seguido de pastagem) e realizou-se o censo nos anos de 2015/2016, no qual, foram numerados e amostrados, todos os indivíduos vivos e seus caules perfilhados que incluem árvores, palmeiras e fetos arborescentes com DAP (diâmetro à altura do peito)  $\geq 2$  até  $< 4,8$  cm mínimo. Também foram levantados os indivíduos mortos em pé que apresentaram o DAP de inclusão dos regenerantes. Diferentemente do estrato adulto, este estrato teve a altura de todos os indivíduos estimada visualmente no momento da coleta de ramos.

Os procedimentos para coleta do material botânico e distribuição do material testemunho são descritas em Joly *et al.* (2012). As espécies foram listadas por famílias e gêneros segundo Angiosperm Phylogeny Group (APG III, 2016) e a nomenclatura seguiu o proposto

em The International Plant Names Index ([www.ipni.org](http://www.ipni.org)) e Flora do Brasil 2020 (<http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br>). Quando a identificação de uma morfoespécie possuía indivíduos confirmados e a confirmar (aff. ou cf.), dentro da mesma parcela, optou-se por agrupar todos os indivíduos no mesmo táxon.

As análises fitossociológicas e os descritivos utilizados são os usuais para esse tipo de trabalho: densidade, frequência, abundância, dominância, índices de valor de importância (IVI) e índice de valor de cobertura (IVC). Foram calculados os índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e de equabilidade de Pielou (J) (BROWER e ZAR, 1984). Optou-se pelo programa Fitopac 2.1 (SHEPHERD, 2010) para todas as análises fitossociológicas que foram utilizadas para avaliar a estrutura dos estratos adulto e regenerante do componente arbóreo. Para complementar a avaliação da estrutura do estrato adulto, os indivíduos foram agrupados em classes de diâmetro (FELFILI *et al.*, 2011) e a riqueza de espécies foi comparada por meio de curvas de rarefação (IC 95%) em três medidas do número de Hill da ordem  $q$ : riqueza de espécies ( $q = 0$ ), diversidade de Shannon ( $q = 1$ , o exponencial da entropia de Shannon) e diversidade de Simpson ( $q = 2$ , o inverso da concentração de Simpson) usando-se o pacote iNEXT baseada em Chao *et al.* (2014) no software R (R CORE TEAM, 2019).

Para investigação de parâmetros edáficos foram coletadas amostras deformadas de solo em superfície (0-30 cm) em 16 subparcelas em quatro parcelas (NSV 01 – área sem histórico de alteração, NSV 04 – corte seletivo, NSV 05 – corte raso e NUC 01 – corte raso e pastagem), equidistantes 20 m (Figura 2). Todas as amostras foram secas ao ar, separadas de materiais vegetais e pedras, homogeneizadas, moídas e peneiradas (2mm) para as análises químicas posteriores, que foram realizadas para a obtenção dos seguintes atributos: Soma de bases trocáveis (SB); Capacidade de troca de cátions (CTC); Saturação da CTC por bases (V) e Saturação por Alumínio (M). Os materiais de solo preparados foram enviados ao Laboratório de Fertilidade do Solo do Instituto Agrônomo e analisados seguindo os métodos propostos no manual de análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais (RAIJ *et al.*, 2001). Foram registradas também mensalmente, nos mesmos pontos de coleta, a umidade do solo com um sensor de umidade com haste de 20cm (Campbell Scientific) e a temperatura com termômetro de umidade com haste de 20cm (Incoterm).

Adicionalmente, a abertura do dossel das áreas foi acompanhada ao longo do ano através de fotografias hemisféricas que foram tomadas a 1m de altura do solo em 30 subparcelas distribuídas sistematicamente em cada parcela a cada três meses (set/16 – ago/17) e as imagens capturadas foram analisadas com os softwares SideLook 1.1 (NOBIS e HUNZIKER, 2005), para binarização automáticas, e Gap Light Analyzer (FRAZER *et al.*, 1999), onde foi possível

estimar: porcentagem de abertura do dossel, índice de área foliar para área central da fotografia, índice de área foliar para a área total da fotografia e porcentagem de luz direta, difusa e total transmitida.

### **Análises multivariadas**

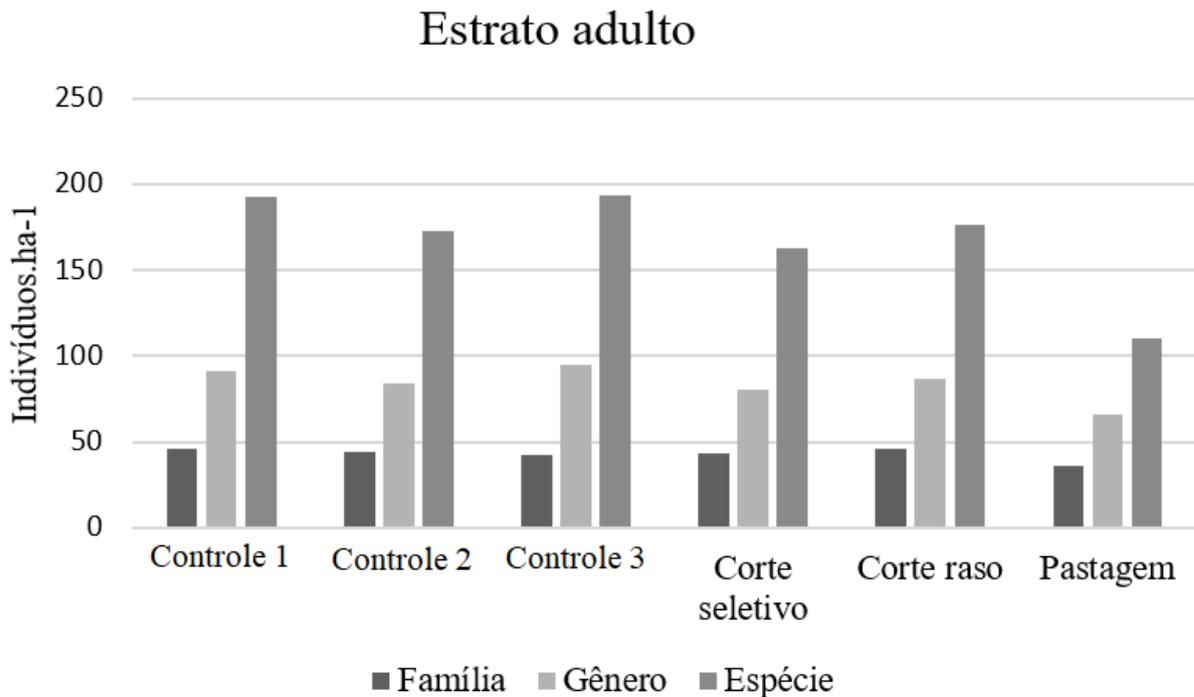
Para a análise de similaridade (cluster) foram construídas quatro matrizes (duas para estrato adulto e duas para o estrato regenerante): uma de presença e ausência (qualitativa) e outra com abundância absoluta (quantitativa) das espécies de todas as parcelas. Nesta análise optou-se por agrupar os indivíduos identificados e aqueles com identificação a confirmar (aff. ou cf.) que ocorriam em parcelas diferentes e excluir as morfoespécies identificadas apenas até nível de família e gênero. Para os dados qualitativos foi usado o coeficiente de Jaccard e para os quantitativos o de Bray Curtis e, em ambos os casos, a média de grupo como método de ligação.

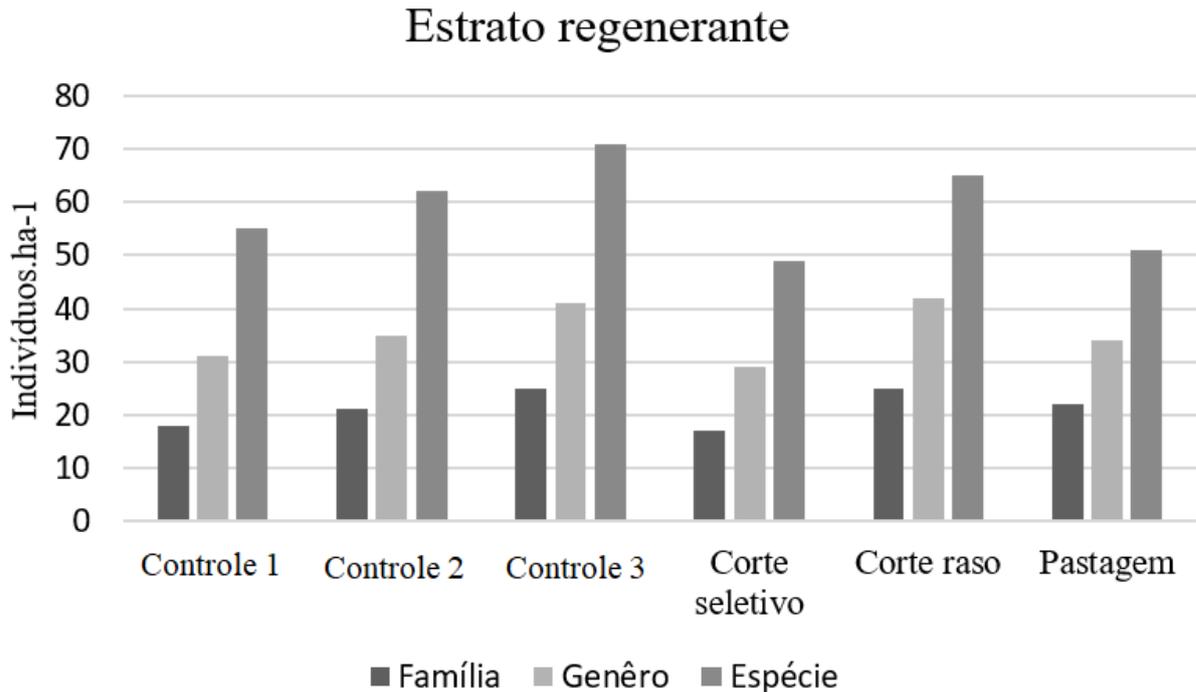
Agrupou-se, em uma matriz de dados abióticos, as variáveis de solo e luminosidade de 30 subparcelas para o estrato adulto (total de 120 subparcelas) e 10 subparcelas para o estrato regenerante (total de 40 subparcelas) das áreas NSV 01, NSV 04, NSV 05 e NUC 01, para tanto foram assumidos os valores de parâmetros de solo mais próximos das subparcelas com fotos hemisféricas. Para a temperatura e umidade do solo e luminosidade utilizou-se a diferença entre máximo e mínimo das medidas, considerando-se quatro medidas (1 ano) e para caracterizar o tipo de uso da terra de cada área uma variável categórica foi criada (dist. 1= sem registro de uso, 2= corte seletivo, 3= corte raso e 4= pastagem). Foi realizada uma (PCA) com todas variáveis ambientais (total de 24 variáveis) para ponderar a respeito das variáveis redundantes e evitar a multilinearidade, pois, muitas variáveis podem ser complementares e não acrescentar significado físico-ambiental ao estudo além do já apresentado por outras (GOTELLI e ELLISON, 2011).

Paralelamente, construiu-se duas matrizes de vegetação, uma do estrato regenerante (mínimo de 5 indivíduos registrados por espécie) e outra do adulto (mínimo de 10 indivíduos registrados por espécie) das subparcelas com variáveis ambientais utilizando-se a abundância absoluta das espécies. Uma análise de CCA foi realizada com a nova matriz ambiental para indivíduos adultos e regenerantes separadamente, com teste de permutação de Monte Carlo (999 permutações), o qual verifica a significância das correlações entre as variáveis ambientais e as espécies. Todas as análises multivariadas foram realizadas com o auxílio dos programas Fitopac 2.1 (SHEPHERD, 2010).

## Resultados

As seis áreas de Floresta Atlântica Montana somaram um total de 10.032 indivíduos vivos no estrato adulto (348 fetos arborescentes e 1.694 palmeiras), distribuídos em 46 famílias, 159 gêneros e 487 espécies (Figura 2). Por sua vez, o estrato regenerante teve um total de 1.114 indivíduos vivos (130 palmeiras), distribuídos em 25 famílias, 81 gêneros e 182 espécies. As árvores mortas em pé representaram 988 indivíduos no estrato adulto (9,8% dos indivíduos vivos) e 76 no estrato regenerante (6,8% dos indivíduos vivos). Dentre o total de indivíduos amostrados em ambos os estratos, apenas 135 não puderam ser identificados, pois estavam senescentes e não apresentavam folhas, ou morreram antes da coleta dos ramos, ou ainda, eram muito altos e não puderam ser alcançados.





**Figura 2.** Número de famílias, gêneros e espécies encontradas no estrato adulto e regenerante de seis hectares de Floresta Tropical Atlântica, três áreas de floresta sem histórico de uso da terra (Controles 1, 2 e 3, respectivamente NSV 01, 02 e 03) e três áreas com diferentes históricos (corte seletivo - NSV 04, corte raso - NSV 05 e pastagem - NUC 01), no Parque Estadual da Serra do Mar - SP.

As famílias Myrtaceae com 98 espécies no total (máximo de 46 spp. – área controle 1 e 3 e mínimo de 13 spp. – área pastagem) e Lauraceae com 58 espécies (máximo de 37 spp. – controle 3 e mínimo de 12 spp. - pastagem) foram as mais ricas do estrato adulto em todas as parcelas. A família Monimiaceae foi a terceira mais rica, isoladamente, em duas áreas controles (NSV 01 e 02) enquanto na área controle 3 as famílias Monimiaceae, Fabaceae e Rubiaceae dividiram essa terceira posição. Quatro famílias compartilharam a terceira maior riqueza na área de corte seletivo (Monimiaceae, Fabaceae, Rubiaceae e Melastomataceae), enquanto Melastomataceae e Asteraceae ocuparam essa posição nas áreas após corte raso e corte raso seguido de pastagem, respectivamente.

Para o estrato regenerante a família Myrtaceae foi a mais rica em espécies para todas as áreas (máximo de 19 spp. – área controle 1 e mínimo de 9 spp. – área pastagem), enquanto Lauraceae foi a segunda mais rica (controle 3 e pastagem) ou terceira (controle 1 e 2, corte raso e corte seletivo). Monimiaceae apresentou maior riqueza em comparação ao estrato adulto e está citada como segunda mais rica em três áreas (controle 1 e 2 e corte seletivo), entretanto, não é citada na área de pastagem e apresentou ser a terceira mais rica juntamente com Lauraceae

na área de corte raso. Além destas famílias citadas, Rubiaceae (6 spp.) foi a segunda mais rica na área de corte raso e as famílias Euphorbiaceae e Primulaceae (4 spp. cada) dividiram a terceira posição entre as famílias com maior número de espécies na área de pastagem.

Já em relação ao índice de valor de importância (IVI), o estrato adulto apresentou grande similaridade entre as áreas maduras e a área com corte seletivo, com prevalência das famílias: Arecaceae, Lauraceae e Myrtaceae, e entre as áreas de corte raso e pastagem prevaleceram as famílias: Euphorbiaceae e Lauraceae. Essencialmente, as famílias com elevado IVI no estrato adulto, também tiveram elevados valores de índice no estrato regenerante da maioria das áreas, entretanto algumas famílias não citadas anteriormente, Monimiaceae (NSV 01 02 e 04) e Nyctaginaceae (NSV 02) também apresentaram elevado valor de IVI em alguns trechos florestais.

Cinco espécies tiveram o maior índice de valor de importância (IVI) no estrato arbóreo adulto (Anexo 1): *Euterpe edulis* Mart. (maior índice nas áreas controle 01, 02, 03 e área após corte seletivo; segundo maior índice em área após corte raso), *Chrysophyllum viride* Mart. & Eichler (segundo maior índice em controle 01, 02, 03), *Alsophila sternbergii* (Sternb.) D.S.Conant (segundo maior índice em corte seletivo); *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg (maior índice em corte raso e segundo em pastagem) e *Sapium glandulosum* (L.) Morong (maior índice em área após pastagem). As espécies com maior IVI no estrato arbóreo foram as mesmas do estrato regenerante (Anexo 2). A presença de uma espécie arbórea exótica foi registrada na área de regeneração após pastagem (*Ficus* sp.) e, adicionalmente, é importante ressaltar, a ocorrência de moitas de *Pteridium* sp. em alguns trechos desta floresta.

A área com histórico de uso de pastagem apresentou o maior número de indivíduos vivos em ambos os estratos, entretanto, em relação aos demais parâmetros estruturais avaliados, apresentou os menores valores (Tabela 3). Também em ambos os estratos, a área basal das áreas de corte seletivo e raso apresentaram valores menores em comparação as áreas sem histórico de uso da terra, entretanto os índices  $H'$  e  $J'$  foram similares.

Em relação os parâmetros estruturais do estrato adulto e regenerante das florestas sem histórico de uso da terra, pode-se verificar valores similares, sendo que as maiores variações foram em número de indivíduos vivos e área basal total (Tabela 3). A regeneração após corte seletivo, embora com densidade de indivíduos menor em ambos os estratos, ainda apresentou valores dos demais parâmetros estudados próximos as áreas sem histórico de uso. Enquanto, a área de regeneração após corte raso, já apresentou valores mais similares de densidade com as áreas sem histórico de uso da terra, mas menor área basal. A área de regeneração após pastagem

não apresentou nenhum dos parâmetros similares as áreas sem histórico de uso da terra (Tabela 3).

**Tabela 3.** Parâmetros estruturais das áreas sem histórico de uso da terra e com histórico de uso de Floresta Tropical Atlântica, Parque Estadual da Serra do Mar - SP.

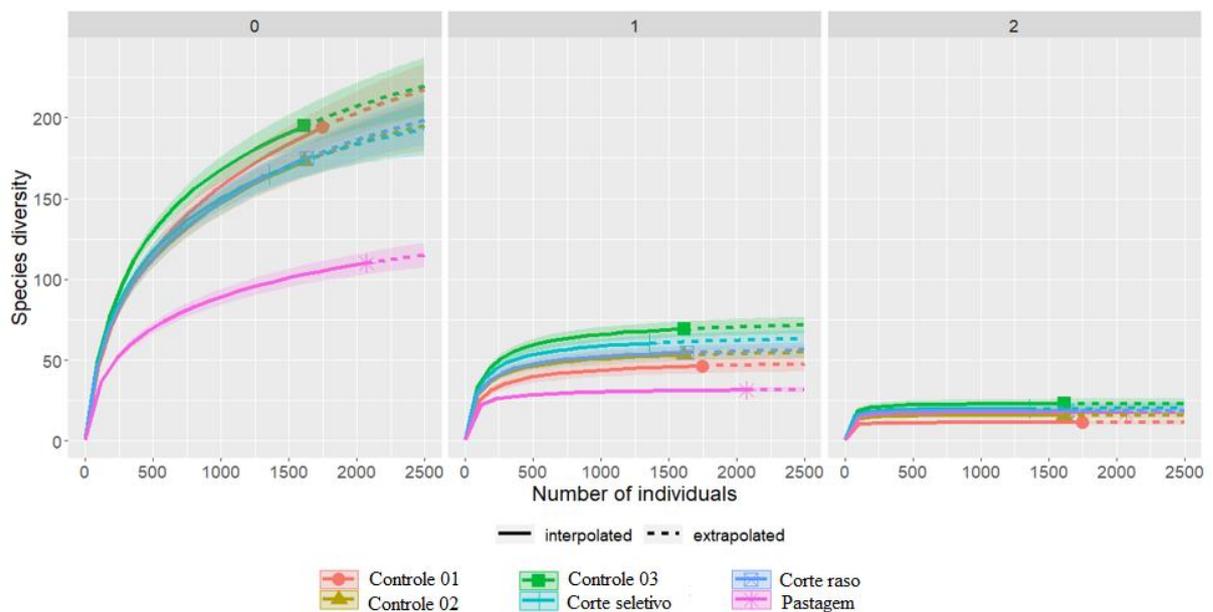
Parâmetros	Controle (sem histórico de uso)			Corte seletivo	Corte raso	Pastagem
	NSV 01	NSV 02	NSV 03	NSV 04	NSV 05	NUC 01
<b>Estrato adulto</b>						
Densidade de árvores vivas.ha-1	1746	1613	1613	1358	1631	2071
Diâmetro médio (cm)	13,9	13,8	13,8	14,5	12,8	10,8
Área basal total (m <sup>2</sup> .ha-1)	40,4	36,2	42,6	35,4	30,5	25,5
Altura média (m)	11,3	11,2	11,3	11,8	11,3	10,5
Shannon-Weiner (H') (nats.ind-1)	3,8	4,0	4,2	4,1	4,0	3,4
Equabilidade (J')	0,7	0,8	0,8	0,8	0,8	0,7
<b>Estrato regenerante</b>						
Densidade de árvores vivas.ha-1	1134	2000	2020	1480	1620	2500
Diâmetro médio (cm)	3,1	3,2	3,1	3,1	3,1	3,0
Área basal total (m <sup>2</sup> .ha-1)	1,08	1,7	1,8	1,2	1,3	2,1
Altura média (m)	3,6	3,9	4,1	3,7	3,7	3,1
Shannon-Weiner (H') (nats.ind-1)	3,6	3,6	3,8	3,4	3,7	3,3
Equabilidade (J')	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,8

A estimativa de riqueza e diversidade das áreas sem histórico de uso da terra e das áreas de regeneração após corte seletivo e corte raso foram elevadas (Tabela 4), diferentemente da regeneração após pastagem que teve uma estimativa no mínimo 90% inferior as demais áreas. As áreas sem histórico de uso da terra tendem a apresentar uma curva mais ascendente sem indicativos de patamares (Figura 3) e muito similar foram às curvas das áreas de corte seletivo e raso. Comportamento diferente apresentou a curva da área de pastagem com início muito menos ascendente.

**Tabela 4.** Parâmetros de riqueza e diversidade observados e estimados das áreas sem histórico de uso da terra e com histórico de uso de Floresta Tropical Atlântica, Parque Estadual da Serra do Mar - SP.

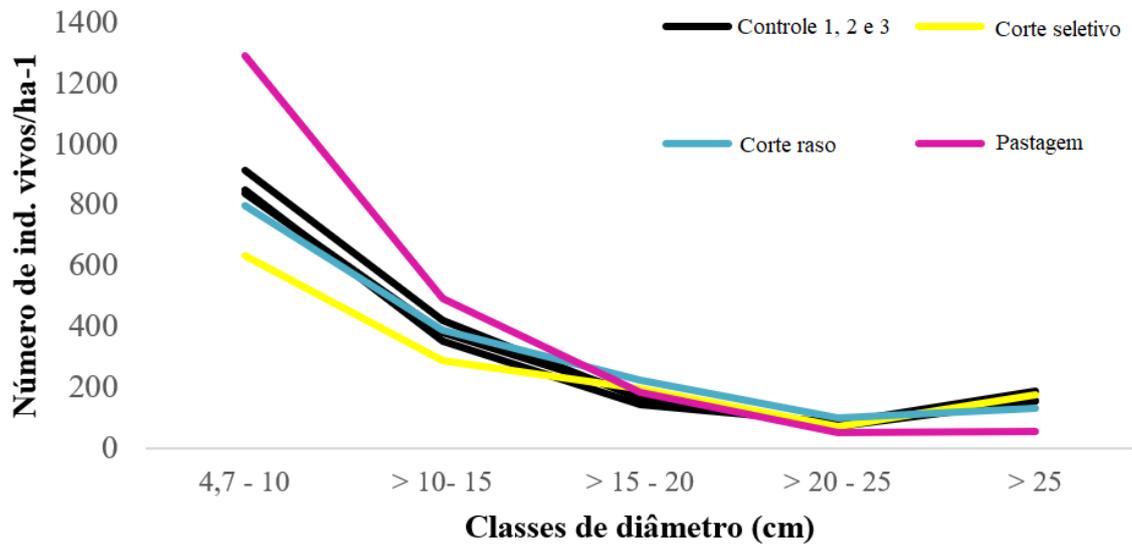
Parcelas	Parâmetros	Diversidade observada	Diversidade estimada
Controle 01	Riqueza	194	259,977
	Diversidade de Shannon	46,365	50,345
	Diversidade de Simpson	11,446	11,515
Controle 02	Riqueza	173	221,57
	Diversidade de Shannon	53,166	57,358
	Diversidade de Simpson	16,035	16,186

Controle 03	Riqueza	195	255,129
	Diversidade de Shannon	69,235	75,478
	Diversidade de Simpson	22,978	23,296
Corte seletivo	Riqueza	165	214,984
	Diversidade de Shannon	60,392	65,854
	Diversidade de Simpson	19,933	20,216
Corte raso	Riqueza	175	233,038
	Diversidade de Shannon	54,684	59,14
	Diversidade de Simpson	18,816	19,023
Pastagem	Riqueza	110	129,175
	Diversidade de Shannon	31,459	32,551
	Diversidade de Simpson	17,609	17,752



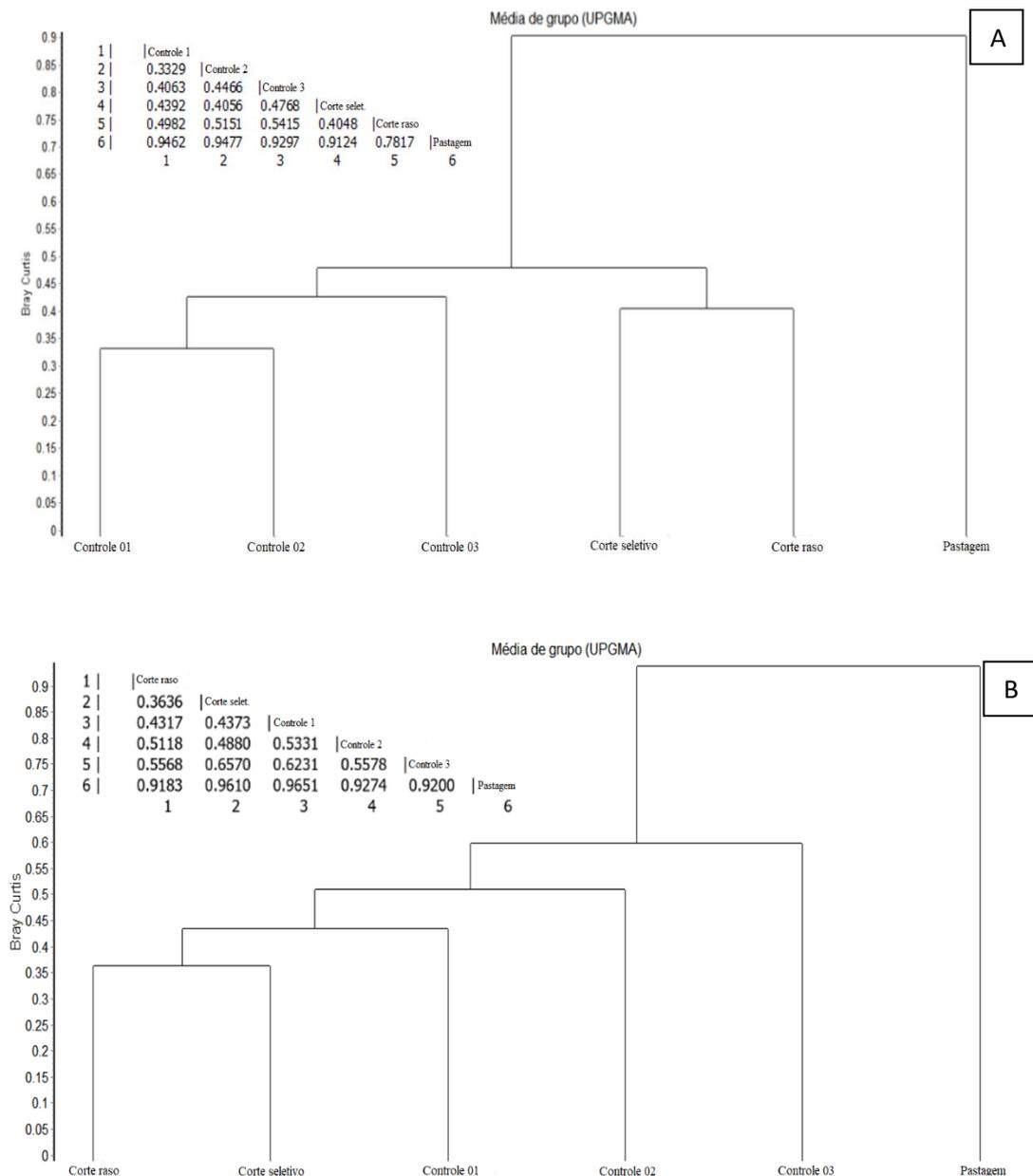
**Figura 3.** Curva de acumulação de espécies baseadas no número de Hiil: riqueza de espécies ( $q = 0$ ), diversidade de Shannon ( $q = 1$ , o exponencial da entropia de Shannon) e diversidade de Simpson ( $q = 2$ , o inverso da concentração de Simpson) do estrato adulto das áreas sem histórico de uso da terra (controle 01, 02 e 03, respectivamente NSV 01, 02 e 03) e com histórico de uso (NSV 04 – corte seletivo; NSV 05 - corte raso e NUC 01 – pastagem) de Floresta Tropical Atlântica, Parque Estadual da Serra do Mar - SP.

Em relação a classe de diâmetro e observou similaridade entre as áreas sem histórico de uso da terra e corte raso. A área que sofreu corte seletivo possui menor número de indivíduos vivos na primeira classe de diâmetro em comparação às demais áreas e a área com histórico de pastagem possui um maior número de indivíduos vivos nas menores classes de diâmetro e altura e um menor número nas maiores classes (Figura 4).



**Figura 4.** Classes de diâmetro do estrato adulto das áreas sem histórico de uso da terra (preto) e com histórico de uso (amarelo – corte seletivo; azul - corte raso e rosa – pastagem) de Floresta Tropical Atlântica, Parque Estadual da Serra do Mar - SP.

A matriz final para a análise de similaridade contou com 358 espécies no estrato adulto e 121 no estrato regenerante, e a análise qualitativa teve menor valor de correlação cofenética (não apresentada) em relação a quantitativa (0,98 – estrato adulto e regenerante; Figura 05). A área de regeneração após pastagem está isolada em relação às demais áreas em ambos os estratos. O estrato adulto das áreas sem histórico de uso da terra foram mais similares a área de regeneração após corte seletivo (mínimo de 52% - NSV 03 e máximo de 59% - NSV 02), seguida de corte raso (mínimo de 45% - NSV 03 e máximo de 50% - NSV 01) e pastagem (mínimo de 5% - NSV 03 e máximo de 7% - NSV 02). Enquanto no estrato regenerante, a similaridade foi menos regular, mas seguiu o mesmo padrão do estrato adulto, com área de regeneração após corte seletivo (mínimo de 34% - NSV 03 e máximo de 56% - NSV 01), seguido de corte raso (mínimo de 44% - NSV 03 e máximo de 56% - NSV 01) e pastagem (mínimo de 3% - NSV 01 e máximo de 8% - NSV 03). A premissa de maior similaridade do estrato regenerante das áreas com histórico de uso em comparação aquelas sem histórico foi observada pontualmente, em alguns pares de áreas, entretanto não foi um padrão como o esperado (Figura 5).

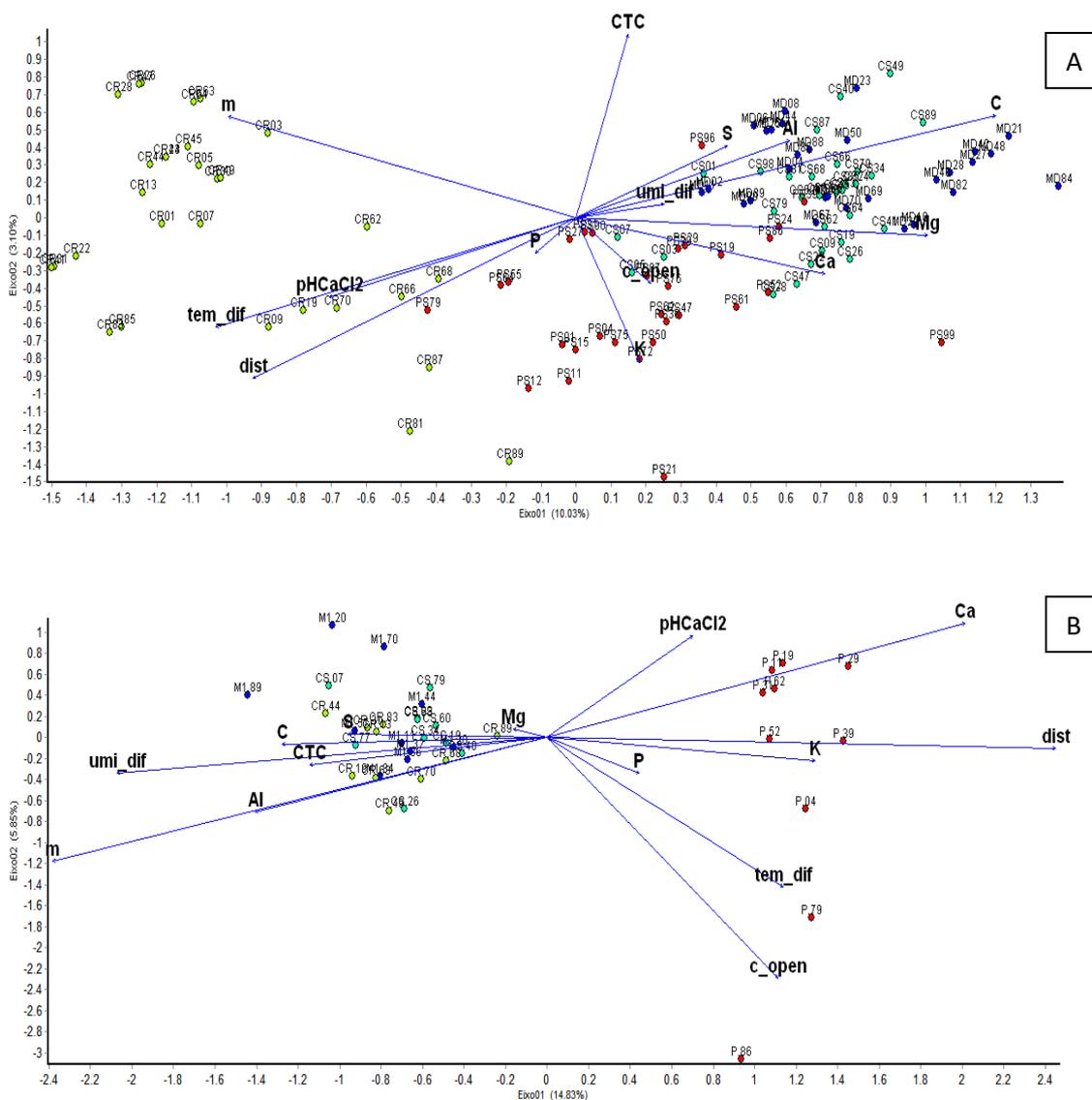


**Figura 5.** Dendrograma utilizando Bray Curtis e média de grupo como método de ligação do componente arbóreo, estrato adulto (**A**) e regenerante (**B**), das parcelas sem histórico de uso (NSV 01, 02 e 03) e com histórico de uso da terra (NSV 04 – corte seletivo, NSV 05 – corte raso e NUC 01 – pastagem) de Floresta Tropical Atlântica, Parque Estadual da Serra do Mar - SP.

Permaneceram 49 espécies na matriz de vegetação e 13 na ambiental na CCA do estrato adulto, que explicaram 15,68% da inércia nos três primeiros eixos (Eixo 1- 10,03 % - autovalor de 0,68; Eixo 2 – 3,10% - autovalor de 0,21 e Eixo 3 – 2,55% - autovalor de 0,17), resultados significativos ( $p < 0,001$ ) (Figura 5). Este estrato foi correlacionado principalmente por

porcentagem de carbono (C, 0,58), temperatura do solo (tem\_dif, - 0,50), saturação por alumínio (m, - 0,48), magnésio (Mg, 0,48) e tipo de distúrbio (dist, - 0,45).

No estrato regenerante que contou com 44 espécies na matriz de vegetação teve uma explicação da inércia de 24,57% nos três primeiros eixos (Eixo 1- 14,82 % - autovalor de 0,87; Eixo 2 – 5,84% - autovalor de 0,34 e Eixo 3 – 3,90% - autovalor de 0,22), resultados significativos para o primeiro eixo ( $p < 0,001$ ) (Figura 5). A correlação ocorreu principalmente com tipo de distúrbio (dist. 0,83), saturação por alumínio (m, -0,80), umidade do solo (umi\_dif, - 0,70) e cálcio (Ca, 0,68).



**Figura 6.** Análise de correspondência canônica do estrato adulto (A) e regenerante (B) das subparcelas das áreas controle 01 (M1 – sem histórico de uso da terra), corte seletivo (CS – corte seletivo), corte raso (CR – corte raso seguido de abandono da terra) e pastagem (PS – corte raso seguido de pastagem) de Floresta Tropical Atlântica, Parque Estadual da Serra do Mar - SP e variáveis químicas de solo e luminosidade.

## Discussão

A elevada riqueza em espécie e índice de valor de importância das famílias Myrtaceae e Lauraceae em áreas maduras de Floresta Atlântica é comum (MEDEIROS *et al.*, 2012; JOLY *et al.*, 2012; SOUZA, BERNACCI e JOLY, 2018) e, usualmente, em florestas com histórico de baixo impacto de uso da terra, essas famílias também se destacam com valores altos de riqueza e/ou IVI (PADGURSCHI *et al.*, 2011; MARCHIORI *et al.*, 2016) como observado nas áreas estudadas sem histórico de uso e de corte seletivo.

A importância de famílias como Euphorbiaceae (*Alchornea sidifolia* Müll.Arg., *A. triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg., *Sapium glandulosum* (L.) Morong) e/ou Primulaceae (*Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult., *M. umbellata* Mart., etc.) nas comunidades com histórico de corte raso e pastagem indicam que sua recuperação não se encontra em estágio avançado, uma vez que seus representantes são espécies generalista e de distribuição geográfica ampla, esperados nos estágios iniciais de sucessão (FINEGAN e DELGADO, 2000; GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001). Estas famílias foram citadas como características em áreas de regeneração de Floresta Atlântica e, especificamente a comunidade da área que foi pastagem se assemelha ao estágio dominado por *Myrsine - Alchornea* observados por Klein (1980) e Tabarelli & Mantovani (1999), tal como esperado quando existe o uso intensivo da terra associado à prática de fogo (KLEIN, 1980; TABARELLI e MANTOVANI, 1999; ALVES e METZGER, 2006; LIEBSCH *et al.*, 2008; SIMINSKI *et al.*, 2011).

A ocorrência de moitas de *Pteridium* que é um indicador de áreas de regeneração lenta e submetidas a perturbação intensa (FOX *et al.*, 1997), também foi observada na área após histórico de uso de pastagem, que corrobora o uso intensivo da terra associado à prática de fogo na área, aspectos que influenciam a velocidade de regeneração (GUARIGUATA e DUPUY 1997) e que podem chegar a causar desvios na sucessão florestal como já observado na Amazônia (UHL *et al.*, 1988). Entretanto, como a área está inserida em uma matriz de paisagem onde se encontram áreas florestais bem preservadas espera-se que a continuidade do processo de sucessão florestal ocorra mesmo que de forma mais lenta (CHAZDON, 2014).

O elevado número de espécies encontrados neste trabalho corrobora o conhecimento da biodiversidade da Floresta Montana Atlântica onde se estima 20 mil espécies de plantas vasculares, sendo oito mil (40%) endêmicas (MYERS *et al.*, 2000). O alto índice de valor de importância da espécie *Euterpe edulis* em duas áreas com histórico de uso da terra (corte seletivo e corte raso), bem como de outras espécies características Floresta Atlântica Montana;

*Chrysophyllum viride*, *Licania hoehnei*, inclusive fetos arborescentes, são um indicativo de recuperação parcial da composição florística das áreas com histórico de uso da terra.

Ao avaliar a estrutura dos dois estratos do componente arbóreo verificou-se que a área com histórico de pastagem apresentou características de estágio de regeneração inicial de sua comunidade, uma vez que possui elevada densidade, menores diâmetros, altura e área basal, além de baixos valores de índices de Shannon-Weiner e Equabilidade (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001). As áreas de corte seletivo e raso apresentaram valores próximos às áreas sem histórico de uso, sendo um indício de que essas florestas estão caminhando para uma progressão na sucessão secundária de sua comunidade (RUBIN, MANION e FABER-LANGENDOEN, 2005). Considerando-se que a recuperação da estrutura é um processo variável durante a sucessão e que o histórico de uso causa alterações na composição e estrutura da comunidade (CHAZDON, 2014; EDWARDS *et al.*, 2014), é pertinente continuar o acompanhamento da área.

A partir das análises de similaridade e estrutura, pode-se afirmar que, ao menos 80% da riqueza e 50% da composição florística, das comunidades de corte seletivo e raso já foram recuperadas após 45 anos de regeneração natural, em ambos os estratos. Todavia, se avaliarmos a área com histórico de pastagem a recuperação destes parâmetros foi pequena. A recuperação da riqueza em florestas secundárias ocorre mais rapidamente em comparação a composição florística (ROZENDAAL *et al.*, 2019), sendo que, o tempo de recuperação esta diretamente relacionado severidade do distúrbio prévio e aliado a outros fatores importantes (banco de sementes e fertilidade do solo, etc. - GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; JAKOVAC *et al.*, 2016).

Na regeneração natural pressupõem-se a ocorrência de modificações nas características e composição florística da comunidade (KLEIN, 1980; TABARELLI e MANTOVANI, 1998). Todavia, além da severidade do uso da terra (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; JAKOVAC *et al.*, 2016), questões relacionadas a dispersão como a alta contribuição na chuva de sementes alóctones (ALVES e METZGER, 2006) ou limitação de agentes dispersores (HOLL, 1999), bem como pouca diferença nos fatores abióticos e bióticos que atuaram no momento do estabelecimento das espécies do estrato regenerante e adulto (BAILLIE, 1996) podem estar relacionadas a baixa similaridade da área de pastagem em relação as áreas sem histórico de uso da terra mesmo se considerarmos o estrato regenerante que esperávamos ser mais similar.

O uso da terra de forma intensiva e por longo prazo, como usualmente ocorre no caso de estabelecimento de pastagem, compromete a resiliência das Floresta Tropicais (CHAZDON

e ARROYO, 2013; JAKOVAC *et al.*, 2016). Neste estudo, evidenciou-se que este tipo de uso prévio da terra adiou a recuperação de parâmetros da vegetação de Floresta Atlântica Montana em comparação o corte seletivo e raso, mesmo após 45 anos de abandono da terra. Pastos abandonados de Porto Rico, com mesmo tempo de abandono, já apresentavam recuperação de densidade, área basal e número de espécies em comparação a áreas sem histórico de uso (AIDE *et al.*, 1996). Provavelmente, devido a peculiaridades da área de estudo denominada NUC 01 a recuperação florestal é mais lenta em comparação a outros locais (BAILLIE, 1996).

A análise de ordenação teve variáveis específicas e apresentou uma baixa porcentagem de explicação em ambos os estratos (adulto e regenerante) pois, os fatores envolvidos são complexos e outros fatores importantes podem não ter sido avaliados. Os fatores que apresentaram maior correlação ao primeiro eixo dos dois estratos, sintetizam um gradiente de disponibilidade de nutrientes aliado a umidade e temperatura do solo como principais componentes da explicação da vegetação.

A porcentagem de carbono no solo, principal fator relacionado ao estrato adulto, está intimamente relacionado a matéria orgânica, sendo um indicador da qualidade do solo pois é sensível as práticas de manejo e relaciona-se a funções básicas do solo, por exemplo: estabilidade da estrutura solo, infiltração e retenção de água, resistência a erosão, CTC, disponibilidade de nutrientes, atividade biológica, etc. (BAYER e MIELNICZUK, 2008). O uso do solo altera o conteúdo de matéria orgânica que, usualmente é estável em vegetação natural, e principalmente em ambientes tropicais e subtropicais pode resultar em degradação rapidamente (SIQUEIRA, SOARES e SILVA, 2008). Dessa forma, é coerente que as áreas com histórico de corte raso e pastagem ainda apresentem as menores porcentagens de matéria orgânica e carbono no solo.

A segunda variável relacionada ao estrato adulto foi temperatura do solo, que apresentou menores diferenças entre máxima e mínima temperatura anual nas áreas de floresta sem histórico de uso da terra. As ações humanas resultam em alteração do microclima da floresta e estudos observam um aumento na diferença máxima e mínima da temperatura do solo uma vez que, a retirada da vegetação do dossel, expõe a superfície do solo diretamente a ação solar e da chuva (HOLL, 1999). Dentre as outras variáveis químicas relacionadas a esse estrato a saturação de alumínio representa a porcentagem de cargas negativas do solo que está ocupada pelo  $Al^3$  trocável, baixos teores de cátions (Ca, Mg, K) podem estar relacionados a solos ácidos e com altos valores de alumínio trocável, características usuais de solos tropicais encontradas em estudos de Mata Atlântica (DEZZEO *et al.*, 2004; MARTINS, 2010).

No estrato regenerante o tipo de distúrbio foi a variável mais correlacionada com o primeiro eixo da ordenação, ressaltando assim a importância deste conhecimento para perspectivas da recuperação da Floresta Tropical Atlântica. Holl (1999) afirma que a regeneração da floresta tropical após abandono de pastagem é limitada em etapas iniciais da comunidade vegetal (colonização, estabelecimento, crescimento e sobrevivência) e dessa forma é importante uma verificação destas barreiras para facilitar o restabelecimento da vegetação.

A saturação por alumínio também esteve altamente correlacionada com o estrato regenerante, demonstrando assim que esse parâmetro se relaciona com ambos os estratos da floresta de estudo. Ademais, a diferença entre máxima e mínima umidade do solo foi a terceira variável correlacionada ao estrato regenerante, diretamente relacionada a disponibilidade de água no solo, fator importante tanto florestas tropicais secas quanto úmidas (BAILLIE, 1996; CHATURVEDI, RAGHUBANSHI e SINGH, 2013). Em áreas com histórico de uso da terra, usualmente, fatores como pouco serapilheira, maior exposição ao sol devido a clareiras presentes e degradação estrutural devido ao uso resultam em maior variação de sua umidade uma vez que ele pode secar mais rapidamente que áreas não impactadas pelo uso da terra (BAILLIE, 1996).

Em uma Floresta Tropical madura na Costa Rica, caracterizada por solos moderadamente ácidos e baixas concentrações de Ca, Mg, K e Zn, ocorreu diminuição de riqueza de espécies arbóreas com o aumento da fertilidade geral do solo (NADEU e SULLIVAN, 2015), resultados contrários ao que observamos neste estudo onde inseriu-se áreas com histórico de uso da terra. Evidencia-se assim que provavelmente não são as mesmas variáveis abióticas que influenciam florestas maduras e áreas secundárias de vegetação que sofreram históricos de uso da terra em Floresta Tropical Atlântica, corroborando com resultados de outros estudos (PEÑA-CLAROS *et al.*, 2012).

Se considerarmos que solos degradados e pobres em nutrientes afetam negativamente a sucessão secundária, de forma que ela não é favorecida (TUCKER, BRONDIZIO E MORAN., 1998; GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; CHAZDON, 2014). Esta condição, aliada a outras também prejudiciais a recuperação da comunidade, como elevada temperatura do solo e baixa umidade (HOLL, 1999), condiciona um cenário de difícil previsão da recuperação da composição florística e estrutura da floresta como observado em outras áreas de Floresta Tropical Atlântica (SILVESTRINI *et al.*, 2012). Nestas condições, é importante reconhecermos que distúrbios mais severos em áreas estratégicas para biodiversidade e serviços ecossistêmicos, como o Parque Estadual da Serra do Mar, podem necessitar de

acompanhamento e talvez estratégias ativas para auxiliar o processo de recuperação da vegetação local.

### **Conclusão**

O estudo demonstrou que o histórico de uso da terra de corte seletivo e raso em Floresta Tropical Atlântica seguiu a recuperação esperada, atingindo ao menos 80% da riqueza e 50% da composição florística em comparação após cerca de 45 anos de regeneração natural. Diferentemente, o uso de pastagem adiou a recuperação do componente arbóreo sendo que esta área ainda apresenta indícios de estágio inicial de recuperação embora apresente significativo porte de diâmetro de caule, altura variada das árvores e significativa biomassa arbórea.

Esperava-se que o estrato regenerante fosse mais similar entre as áreas com e sem histórico de uso do que o adulto, mas, não verificamos esse aumento como esperava-se na hipótese. As áreas com histórico de corte raso e pastagem ainda possuem menores valores de nutrientes, valores mais altos de temperatura do solo e menor umidade em comparação as áreas sem histórico de uso da terra e dessa forma, sugere-se que o atual componente arbóreo estabelecido nestes trechos florestais, correlacionam-se a um gradiente de disponibilidade de nutrientes do solo aliado a diferenças de umidade e temperatura deste fator abiótico.

### **Referências Bibliográficas**

- AIDE, T. M. et al. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevation gradient in Puerto Rico. **Biotropica**, [s. l.], v. 28, p. 537–548, 1996.
- ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande Cotia, SP. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 1-26, 2006.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, [s. l.], v. 61, p. 105–121, 2009.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biol Rev**, [s. l.], v.92, p. 326-340, 2017.
- ASNER, G. P. et al. A contemporary assessment of change in humid tropical forest. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 23, p. 1386-95, 2009.
- BAILLIE, I. C. Soils of the humid tropics. In: RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest**. Second edition. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Mata Atlântica: manual de adequação ambiental. 2010. Disponível em: [https://www.mma.gov.br/estruturas/202/\\_arquivos/adequao\\_ambiental\\_publicacao\\_web\\_202.pdf](https://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/adequao_ambiental_publicacao_web_202.pdf). Acesso em: 20 jul. 2019.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. Boston: W.C. Brown Publishers, 1984.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. *In*: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed. METRÓPOLE: Porto Alegre, 2008. 636 p.

CHATURVEDI, R. K.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH, J. S. Growth of tree seedlings in a dry tropical forest in relation to soil moisture and leaf traits. **Journal of Plant Ecology**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 158-170, 2013.

CHAZDON, R. L. **Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation**. Chicago: University of Chicago Press, IL, 2014.

CHAZDON, R. L.; ARROYO, J.P. Tropical forests as complex adaptive systems. *In*: MESSIER, C.; PUETTMANN, K. J.; COATES K. D. (eds.). **Managing forests as complex adaptive systems: Building resilience to the challenge of global change**. NY: Routledge, 2013. p. 35-59.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Ciências Naturais. [s. l.], v.7, n 3, p. 195-218, 2012.

CLARK, D. B. Landscape-scale evaluation of understory light and canopy structures: methods and application in a neotropical lowland rain forest. **Canadian Journal of Forest Research**, [s. l.], v. 26, n. 5, p. 747-757, 1996.

CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, [s. l.], v. 111, p. 1119-1144, 1977.

DE AVILA, A. L. de et al. Medium-term dynamics of tree species composition in response to silvicultural intervention intensities in a tropical rain forest. **Biol. Conserv**, [s. l.], v. 191, p. 577–586., 2015.

DEZZEO et al. 2004. Changes in soil properties and vegetation characteristics along a forest-savanna gradient in southern Venezuela. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, [s. l.], v. 200, p. 183-193, 2004.

EDWARDS, D. P. et al. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends Ecol. Evol.** [s. l.], v. 29, p. 511–520, 2014.

FELFILI, J.M. et al. (org.) **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: Editora UFV, 2011.

FINEGAN, B.; DELGADO, D. Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 8, p. 380-393, 2000.

FOX, B. J. et al. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 82, p. 1-13, 1997.

FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D. e LERTZMAN, K. P. **Gap Light Analyzer (GLA)**, Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Copyright © 1999.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Parque Estadual da Serra do Mar: Plano de Manejo - ANEXOS. 220 p. 2006. Disponível em: <http://fflorestal.sp.gov.br/files/2012/01/1-Anexos.pdf>. Acesso em: 05/06/19.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecol. Manag.**, [s. l.], v. 148, p. 185-206, 2001.

GUARIGUATA, M. R.; DUPUY, J. M. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. **Biotropica**, [s. l.], v. 29, p. 15-28, 1997.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 229–242, 1999.

HU, J. et al. Recovery of species composition over 46 years in a logged Australian tropical forest following different intensity silvicultural treatments. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 409, p. 660–666, 2018.

JAKOVAC, C. C. *et al.*. Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, p. 1104–1116, 2016.

JAKOVAC, C.C.; PEÑA-CLAROS, M.; KUYPER, T. W.; BONGERS, F. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. **Journal of Ecology**, v.103, p. 67–77, 2015.

JOLY, C.A., METZGER, J.P. e TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytol.**, [s. l.], v. 204, p. 459–473, 2014.

JOLY, C. A. et al. Floristic and phytosociology in permanent plots of the Atlantic Rainforest along an altitudinal gradient in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, [s. l.], v.12, n. 1, p. 125–145, 2012.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, [s. l.], v. 32, p. 165–389, 1980.

LAWRENCE, D. et al. Untangling a Decline in Tropical Forest Resilience: Constraints on the Sustainability of Shifting Cultivation Across the Globe: Decline in Tropical Forest Biomass Accumulation. **Biotropica**, [s. l.], v. 42, p. 21–30, 2010.

LAWRENCE, D. Change in spp composition limited role of soil nutrients. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 15, p. 1952–1967, 2005.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M. e GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 141, p. 1717-1725, 2008.

LUGO, A.E. The emerging era of novel tropical forests. **Biotropica**, [s. l.], v.41, p.589-591, 2009.

MARTINS, Susian Christian. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo**. 2010. Tese (Doutorado em Química na Agricultura e no Ambiente) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010. doi:10.11606/T.64.2010.tde-03052010-104238. Acesso em: 2020-02-23.

MARCHIORI, N. et al. Tree community composition and aboveground biomass in a secondary Atlantic forest, Serra do Mar state park, Sao Paulo, Brazil. **Cerne**, [s. l.], v. 22, n. 4, p. 501-514, 2016.

MCKINNEY, M.; LOCKWOOD, J. Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends Ecol Evol**, [s. l.], v. 14, p. 450–453, 1999.

MEDEIROS, M. C. M. P. et al. Vegetation mapping in an area of Ombrophilous Dense Forest at Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo State, Brazil, and floristic composition of the tree component of some physiognomies. **Hoehnea**, [s. l.], v. 39, n. 2, p. 219-233, 2012.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica Lawrence**, [s. l.], v.32, p.786-792, 2000.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotpots for conservation priorities. **Nature**, [s. l.], v. 403, p. 853–858, 2000.

NADEAU, M. B.; SULLIVAN, T. P. Relationships between Plant Biodiversity and Soil Fertility in a Mature Tropical Forest, Costa Rica. **International Journal of Forestry Research**, v. 2015, 2015.

NOBIS, M., HUNZIKER, U. Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 128, n. 2, p. 243-250, 2005.

PADGURSCHI, M. C. G. et al. Composição e similaridade florística entre duas áreas de Floresta Atlântica Montana, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, [s. l.], v.11, n.2, p.00-00, 2011.

- PENÃ-CLAROS, M. et al. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 225, p. 1283-1293, 2008.
- RAIJ, B. V. et al. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001.
- R CORE TEAM (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Ecol. Conserv.**, [s. l.], v. 16, p. 208-214, 2018.
- ROZENDAAL D. M. A. et al. 2019. Biodiversity recovery of neotropical secondary forests. **Sci Adv**, [s. l.], v. 5, n. 3, 2019.
- RUBIN, B. D.; MANION, P. D. e FABER-LANGENDOEN, D. Diameter distributions and structural sustainability in forests. **Forest Ecology and Management**, v. 222, n. 2006, p. 427-438, 2005.
- SCARANELLO, M.A.S. et al. Height-diameter relationships of tropical Atlantic moist forest trees in southeastern. **Sci. Agric.**, [s. l.], v. 69, n. 1, p. 26-37, 2012.
- SCHNEIDER, L.C.; FERNANDO, D. N. An untidy cover: invasion of cracken fern in the shifting cultivation systems of Southern Yucatan, Mexico. **Biotropica**, [s. l.], v. 42, p. 41–48, 2010.
- SHEPHERD, G. J. **Manual do FITOPAC 2.1**. Departamento de Botânica, UNICAMP, Campinas. 2010.
- SIQUEIRA, J. O.; SOARES, C. R. F. S.; SILVA, C. A. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: Santos, G. A.; Silva, L. S.; Canellas, L. P.; Camargo, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Gênese, 2008.
- SILVA, A. M. da et al. Estudo integrado do processo erosivo numa microbacia experimental localizada no município de Cunha – SP. **Geociências**, [s. l.], v. 24, p. 43-53, 2005.
- SILVESTRINI, M. et al. Natural regeneration in abandoned fields following intensive agricultural land use in an Atlantic Forest Island, Brazil. **Rev. Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 659-671, 2012.
- SIMINSKI, A. et al. Secondary Forest Succession in The Mata Atlantica, Brazil: Floristic and Phytosociologic Trends. **ISRN Ecology**, v. 2011, p. 1-19, 2011.
- SOUZA, A. C. O. DE; BENACCI, L. e JOLY, C. A. Floristic and structure of the arboreal community of an Ombrophilous Dense Forest at 800 m above sea level, in Ubatuba/SP, Brazil. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 18, n. 4, 2018.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo - Brasil). **Rev. Bras. Biol.**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TUCKER, J. M.; BRONDIZIO, E. S. e MORAN, E. F. Rates of forest regrowth in Eastern Amazonia: a comparison of Altamira and Bragantina regions, Para State, Brazil, **Interciencia**, . 23, p. 64-73, 1998.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R. e SERRÃO, A. Abandoned pastures in Eastern Amazônia: 1- patterns of plant succession. **Journal of ecology**, [s. l.], v.75, p.663-681, 1988.

VELOSO, H. P., RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. IBGE, Rio de Janeiro, Brasil. 2012.

VILLEGAS, Z. et al. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. **For. Ecol. Manage.** v. 258, p. 971–977, 2009.

## ANEXOS

**Anexo 1.** As 10 espécies com maior Índice de Valor de Importância encontradas no estrato arbóreo adulto de Floresta Tropical Atlântica maduras (NSV 01, 02 e 03) e em regeneração (NSV 04, corte seletivo; NSV 05, corte raso e NUC 01, pastagem) – Núcleos Santa Virgínia e Cunha do Parque Estadual da Serra do Mar / São Paulo. NI = número de indivíduos; FA = frequência absoluta; DA = dominância absoluta; IVI = índice de valor de importância.

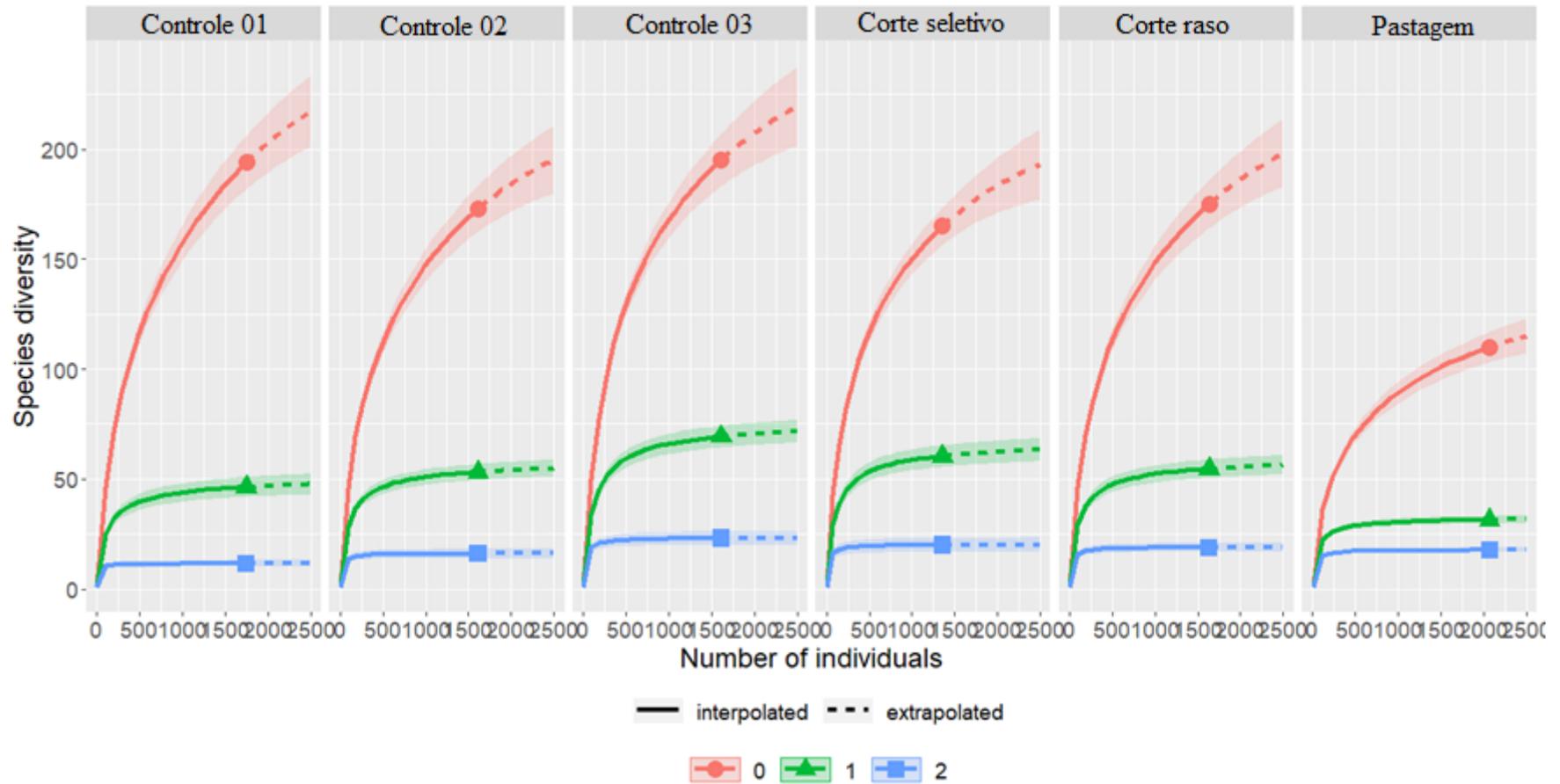
Espécies	NSV 01				NSV 02				NSV 03				NSV 04				NSV 05				NUC 01			
	NI	FA	DA	IVI	NI	FA	DA	IVI	NI	FA	DA	IVI	NI	FA	DA	IVI	NI	FA	DA	IVI	NI	FA	DA	IVI
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.					18	16	2,93	10,6																
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.																					59	41	1,0	10,6
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.									25	17	1,9	7,6	48	22	2,5	12,8	205	68	6,4	39,6	205	76	3,7	31,6
<i>Alsophila sternbergii</i> (Sternb.) D.S.Conant													38	28	3,1	14,4								
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	48	29	0,8	7,3	73	41	1,2	11,4					30	18	0,5	5,5								
<i>Calyptanthes lucida</i> Mart. ex DC.													37	26	0,8	7,7								
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.																					71	42	1,2	12,4
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler	46	31	5,6	19,4	28	25	3,1	12,4	36	28	7,6	22,4	17	13	1,0	5,5								
<i>Couepia venosa</i> Prance	16	15	1,1	5,1					55	40	0,6	8,2												
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.																	42	34	0,4	6,8				
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	486	91	4,5	47,3	365	95	3,6	41,2	288	82	2,4	30,3	270	83	3,3	37,6	282	85	3,3	35,8				
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	66	30	1,5	10,1					69	40	1	10,0					36	32	0,5	6,9				
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl					43	30	0,5	6,8																
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.																	33	29	0,1	5,12				
<i>Inga lanceifolia</i> Benth.									46	24	0,3	5,6												
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	52	30	2,5	11,9	36	23	1,7	9,0	72	41	1,9	12,3	38	26	2,8	13,3	23	16	1,0	6,0				
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne																	33	25	0,8	7,0				
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler) Pierre					13	13	1,3	5,6	40	31	5,0	16,9												
<i>Mollinedia argyrogynea</i> Perkins	32	25	0,6	5,5					23	19	0,7	4,6	33	24	1,2	8,3								
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	65	47	1,1	10,6	54	35	0,9	8,9					38	26	0,4	6,5	42	32	0,3	6,3				
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.																					122	57	0,5	13,2
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.																					112	46	0,6	12,3
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.																					61	25	0,6	7,9
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.																					220	62	2,0	24,5
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.																					90	49	1,2	13,9
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	38	29	1,8	9,4	48	33	1,1	8,9	33	29	1,2	7,4	34	26	1,4	9,2								
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez									27	23	0,4	4,6												
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	44	33	0,5	6,9	51	39	0,7	8,7																
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.																					165	60	1,6	19,8
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong																					254	68	3,5	32,5
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.																	32	20	1,1	7,2				
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.																	23	18	1,1	6,5				

**Anexo 2.** As 10 espécies com maior Índice de Valor de Importância encontradas no estrato regenerante de Floresta Atlântica Montana (NSV 01, 02 e 03) e em regeneração (NSV 04, corte seletivo; NSV 05, corte raso e NUC 01, pastagem) – Núcleos Santa Virgínia e Cunha do Parque Estadual da Serra do Mar / São Paulo. NI – número de indivíduos; FA - frequência absoluta; DA - dominância absoluta; IVI – índice de valor de importância. Em cinza espécies que também são citadas entre as dez com maior IVI no estrato arbóreo adulto.

Espécie	Controle 01 - NSV 01				Controle 02 - NSV 02				Controle 03 - NSV 03				Corte seletivo - NSV 04				Corte raso - NSV 05				Pastagem - NUC 01			
	NI	FA	DA	IVI	NI	FA	DA	IVI	NI	FA	DA	IVI	NI	FA	DA	IVI	NI	FA	DA	IVI	NI	FA	DA	IVI
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.																					19	60	0,02	20,7
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.																					9	40	0,01	10,5
<i>Calyptanthes lucida</i> Mart. ex DC.	4	40	0,04	10,5	7	30	0,04	8,2	10	50	0,06	10,9												
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler	4	40	0,03	9,6																				
<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.													5	40	0,04	11								
<i>Eugenia prasina</i> O.Berg									8	40	0,06	9,58												
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	14	70	0,2	33,9	16	90	0,2	25,8	21	80	0,23	27,7	10	60	0,1	22,3	14	60	0,16	26,2				
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	12	40	0,06	18,1									18	70	0,08	26,1	14	30	0,07	16,7				
<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	8	50	0,05	15,4	25	90	0,2	29,2					12	60	0,08	20,8	12	50	0,08	18,3				
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	4	30	0,03	8,4					5	50	0,06	8,8												
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl													7	40	0,06	14,2								
<i>Gutteria australis</i> A.St.-Hil.									6	50	0,06	9,1					5	30	0,03	7,8				
<i>Inga capitata</i> Desv.									9	60	0,08	12,5												
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.					4	40	0,04	7,4	8	70	0,05	11												
<i>Matayba cf. guianensis</i> Benth.																	3	30	0,04	7,7				
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.					19	50	0,2	25,6					5	50	0,04	11,6								
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	9	70	0,1	24,9									11	40	0,07	17,5	10	40	0,08	15,6				
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg					6	30	0,06	9																
<i>Myrcia hartwegiana</i> (O. Berg) Kiaersk.																					24	60	0,01	21,9
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	3	30	0,03	8,3	8	50	0,05	10,8					6	30	0,06	12,5	8	50	0,05	13,7				
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.									5	40	0,03	6,6					3	30	0,04	7,7	17	80	0,01	19,7
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.																					9	50	0,01	10,7
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.																					10	60	0,01	15,2

<i>Myrsine umbellata</i> Mart.																						8	50	0,01	11,3		
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.																							31	70	0,03	31,4	
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez					9	70	0,09	15,1	18	70	0,16	21,7	9	50	0,08	18	5	40	0,05	10,7							
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	5	50	0,04	12,6	6	30	0,04	7,7	7	40	0,05	8,5					6	50	0,05	12,4							
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.																							9	60	0,01	13,6	
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	4	40	0,02	8,6	7	40	0,06	10					5	40	0,06	12,6											
<b>Continuação Anexo 2...</b>																											
<b>Espécies</b>	<b>NSV 01</b>				<b>NSV 02</b>				<b>NSV 03</b>				<b>NSV 04</b>				<b>NSV 05</b>				<b>NUC 01</b>						
	<b>NI</b>	<b>FA</b>	<b>DA</b>	<b>IVI</b>	<b>NI</b>	<b>FA</b>	<b>DA</b>																				
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong																							13	60	0,01	15,4	

**Anexo 3.** Curva de acumulação de espécies baseadas no número de Hiil: riqueza de espécies ( $q = 0$ ), diversidade de Shannon ( $q = 1$ , o exponencial da entropia de Shannon) e diversidade de Simpson ( $q = 2$ , o inverso da concentração de Simpson) do estrato adulto das áreas sem histórico de uso da terra (SV 01, 02 e 03) e com histórico de uso (NSV 04 – corte seletivo; NSV 05 - corte raso e NUC 01 – pastagem) de Floresta Tropical Atlântica, Parque Estadual da Serra do Mar - SP.



**Anexo 4.** Correlações ponderadas pelo primeiro eixo da Análise de Coordenadas Principais (PCA) dos atributos de distúrbio e luminosidade dos quatro trechos de Floresta Tropical Atlântica com diferentes tipos de uso da terra, Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), SP.

	dist	c_open_m	c_open_d	l_4Rin	l_5Rin	t_dir	t_dif	t_tot
dist	1.00							
c_open_m	0.73	1.00						
l_4Rin	-0.77	-1.00	-0.99	1.00				
l_5Rin	-0.77	-0.99	-0.99	1.00	1.00			
t_dir	0.62	0.97	0.94	-0.96	-0.96	1.00		
t_dif	0.68	1.00	0.98	-0.99	-0.98	0.98	1.00	
t_tot	0.65	0.98	0.96	-0.97	-0.97	1.00	0.99	1.00
pH <sub>CaCl2</sub>	-0.22	-0.05	-0.10	0.08	0.06	0.19	0.02	0.11
P	0.28	0.11	0.15	-0.15	-0.15	-0.12	0.04	-0.05
K	0.18	0.13	0.15	-0.16	-0.15	-0.08	0.07	-0.01
Ca	-0.43	0.06	-0.06	-0.05	-0.10	0.21	0.11	0.16
Mg	-0.08	0.01	-0.03	-0.05	-0.09	-0.06	-0.03	-0.05
Al	0.50	0.05	0.11	-0.13	-0.18	0.01	-0.02	0.00
S	0.03	-0.11	-0.11	0.08	0.02	0.08	-0.09	0.00
H+Al	0.39	-0.15	-0.07	0.07	0.01	-0.18	-0.21	-0.20
SB	-0.39	0.06	-0.05	-0.06	-0.10	0.14	0.08	0.12
CTC	0.33	-0.14	-0.08	0.06	0.00	-0.16	-0.20	-0.18
V%	-0.51	0.14	0.00	-0.10	-0.12	0.25	0.19	0.22
M%	0.56	-0.08	0.06	0.04	0.06	-0.20	-0.13	-0.17
C	-0.24	-0.22	-0.26	0.17	0.12	-0.20	-0.24	-0.22
N	-0.27	-0.22	-0.27	0.17	0.12	-0.19	-0.24	-0.21
MO	-0.23	-0.22	-0.26	0.17	0.11	-0.20	-0.24	-0.22
umi_dif	-0.36	-0.23	-0.24	0.26	0.32	-0.37	-0.23	-0.31
tem_dif	0.86	0.29	0.41	-0.36	-0.37	0.17	0.22	0.19

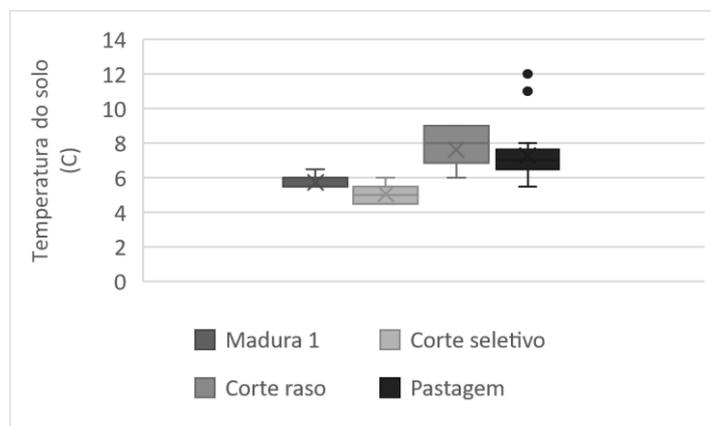
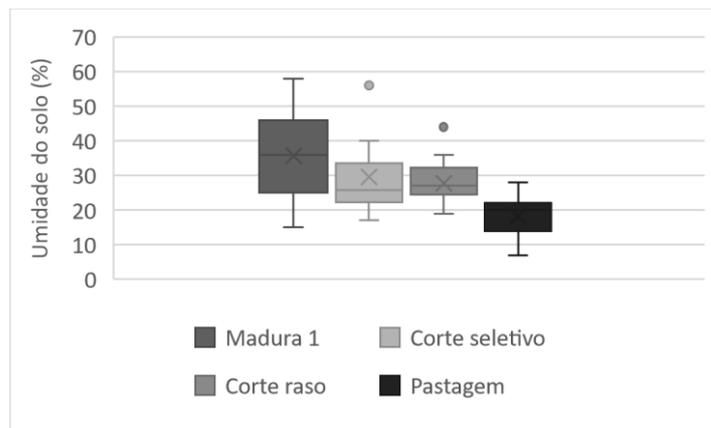
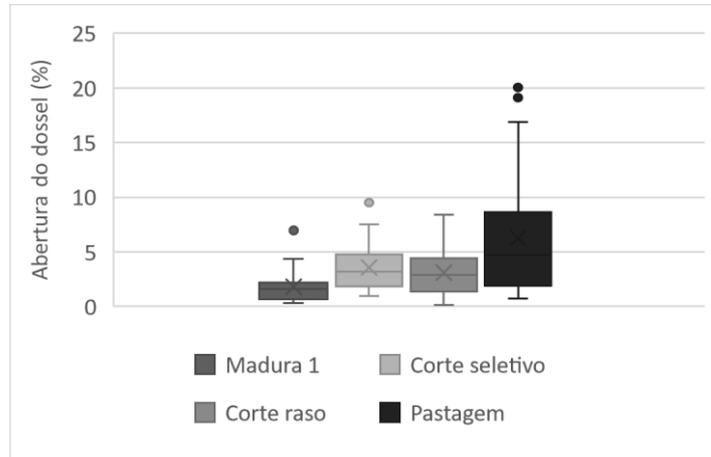
Dist = tipo de uso da terra; c\_open\_m = porcentagem de abertura do dossel; l\_4Rin = índice de área foliar para área central da fotografia; l\_5Rin = índice de área foliar para a área total da fotografia; t\_dir = porcentagem de luz direta; t\_dif = porcentagem de luz difusa; t\_to = porcentagem de luz total transmitida. H+Al = ; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; MO = matéria orgânica; V% = saturação por bases; M% = saturação por alumínio; umi\_dif = diferença de máxima e mínima porcentagem de umidade do solo e temp\_dia = diferença de máxima e mínima de temperatura do solo.

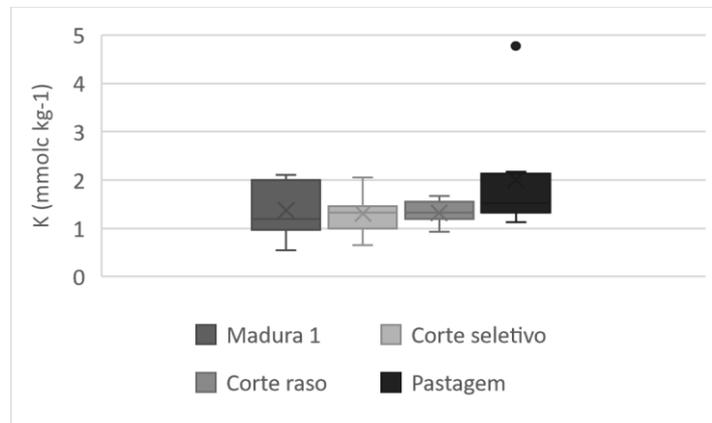
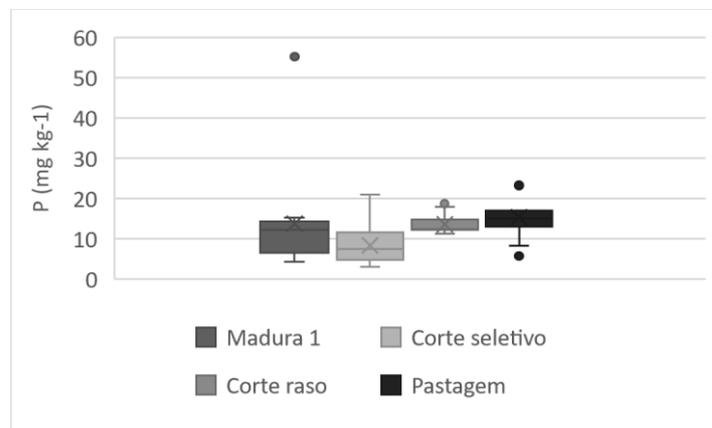
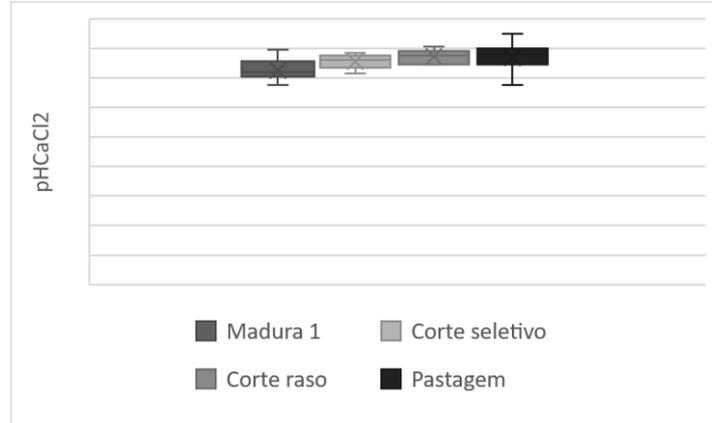
**Anexo 5.** Correlações ponderadas pelo primeiro eixo da Análise de Coordenadas Principais (PCA) dos atributos químicos do solo dos quatro trechos de Floresta Tropical Atlântica com diferentes tipos de uso da terra, Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), SP.

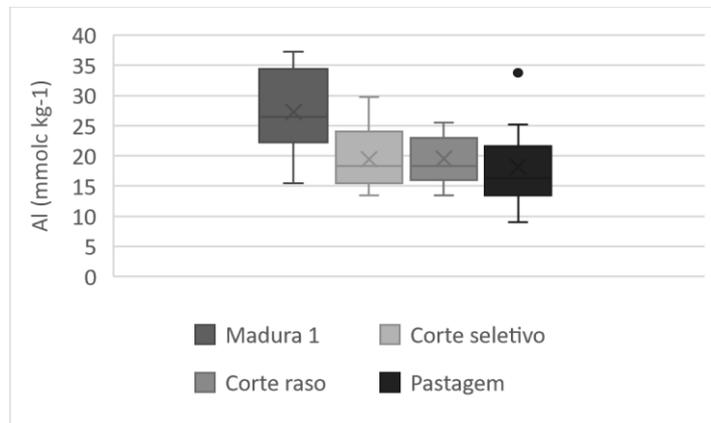
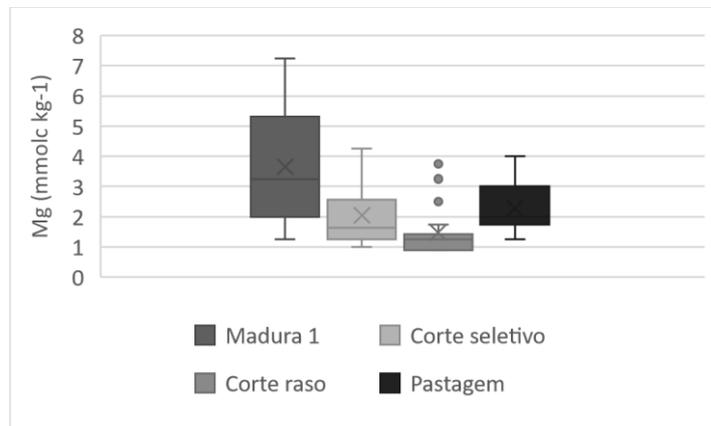
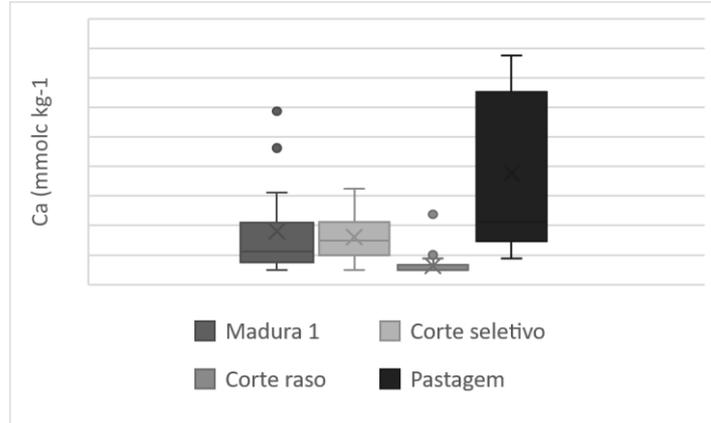
	pHCaCl2	P	K	Ca	Mg	Al	S	H+Al	SB	CTC	V	m	C	N	MO	umi_dif	tem_dif
pHCaCl2																	
P	-0.97	1.00															
K	-0.97	0.98	1.00														
Ca	0.32	-0.16	-0.07	1.00													
Mg	-0.51	0.69	0.69	0.57	1.00												
Al	-0.11	0.32	0.16	0.04	0.47	1.00											
S	0.75	-0.58	-0.68	0.36	-0.05	0.56	1.00										
H+Al	-0.09	0.27	0.10	-0.05	0.40	0.98	0.57	1.00									
SB	0.01	0.15	0.23	0.95	0.78	0.10	0.16	0.01	1.00								
CTC	-0.09	0.29	0.13	0.08	0.50	0.98	0.59	0.99	0.14	1.00							
V%	0.15	-0.07	0.07	0.91	0.49	-0.31	-0.01	-0.41	0.90	-0.28	1.00						
M%	-0.17	0.09	-0.05	-0.91	-0.48	0.33	0.01	0.42	-0.90	0.29	-1.00	1.00					
C	-0.18	0.39	0.37	0.69	0.91	0.58	0.32	0.55	0.80	0.65	0.48	-0.48	1.00				
N	-0.14	0.35	0.33	0.73	0.90	0.54	0.33	0.51	0.83	0.62	0.53	-0.53	1.00	1.00			
MO	-0.18	0.38	0.36	0.69	0.91	0.58	0.33	0.56	0.80	0.66	0.47	-0.48	1.00	1.00	1.00		
umi_dif	-0.64	0.45	0.56	-0.30	0.02	-0.65	-0.94	-0.61	-0.12	-0.62	0.06	-0.08	-0.25	-0.26	-0.26	1.00	
tem_dif	-0.25	0.32	0.16	-0.56	-0.03	0.75	0.20	0.73	-0.50	0.65	-0.77	0.80	-0.07	-0.12	-0.06	-0.41	1.00

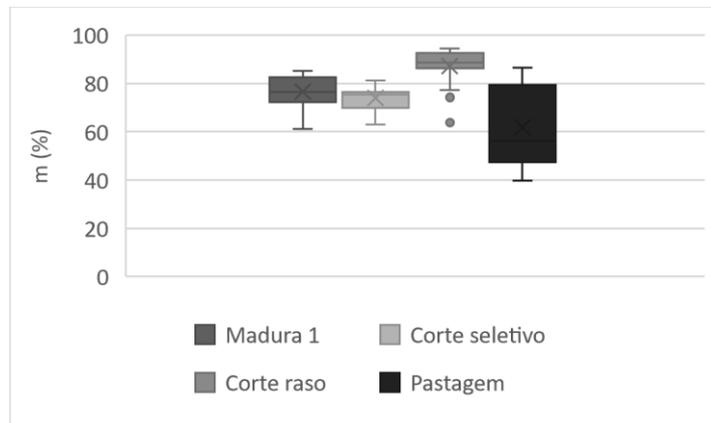
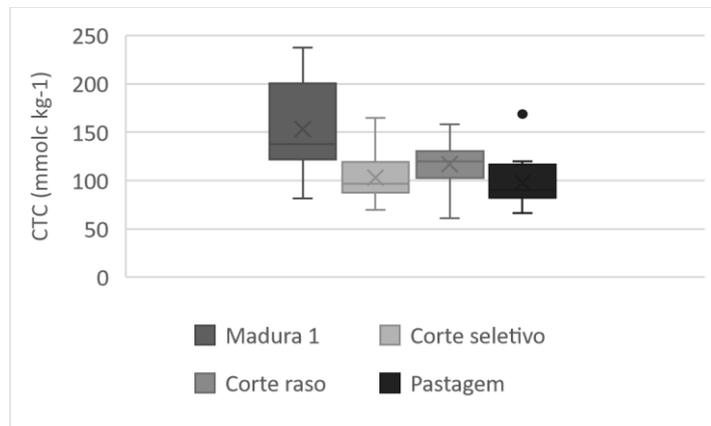
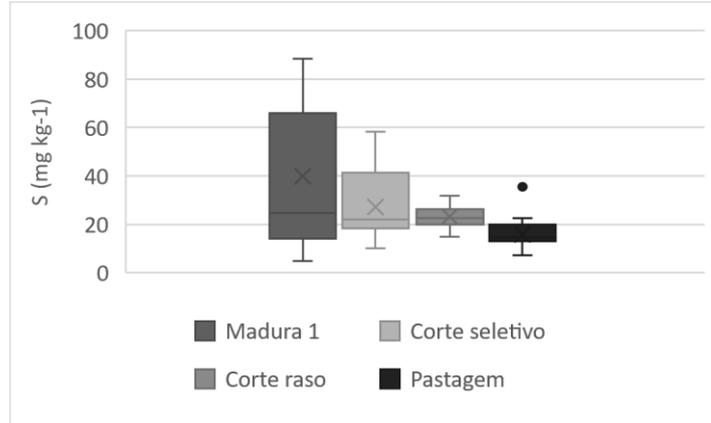
H+Al = ; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; MO = matéria orgânica; V% = saturação por bases; M% = saturação por alumínio; umi\_dif = diferença de máxima e mínima porcentagem de umidade do solo e temp\_dia = diferença de máxima e mínima de temperatura do solo.

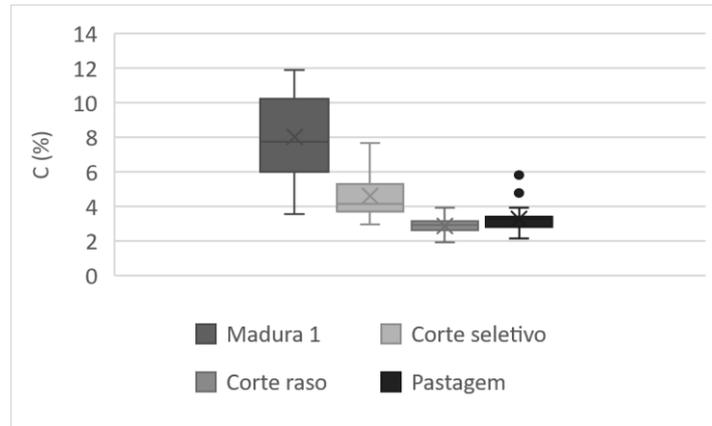
**Anexo 6.** Boxplot das variáveis abióticas dos quatro trechos de Floresta Tropical Atlântica com diferentes tipos de histórico de uso da terra que foram selecionadas para a Análise de Correspondência Canônica (CCA).











## CAPÍTULO II:

### A RELEVÂNCIA DE PROPRIEDADES DO SOLO E TERRENO EM ATRIBUTOS FUNCIONAIS NA FLORESTA TROPICAL ATLÂNTICA

#### **Resumo**

As florestas tropicais secundárias com histórico de diferentes tipos de uso da terra, podem apresentar desiguais estratégias ecológicas no decorrer da recuperação florestal, bem como também, diferir em relação a importância relativa de fatores edáficos e do terreno. Investigar essas diferenças pode ajudar a compreender o processo de recuperação da floresta e conseqüentemente sua funcionalidade. Dessa forma, o presente trabalho buscou caracterizar e comparar dois trechos de Floresta Tropical Atlântica, um com histórico de corte seletivo e outro de pastagem, e uma floresta da mesma fitofisionomia sem histórico de uso, em termos de atributos funcionais do componente arbóreo (comprimento do fruto, densidade da madeira e síndrome de dispersão) e importância de fatores edáficos (porcentagem de carbono, saturação por alumínio e amplitude de temperatura do solo) e do terreno (direção da vertente, declividade e elevação). Para tanto levantamos estes atributos funcionais para as 40 espécies com maior Índice de Valor de Cobertura (IVC) e investigamos através de modelagem a influência dos atributos edáficos e do terreno citados acima frente aos traços médios ponderados pela comunidade apresentados. Os resultados comprovaram que a área de regeneração após pastagem apresenta os menores valores de traços médios ponderados pela comunidade de cada atributo funcional, em oposição, a área sem histórico de uso da terra apresenta os maiores valores. A composição de atributos funcionais das áreas não respondeu de forma similar em relação a importância dos parâmetros edáficos e do terreno, sendo que a composição funcional da regeneração após corte seletivo e pastagem são influenciadas prioritariamente pelas variáveis edáficas, enquanto na área sem histórico de uso da terra os parâmetros do terreno são mais importantes para os atributos funcionais na comunidade. Relações negativas com os atributos funcionais ocorreu em maior número ao tratar-se de variáveis do terreno. Dessa forma, concluímos que os atributos funcionais: comprimento do fruto, densidade de madeira e síndrome de dispersão representaram bem as diferenças da vegetação após uso da terra e foi observado uma transição de espécies com características aquisitivas para espécies conservadoras entre os trechos florestais que se relacionam com barreiras abióticas e bióticas na recuperação da vegetação e estão representadas nos parâmetros edáficos e do terreno investigados.

**Palavras-chave:** Floresta Tropical; regeneração natural; corte seletivo; pastagem.

### **Abstract**

Secondary tropical forests with a history of different types of land use, may present uneven ecological strategies in the course of forest recovery, as well as differing in relation to the relative importance of soil and soil factors. Investigating these differences can help to understand the forest recovery process and consequently its functionality. Tropical Forest; natural regeneration; selective cutting; pasture. Thus, the present work sought to characterize and compare two stretches of Atlantic Rain Forest, one with a history of selective cutting and another of pasture, and a forest of the same phytophysiognomy with no history of use, in terms of the functional attributes of the tree component (length of fruit, wood density and dispersion syndrome) and importance of edaphic factors (carbon percentage, aluminum saturation and soil temperature range) and terrain (aspect, slope and elevation). For this purpose, we raised these functional attributes for the 40 species with the highest Coverage Value Index (CVI) and investigated through modeling the influence of the soil and soil attributes mentioned above in relation to the average features weighted by the community presented. The results proved that the regeneration area after grazing has the lowest values of average traits weighted by the community of each functional attribute, in contrast, the area without history of land use has the highest values. The composition of the functional attributes of the areas did not respond in a similar way in relation to the importance of the soil and soil parameters, being that in regeneration after selective cutting and pasture, the soil parameters are primarily influenced, while in the area without history of land use the parameters of terrain are most important for the functional attributes in the community. Negative relationships with functional attributes occurred in greater numbers when dealing with variables of the terrain. Thus, we conclude that the functional attributes: fruit length, wood density and dispersion syndrome represented well the differences in vegetation after land use and a transition from species with acquisitive characteristics to conservative species was observed between the forest stretches that relate to each other. abiotic and biotic barriers in the recovery of vegetation and are represented in the soil and soil parameters investigated.

**Kew-words:** Tropical forest; natural regeneration; selective cutting; pasture.

### **Introdução**

As florestas secundárias, oriundas a partir da regeneração natural de áreas abandonadas após algum tipo de uso da terra (agricultura, pastagem, corte seletivo, etc.), representam um número expressivo na região dos trópicos (FAO, 2010). Os estudos nestas florestas secundárias demonstram que elas possuem um importante papel no atual cenário de mudanças climáticas (POORTER *et al.*, 2016) e perda de biodiversidade global (CHAZDON *et al.*, 2009), pois são grandes consumidoras de carbono, conservam considerável biodiversidade e podem ser fonte sustentável de recursos vegetais, como produtos madeireiros, entre outros (BROWN e LUGO 1990; SILVER *et al.*, 2004; CHAZDON, 2014).

Apesar da grande importância que das florestas secundárias tropicais, existem algumas limitações para a sua recuperação relacionadas a dispersão e estabelecimento e, dessa forma, são fundamentais para compreender a regeneração da floresta (HOLL *et al.*, 2000). Estas limitações estão intimamente relacionadas a fatores abióticos, dentre eles, topografia e características do solo desempenham um papel importante na heterogeneidade de habitats e podem influenciar nas mudanças na estrutura da comunidade e diversidade de espécies (HOLL, 1999) e também o tipo e severidade do uso prévio da terra (CHAZDON, 2014). Entretanto, generalizações são difíceis de se estabelecer uma vez que esses fatores possuem importância relativa que varia em espaço e tempo pois, o componente arbóreo atual da floresta se formou provavelmente em condições ambientais consideravelmente diferentes da atual (HOLL *et al.*, 2000; CHAZDON *et al.*, 2010; CHAZDON, 2014).

Na busca de identificações de padrões na recuperação da floresta após impactos antrópicos, novas perspectivas em ecologia vegetal, possibilitaram o desenvolvimento de estudos baseados em atributos funcionais, que podem ser definidos, como características da planta que são importantes para determinar a resposta de uma espécie ao meio ambiente e/ou importante para o funcionamento daquele ecossistema (DÍAZ e CABIDO, 1997; GARNIER *et al.*, 2004; CHAZDON, 2014). As variações nos atributos funcionais das espécies, refletem suas estratégias ecológicas em diferentes escalas (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013; LOHBECK *et al.*, 2015) e podem fornecer informações importantes a respeito da vegetação de florestas maduras (POORTER *et al.*, 2008) e também daquelas com histórico de uso antrópico da terra (GARNIER *et al.*, 2004; CHAZDON *et al.*, 2010), bem como da importância e relação com os fatores edáficos ou topográficos durante a recuperação florestal frente aos diferentes históricos de uso da terra (HOLL *et al.*, 2000).

Em termos de recuperação florestal, as estratégias ecológicas relacionadas à aquisição e uso de recursos (aquisitiva ou conservativa) podem ser observadas na comunidade arbórea e são diferentes durante a recuperação florestal, uma vez que barreiras abióticas tendem a

favorecer atributos aquisitivos no início do processo e, conforme o desenvolvimento da comunidade avança, barreiras bióticas começam a favorecer atributos conservativos (DÍAZ *et al.*, 2004; CHAZDON *et al.*, 2010, MOUCHET *et al.*, 2010, MASON *et al.*, 2012; REICH, 2014). Dentro deste espectro de mudança, estudos encontraram em florestas úmidas, grande importância na disponibilidade de luz (LOHBECK *et al.*, 2015), atributos do solo (HOLL, 1999; 2000; LU *et al.*, 2002), clima, dentre outros, em florestas úmidas.

A partir da perspectiva de diferentes estratégias ecológicas no decorrer da recuperação florestal, a escolha de atributos funcionais coerentes para verificar tais mudanças é importante, e em casos de estágios iniciais de sucessão ocupados por espécie pioneiras, atributos relacionados a sementes ou dispersão são fundamentais (CHAZDON, 2014). Dentre as possibilidades, a classificação detalhada das síndromes de dispersão mostrou que as pressões seletivas sobre esse atributo, pelos gradientes altitudinais, não são fortes (MARTINS *et al.*, 2014). Em recuperação florestal, após uso da terra antrópico, é esperado uma significativa mudança no tamanho das sementes, tipo e tamanho de fruto e forma de dispersão com o avanço da regeneração de florestas secundárias (POORTER *et al.*, 2008; CHEUNG *et al.* 2010; MUÑIZ-CASTRO *et al.*, 2012; WARRING *et al.*, 2016).

A densidade de madeira descreve muitos aspectos da forma e função da planta (CORNELISSEN *et al.*, 2003; CHAVE *et al.*, 2009). Espécies com maior densidade de madeira, que são mais frequentes em florestas antigas, tendem a crescer mais devagar uma vez que assimilam mais carbono do que espécies de baixa densidade de madeira, que são mais frequentes em florestas novas ou após recente uso antrópico da terra (CHAVE *et al.*, 2009; CHAZDON, 2014). Dessa forma, espera-se que no decorrer da recuperação da floresta verifique-se um aumento de espécies com valores mais elevados de densidade de madeira na comunidade (CHAVE *et al.*, 2009).

A relação da síndrome de dispersão, características do fruto e densidade da madeira com parâmetros de solo e topográficos possuem peculiaridades de acordo com o ambiente de estudo (CHAZDON, 2014). Em escala local, a topografia é fortemente relacionada a ocorrência de pequenos gradientes em termos de nutrientes e água no solo, bem como, microclima (HOLL, 1999; BAILLIE, 1996) e fatores como direção da vertente, declividade e elevação podem influenciar de forma neutra, negativa e positiva características de dispersão e fruto (AIDE *et al.*, 1996; 2000; CHAPMAN *et al.*, 2016) e de densidade de madeira (CHAVE *et al.*, 2006; MOSER *et al.*, 2008; SILK *et al.*, 2010). Já fatores edáficos como carbono, saturação por alumínio e temperatura do solo são filtros usualmente importantes na regeneração da floresta (CHAZDON, 2014) e sabe-se que pode apresentar relações positivas e negativas com densidade

de madeira (SILK *et al.*, 2010) bem como para dispersão e características do fruto (CHAPMAN *et al.*, 2016).

Nesta perspectiva, ainda existem lacunas para compreender a importância relativa e relação com os parâmetros de solo e topográficos em Floresta Tropical, principalmente, relacionados a regeneração da floresta após diferentes usos da terra. Dessa forma, os objetivos do trabalho são: (1) verificar se parâmetros do solo (carbono, saturação por alumínio e temperatura) ou topográficos (declividade, direção da vertente e altitude) são mais relevantes na comunidade atual da regeneração de Floresta Secundária Atlântica Montana após histórico de corte seletivo, pastagem e sem histórico de uso da terra, caracterizadas a partir de atributos funcionais (comprimento do fruto, densidade de madeira e síndrome de dispersão) e (2) verificar as relações de cada parâmetro do solo (carbono, saturação por alumínio e temperatura) e topográfico (declividade, direção da vertente e altitude) com os atributos funcionais selecionados.

A partir do exposto, espera-se que na área sem histórico de uso da terra e naquela de regeneração após corte seletivo, que possuem ausência de uso da terra conhecido ou de baixo impacto, as variáveis topográficas tivessem maior importância e relacionam-se com limitações de dispersão, ou seja, bióticas. Em contraposto, a área de regeneração após pastagem, que caracteriza um tipo de uso severo da terra, apresenta maior importância de parâmetros do solo que se relacionam com filtros abióticos e barreiras de estabelecimento das espécies (DÍAZ *et al.*, 2004; CHAZDON *et al.*, 2010). Tais respostas poderão contribuir para atividades de manejo florestal, direcionando ações em busca de uma recuperação efetiva da floresta em termos de riqueza, composição florística e funcionamento.

## **Material e métodos**

### **Área de estudo**

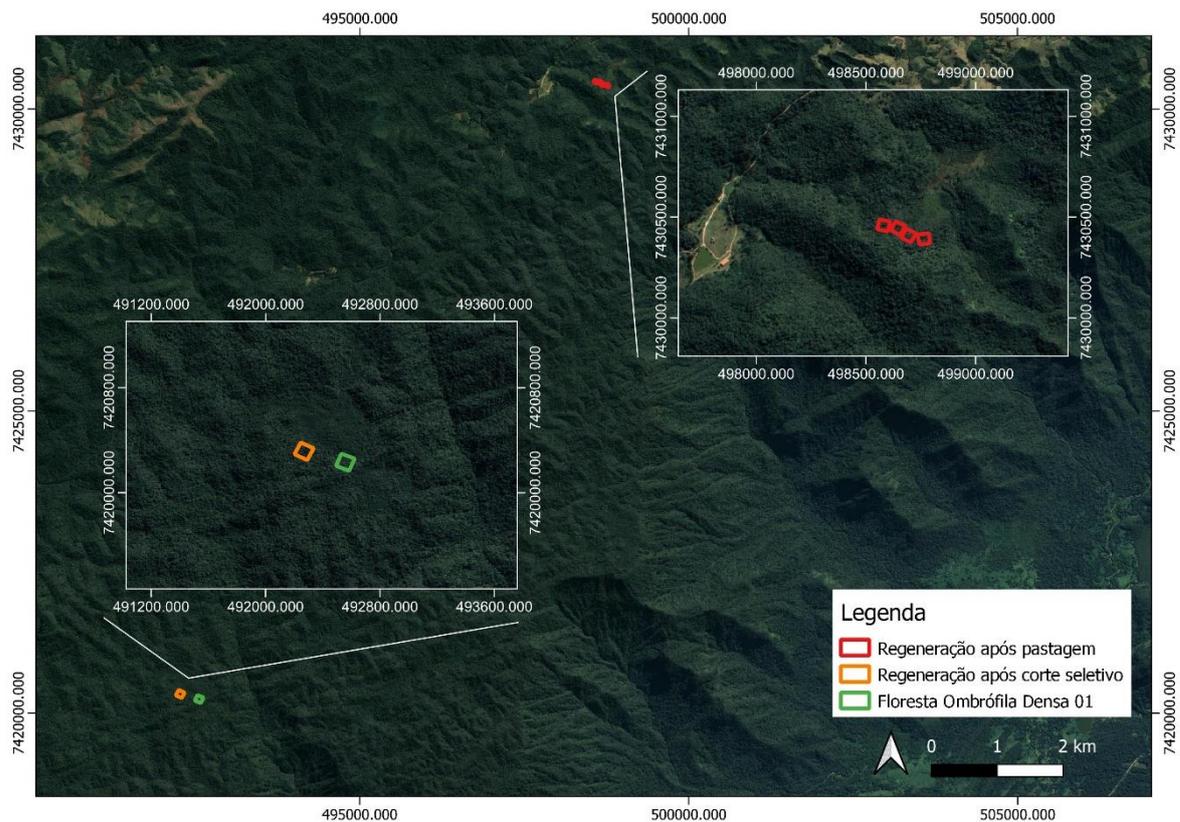
As áreas de estudo localizam-se no planalto dentro do Parque Estadual da Serra do Mar -SP (PESM, 23°58'05''S e 46°39'00''O). O Núcleo Cunha (23°13' - 23°16'S e 45°02' - 45°05'O) encontra-se no extremo norte do Parque com amplitude altitudinal de 1000 a 1228 metros do nível do mar, enquanto o Núcleo Santa Virgínia (23°17' - 23°24'S e 45°03' - 45°11'O) ao centro do parque apresenta uma variação de 740 a 1620 m do nível do mar. Predomina-se o relevo escarpado na região do PESH, mas pode-se observar também outros tipos de relevo como espigões com cimos ondulados e traçados sinuosos, principalmente no núcleo Cunha (FURIAN e PFEIFER, 1986).

O clima predominante no Parque Estadual da Serra do Mar é subtropical de inverno seco e verão quente (Cwa – temperatura média inferior a 18°C no inverno e superior a 22°C no verão). Especificamente nos anos de 2015/2016 a média anual de temperatura foi 17°C, com média mensal mínima de 13°C em julho e máxima de 20°C em janeiro. Neste período ocorreu grande variação da precipitação e o valor anual foi próximo de 1500 mm, com mês mais seco em julho (2,2 mm em Cunha) e mais úmido em fevereiro (408 mm em Cunha).

O Parque Estadual da Serra do Mar é um dos remanescentes mais bem preservados de Floresta Atlântica do Brasil e, especificamente as áreas de estudo, pertencem a fitofisionomia de Floresta Ombrófila Densa Montana (VELOSO *et al.*, 2012), aqui tratadas como Floresta Tropical Montana. No histórico do PESM, sabe-se que houve diferentes tipos de uso da terra em alguns trechos e, atualmente, após 45 anos de sua criação, o remanescente compreende um mosaico de florestas antigas e florestas secundárias. Neste estudo utilizamos trechos florestais que possuem diferentes históricos de uso da terra (NSV 01 – sem histórico de uso; NSV 04 – corte seletivo e NUC 01 – corte raso seguido de pastagem) e que estão em regeneração natural desde a criação do Parque, ou seja, aproximadamente 45 anos (Figura 1).

### **Coleta de dados**

A base do estudo do componente arbóreo foi o censo de 2015/2016 de três parcelas permanentes (NSV 01, NSV 04 e NUC 01) instaladas no âmbito dos Projetos PELD/BIOTA e ECOFOR (Processos 2012/51509-8 e 2012/51872-5), que fazem parte do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade ([www.biota.org.br](http://www.biota.org.br)) e estão disponíveis no ForestPlot. A descrição detalhada da área de estudo bem como da coleta de dados, que foi padronizada para todas as áreas, podem ser encontrados em Jolly *et al.* (2012).



**Figura 1.** Áreas de Floresta Atlântica Montana com diferentes históricos de uso da terra (NSV 01 – sem histórico de uso; NSV 04 – corte seletivo e NUC 01 – corte raso seguido de pastagem) localizadas no Parque Estadual da Serra do Mar/SP.

Retiramos das análises os indivíduos de fetos arborescentes e palmeiras do componente arbóreo, ou seja, e foram utilizadas apenas as árvores vivas com  $DAP \geq 4,8$  cm. Optou-se pelas 35 espécies com maior Índice de Valor de Cobertura (IVC), que correspondem a 80% da área basal, encontrados por Souza *et al.* (dados ainda não publicados – Anexo 1) em 30 subparcelas de 10 x 10 m (0,3 ha) sorteadas entre 100 subparcelas por área (totalizando 0,9 ha de amostragem). Previamente, com a finalidade de verificar a distribuição dos dados e validar a comparação proposta, foi gerada uma comparação do atributo da área basal das 30 subparcelas e do respectivo conjunto completo de dados, ou seja, do hectare de cada área (Anexo 2).

### Levantamento dos atributos funcionais e cálculo da composição funcional

Foram levantados cinco atributos funcionais das espécies, mas após teste de correlação, as variáveis de categoria sucessional e massa da semente foram excluídas (Anexo 5B, 5D e 5F). Dessa forma, optou-se por três atributos que são relacionados com a recuperação da vegetação após o uso da terra: (1) comprimento do fruto (2) densidade de madeira e (3) guildas de dispersão (Anexo 1).

O comprimento do fruto foi levantado a partir do trabalho de Bello *et al.* (2017), onde buscamos a espécie e, quando não encontramos um valor para espécie, realizamos uma média para o gênero a partir de uma amostra para outras espécies do mesmo gênero citadas no trabalho. Já a densidade da madeira utilizamos como base o proposto por Chaves *et al.* (2006) e quando não encontramos a espécie usamos a referência de gênero ou até mesmo família para compor o banco de dados. Já para a guildas de dispersão, optou-se pelo uso da proposta de Martins *et al.* (2014), especificamente os dois últimos níveis de classificação em uma medida categórica de dados (Tabela 1).

**Tabela 1.** Descrição dos atributos funcionais levantados para as 35 espécies de maior Índice de Valor de Cobertura (IVC) das áreas de Floresta Tropical Atlântica com diferentes históricos de uso da terra localizadas no Parque Estadual da Serra do Mar - SP.

Traço funcional (unidade)	Tipo de variável	Peso e descrição das variáveis	Processos fisiológicos relacionados	Referências utilizadas
Comprimento do fruto (mm)	Contínua	–	Estabelecimento, dispersão, regeneração e sobrevivência.	Bello <i>et al.</i> (2017).
Densidade de madeira (g/cm <sup>3</sup> )	Contínua	–	Longevidade, taxa de crescimento, altura máxima e armazenamento de carbono.	Chave <i>et al.</i> (2006).
Dispersão	Categórica	(peso 1) Abiótico, Vento (peso 1,5) Abiótico, Poeira (peso 2) Pássaro; Bacoíde (peso 2,5) Pássaro; Drupa (peso 3) Pássaro; Apêndice carnudo (peso 4) Mamífero; Claro e opaco (peso 4,5) Mamífero; Cores atrativas	Fecundidade, estruturação genética, regeneração e sobrevivência.	Martins <i>et al.</i> (2014).

Para o cálculo da composição funcional e investigação das estratégias ecológicas de cada comunidade, primeiro foram gerados valores médios dos atributos nas comunidades, ponderados pelas abundâncias das espécies em cada unidade amostral de 10 x 10 m (CWM, community weighted mean traits, que corresponde à matriz T, segundo Pillar *et al.*, 2009. Essa

construção foi realizada seguindo o script proposto Kleyer *et al.* (2012) o que permitiu avaliar quais atributos do componente arbóreo estão prevalecendo nas diferentes áreas amostradas, e assim, prover respostas acerca das estratégias ecológicas das espécies que mais contribuem para a composição do Índice de Valor de Cobertura nas áreas. O software R foi utilizado para estas análises (R CORE TEAM, 2019).

Após a construção da CWM, a composição funcional foi investigada a partir de uma Análise de Componentes Principais (PCA) de modo que pudesse verificar qual atributo corresponde a maior variação na complexidade funcional de cada área no primeiro eixo (NSV 01 – sem histórico de uso da terra, NSV 04 – histórico de corte seletivo e NUC 01 – histórico de corte raso seguido de pastagem) (Figura 2). Optou-se pelo programa Fitopac 2.1 (SHEPHERD, 2010) para a construção desta ordenação.

### **Variáveis explicativas selecionadas**

A seleção das variáveis explicativas para este segundo capítulo ocorreu com base no resultado do primeiro capítulo deste documento intitulado “REGENERAÇÃO ARBÓREA EM FLORESTA ATLÂNTICA E CORRELAÇÃO COM PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO E LUMINOSIDADE” e seguem descrição detalhada abaixo:

#### **Variáveis explicativas edáficas (carbono, saturação por alumínio e temperatura do solo)**

Foram coletadas amostras deformadas de solo em superfície (0-30 cm) em 16 subparcelas por área (NSV 01, NSV 04 e NUC 01) equidistantes 20 m. Todas as amostras foram secas ao ar, separadas de materiais vegetais e pedras, homogeneizadas, moídas e peneiradas (2mm) para as análises químicas posteriores no Laboratório de Fertilidade do Solo do Instituto Agrônômico (IAC), que foram analisadas seguindo os métodos propostos em manual de análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais (RAIJ *et al.*, 2001), para a obtenção de carbono (%) e saturação por alumínio (%). Foi calculada a diferença da máxima e mínima da temperatura do solo (°C) anual a partir de medias mensais feitas com termômetro de umidade com haste de 20cm (Incoterm).

A utilização do método de interpolação espacial de dados é uma alternativa para estimar valores de uma variável em área interior aos pontos de amostragem disponíveis (ANDRIOTTI, 2003) e foi utilizada para as estimar a porcentagem de carbono, saturação por alumínio e temperatura do solo nas trinta subparcelas de cada área. Optou-se pelo uso da Ponderação do Inverso da Distância (IDW) com ponderador três através do software ArcGIS 10.2.

#### **Variáveis explicativas do terreno (elevação, aspecto e inclinação do terreno)**

A elevação e inclinação do terreno foram obtidas através da coleta de dados realizadas no momento de implementação das áreas com teodolito por equipe de topógrafos especializada. Para a inclinação do terreno usamos a média das duas linhas de vertentes principais (mais íngremes) para cada uma das 30 subparcelas de 10x10m estudadas. A direção da vertente foi obtida de um modelo digital do terreno (DTM) gerado a partir dos dados do satélite ALOS (Advanced Land Observing Satellite) e a métrica foi extraída com uma resolução de 12,5 m de pixel usando o 3D Spatial Analyst no ArcGIS 10.2.

### **Cálculo dos modelos e importância variável relativa**

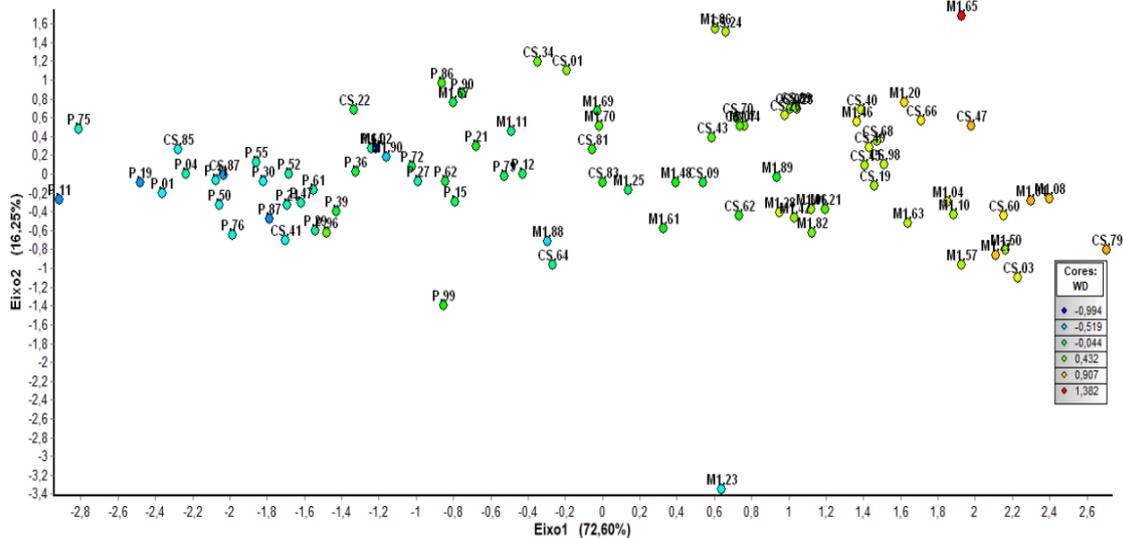
Para este teste optou-se pela seleção do modelo usando o Akaike Criterion Information (AICc). Usamos o GLM com uma distribuição normal, por meio da função "lmer" no pacote "lme4" na versão r 3.3 (R CORE TEAM, 2019). Supomos que as florestas com e sem histórico de uso respondem aos processos edáficos e de terreno de maneira diferente, e que o histórico de uso e estado de conservação pode influenciar essas relações. Dessa forma, realizamos seleções de modelos considerando três condições previamente mencionadas de (1) floresta sem histórico de uso da terra (NSV 01 ou M1), (2) floresta com histórico de corte seletivo, considerado baixo impacto (NSV 04 ou CS) e (3) floresta com histórico de pastagem (NUC 01 ou P), considerado alto impacto. Optou-se pela função "dredge" do pacote MuMIn em r, começando com um modelo completo que incluía todas as variáveis explicativas. Em seguida, calculamos a importância da variável relativa para cada variável entre modelos plausíveis com  $\Delta AICc < 2$ , pela função "média do modelo" do pacote MuMIn. A soma desses pesos variáveis é igual a um.

Levamos em consideração a correlação espacial de covariáveis para testar o peso da variável relativa das outras variáveis explicativas pois, os pontos amostrais são próximos (alguns casos 20 metros) e para tanto usamos a função "autocov\_dis" do pacote spdep em r. A correlação espacial foi calculada a partir da distância média de todas as amostras vizinhas, indicando o grau de agrupamento entre variáveis dependentes. Essa variável de correlação espacial foi calculada para todos os pontos de amostra e incorporada nos modelos.

### **Resultados**

No total das três áreas, 87 espécies (Anexo 1) foram utilizadas na construção da matriz daquelas com maior Índice de Valor de Cobertura (IVC). A Análise de Componentes Principais (PCA) dos atributos funcionais, após a transformação para comunidade, revelou que o primeiro eixo é mais correlacionado com densidade de madeira (0,59 – Figura 2).

A PCA do atributo densidade de madeira mostrou que os menores valores desse atributo caracterizaram grande parte da área de regeneração florestal após histórico de pastagem. Já os valores intermediários deste atributo caracterizaram áreas de regeneração florestal com diferentes histórico de uso e para finalizar os maiores valores caracterizaram grande parte da área ser histórico de uso da terra (Figura 2).



**Figura 2.** Análise de Componentes Principais (PCA) do atributo funcional densidade da madeira após o cálculo dos traços médios ponderados pela comunidade das áreas de Floresta Tropical Atlântica com diferentes históricos de uso da terra (M1 = sem histórico de uso do solo, SC = histórico de corte seletivo e P = histórico de pastagem) localizadas no Parque Estadual da Serra do Mar/SP.

Em relação às variáveis explicativas do solo e terreno as áreas apresentaram pouca similaridade (Anexo 3). A porcentagem de carbono foi maior na parcela sem histórico de uso da terra seguido de corte seletivo e raso com pastagem. As áreas sem histórico de uso e corte seletivo são similares em saturação por alumínio já a regeneração após pastagem possui uma variação muito grande deste atributo. A diferença de temperatura do solo foi maior na área de pastagem e menor na área de corte seletivo. A direção da vertente, foi a variável de terreno mais próxima entre as áreas e de forma geral as parcelas da área de regeneração estão mais direcionadas ao norte e as da área madura mais ao sul. A elevação da área de regeneração após pastagem é maior que das demais áreas e, a declividade é maior e mais variável na área madura e menor na área de corte seletivo (Anexo 3). As variáveis explicativas tiveram baixa correlação entre si, máximo de 0,7 entre altitude e variação de temperatura do solo (Anexo 4).

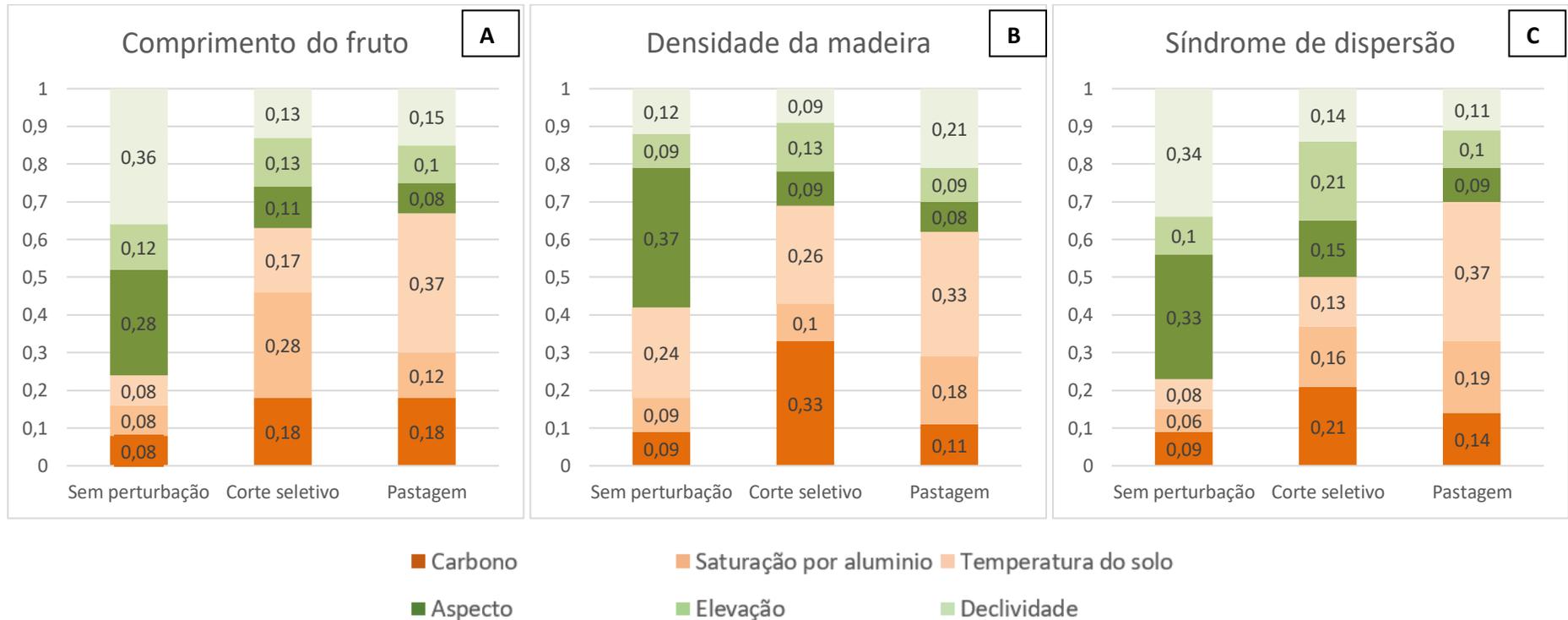
O traço médio do comprimento do fruto, ponderados pela densidade da comunidade, mostrou maior valor e menor amplitude na área de corte seletivo, seguido por área sem histórico

de uso da terra, com valores próximos e, por último, a área de regeneração após pastagem que mostrou os menores valores e a menor amplitude deste traço médio. Já a densidade da madeira mostrou valores mais elevados na área sem histórico de uso da terra com maior amplitude, seguida de corte seletivo e área de regeneração após pastagem, que apresentou a menor amplitude em relação as demais. E, dispersão, única variável categórica, mostrou o mesmo padrão de valores do atributo funcional de densidade da madeira (Anexo 4).

A análise individual das áreas mostrou peculiaridades entre elas, e de forma geral, as variáveis explicativas possuem pesos diferentes entre as áreas para cada variável resposta. Ao considerar generalidades, observa-se para comprimento do fruto e densidade de madeira que o peso entre as variáveis de solo teve maior peso nas áreas de corte seletivo e pastagem enquanto que a topografia teve maior relevância na composição funcional da área sem histórico de uso (Figura 4A e 4B). Enquanto a síndrome de dispersão, na área de pastagem teve maior importância relativa para variáveis do solo e na área de corte seletivo o peso foi relativamente similar entre as variáveis edáficas e topográficas, e na área sem histórico as variáveis topográficas tiveram um maior peso (Figura 4C).

As variações do comprimento do fruto (Figura 4A) foram mais relacionadas a variáveis edáficas nas áreas de regeneração após corte seletivo e pastagem. Na regeneração após corte seletivo a variável saturação por alumínio (0,28) foi a que apresentou maior peso enquanto na floresta após pastagem a diferença entre temperatura máxima e mínima do solo (0,37) foi mais importante. Nestes dois trechos a porcentagem de carbono apresentou o segundo maior peso entre as variáveis (0,18). Na área sem histórico de uso da terra as variáveis topográficas tiveram maior importância com a declividade (0,36) em primeiro lugar seguida por direção da vertente (0,28).

**Figura 4.** Peso das variáveis explicativas para cada variável resposta das áreas de Floresta Tropical Atlântica com diferentes históricos de uso da terra no Parque Estadual da Serra do Mar/SP. **A**= atributo funcional comprimento do fruto, **B**= atributo funcional densidade da madeira e **C**= atributo funcional de síndrome de dispersão.



Assim como para o comprimento do fruto, a densidade da madeira (Figura 4B) foi mais relacionada à variáveis edáficas nas áreas de regeneração após corte seletivo e pastagem, enquanto que, as variáveis topográficas tiveram maior peso na área sem histórico de uso da terra. A diferença de temperatura máxima e mínima do solo foi importante nas três áreas de floresta e ocupou a primeira posição na área de pastagem (0,33) e a segunda posição nas áreas de corte seletivo (0,26) e sem histórico de uso da terra (0,24). Na área de regeneração após pastagem o segundo maior peso foi de saturação por alumínio (0,18), enquanto as áreas de regeneração após corte seletivo e sem histórico de uso da terra destacaram na primeira posição, respectivamente, carbono (0,33) e direção da vertente (0,37).

A síndrome de dispersão mostrou um padrão distinto dos outros dois atributos estudados, pois, enquanto a área de regeneração após pastagem apresentou maior peso de variáveis edáficas, a área após corte seletivo teve o peso igualmente distribuído entre variáveis edáficas e topográficas. A área sem histórico de uso da terra continuou a possuir maior importância para variáveis topográficas. A área de regeneração após pastagem apresentou maior importância da diferença de temperatura máxima e mínima do solo (0,37) e saturação por alumínio (0,19). Enquanto na área de corte seletivo, as variáveis carbono e declividade (ambas com 0,21) foram mais importantes na composição funcional, e na área sem histórico de uso da terra a declividade (0,34) e a direção da vertente (0,33) foram mais relevantes.

A respeito do sentido das relações entre as variáveis preditoras e os atributos estudados, somente o atributo densidade da madeira mostrou um padrão, uma vez que todas as relações negativas das áreas foram estabelecidas com variáveis topográficas. Para os demais atributos, tanto variáveis topográficas quanto edáficas apresentaram relação negativa (Tabela 2). Carbono (nas áreas após corte seletivo e pastagem), declividade (sem uso), elevação (corte seletivo e sem uso) e diferença de temperatura do solo (pastagem) tiveram relação negativa com síndrome de dispersão. Enquanto que, para comprimento do fruto, tiveram relação negativa carbono (na área pastagem), direção da vertente (sem uso), elevação (corte seletivo e sem uso) e diferença de temperatura do solo (corte seletivo e sem uso).

**Tabela 2.** Importância relativa de todas as variáveis testadas e seu respectivo coeficiente das áreas de Floresta Atlântica Montana com diferentes históricos de uso da terra no Parque Estadual da Serra do Mar/SP.

Grupo	Composição funcional	Variável	Peso	Coeficiente
Sem histórico de uso da terra	Comprimento do fruto	Carbono	0,2	0,04
		Saturação por alumínio	0,2	-0,10
		Temperatura do solo	0,19	-0,33

		Aspecto	0,68	-0,29
		Elevação	0,28	0,60
		Declividade	0,83	0,35
		Carbono	0,33	0,19
		Saturação por alumínio	0,51	1,35
Corte seletivo	Comprimento do fruto	Temperatura do solo	0,31	-0,59
		Aspecto	0,2	-0,10
		Elevação	0,24	-1,44
		Declividade	0,25	-0,56
		Carbono	0,39	-0,48
		Saturação por alumínio	0,26	-0,04
Pastagem	Comprimento do fruto	Temperatura do solo	0,82	0,27
		Aspecto	0,19	0,00
		Elevação	0,21	0,39
		Declividade	0,33	0,00
		Carbono	0,20	0,05
		Saturação por alumínio	0,21	0,03
Sem histórico de uso da terra	Densidade de madeira	Temperatura do solo	0,51	1,45
		Aspecto	0,81	-0,35
		Elevação	0,21	-0,52
		Declividade	0,26	0,18
		Carbono	0,73	0,74
		Saturação por alumínio	0,23	0,21
Corte seletivo	Densidade de madeira	Temperatura do solo	0,58	1,20
		Aspecto	0,19	-0,02
		Elevação	0,28	-1,47
		Declividade	0,2	-0,20
		Carbono	0,3	0,33
		Saturação por alumínio	0,47	0,14
Pastagem	Densidade de madeira	Temperatura do solo	0,86	0,19
		Aspecto	0,22	-0,06
		Elevação	0,23	-0,67
		Declividade	0,57	0,16
		Carbono	0,26	0,15
		Saturação por alumínio	0,19	-0,02
Sem histórico de uso da terra	Síndrome de dispersão	Temperatura do solo	0,23	-0,23
		Aspecto	0,97	0,43
		Elevação	0,29	-0,76
		Declividade	0,98	-0,39
		Carbono	0,33	-0,35
		Saturação por alumínio	0,26	0,16
Corte seletivo	Síndrome de dispersão	Temperatura do solo	0,21	0,32
		Aspecto	0,25	0,15
		Elevação	0,34	-2,05
		Declividade	0,23	-0,06
		Carbono	0,28	-0,23
		Pastagem	Síndrome de dispersão	Carbono

Saturação por alumínio	0,39	0,09
Temperatura do solo	0,76	-0,25
Aspecto	0,19	-0,02
Elevação	0,2	0,07
Declividade	0,22	0,02

## Discussão

Os traços médios ponderados por comunidade mostraram que o componente arbóreo da área de regeneração após pastagem, é caracterizado por espécies de menor comprimento do fruto e densidade de madeira, com predominância de dispersão abiótica (vento) ou pássaros. Este padrão já não é evidente na área de regeneração após corte seletivo, pois os valores foram próximos da área sem histórico de uso da terra. A composição inicial de espécies, juntamente com a posterior colonização sequencial, ocorre em resposta as mudanças nas condições bióticas e abióticas da floresta (FINEGAN, 1996; CHAZDON, 2014). O estabelecimento de espécies de crescimento lento, tolerantes a sombra e/ou características de sub-bosque ocorrem por último na regeneração (CHAZDON *et al.*, 2010) e, dessa forma, os dados sugerem que a área de floresta secundária após pastagem ainda não apresenta condições bióticas e abióticas para o estabelecimento destas espécies.

O solo dos trechos de Floresta Tropical Atlântica Montana estudados são pobres em cátions básicos, ricos em alumínio e mantem um ciclo fechado de nutrientes (MARTINS, 2010) e, uma vez que as consequências das mudanças dos parâmetros do solo relacionam-se com o tipo de uso da terra (CHAZDON, 2014; JAKOVAC *et al.* 2015) são esperadas diferenças mesmo após anos de regeneração natural. Alguns estudos relatam que a conversão de floresta em pasto pode aumentar os níveis de carbono e matéria orgânica e diminuir a temperatura do solo (BAILLIE, 1996), todavia, quando considera-se a prática de queima da biomassa vários parâmetros do solo são prejudicados e podem influenciar durante décadas a floresta como verificado na Amazônia (GOMES e LUIZÃO, 2012). Sugere-se então, que a prática da queimada seguida de pasto na Floresta Tropical Montana foi decisiva para caracterizar o trecho de floresta secundária com os menores teores de carbono, as maiores amplitudes de temperaturas do solo e também dos valores de saturação por alumínio.

As variáveis topográficas estudadas não são diretamente afetadas pelo uso da terra, mas, são particularmente importantes na heterogeneidade da Floresta Atlântica que com suas ondulações, criam vertentes com diferentes declividades e direções, recebendo, portanto, diferentes quantidades de luz solar (BARRY e CHORLEY, 1972; BAILLIE, 1996). No

hemisfério sul, vertentes de azimute norte são mais expostas a incidência de raios solares tanto no inverno quanto no verão e juntamente com declividade e altitude resultam em uma série de mudanças microclimáticas (BARRY e CHORLEY, 1972). Sabe-se que, historicamente, na Floresta Atlântica o uso da terra foi associado a áreas mais convenientes de produção, tanto por maior produtividade quanto por maior facilidade de acesso (BRASIL, 2010) e dessa forma as características da área com histórico de pastagem para uso da terra são melhores pois possuem orientação de vertente mais voltadas para o norte e menor declividade em comparação aos demais trechos florestais.

A regeneração natural de áreas abandonadas após agricultura, pastagem ou corte seletivo são influenciadas pelo uso antrópico passado que, por não ser igual, resulta em peculiaridades durante a recuperação da floresta (CHAZDON *et al.*, 2014; JAKOVAC *et al.*, 2016). Em estágios iniciais de recuperação da vegetação, fatores que governam a colonização das espécies são mais importantes que estão usualmente relacionados a condições abióticas enquanto que, em estágios finais, condições de competição e tolerância são fundamentais e relacionam-se a condições bióticas do meio (HOLL, 1999; GUARIGUATA e OSTERGARD, 2001; CHAZDON *et al.*, 2014). A resposta diferente dos atributos funcionais estudados aos parâmetros abióticos levantados reforça essa perspectiva, bem como sobre as mudanças de estratégias ecológicas relacionadas à aquisição e uso de recursos (aquisitiva ou conservativa) durante a recuperação da floresta.

Com a recuperação da estrutura do componente arbóreo o dossel vai se fechando e as clareiras tendem a diminuir (GUARIGUATA e OSTERGAD, 2001; CHAZDON, 2014). Todavia a mudança é gradual e dependem do tipo de uso prévio da terra, e neste período, as flutuações na radiação solar promovem alterações em outras variáveis microclimáticas sendo determinante no processo de regeneração da floresta, tais como; aumento na máxima, média e variação das temperaturas do ar e solo, especialmente em dias quentes (BAILLIE, 1996). Adicionalmente, a quantidade de matéria orgânica diminui, principalmente após a prática de corte e queima, além de elevar a saturação por alumínio, tal fato pode impedir a absorção de determinados nutrientes importantes para a planta e influenciar a regeneração florestal (SILVA NETO *et al.*, 2019).

O comprimento do fruto e a síndrome de dispersão, embora não tenham apresentado alta correlação nas áreas de estudos (Anexo 5B, 5D e 5F) são atributos relacionados a processos fisiológicos similares (ver Tabela 1). Em Florestas Tropicais Montanas tais atributos mudam em relação ao aumento da altitude e questões topográficas (BIN *et al.*, 2010; CHAPMAN *et al.*, 2016), todavia essas variáveis só foram relevantes na área sem histórico de uso da terra.

Nas áreas de regeneração após pastagem e corte seletivo, variáveis como temperatura e fertilidade do solo são mais importantes na influência destes atributos funcionais e estão de acordo com relações de espectro de dispersão para Floresta Tropical Montana (CHAZDON *et al.*, 2014; CHAPMAN *et al.*, 2016) e também montagem de Florestas Tropicais (MARCILIO-SILVA *et al.*, 2016).

O último atributo funcional avaliado foi densidade de madeira que descreve muitos aspectos da forma e função da planta (CORNELISSEN *et al.*, 2003; CHAVE *et al.*, 2009) e suas mudanças ao longo da recuperação da floresta estão relacionadas ao fechamento do dossel após perturbações de retirada da biomassa vegetal (BAILLIE, 1996; CHAZDON, 2014). Nesta perspectiva, na área sem histórico de uso da terra e na área de regeneração após pastagem, flutuações na radiação solar estão promovendo a maior importância das variáveis de direção da vertente e amplitude da temperatura do solo. Em uma floresta sem histórico de uso, espera-se que o direcionamento da vertente tenha muita importância na recepção de luz solar, enquanto que, na área de regeneração após pastagem a formação incompleta do dossel direciona a importância para as variações microclimáticas diretas como a amplitude de temperatura do solo. Enquanto na área de regeneração após corte seletivo, a estrutura do dossel foi parcialmente preservada e, nestas condições, as alterações relacionadas a fertilidade do solo influenciaram esse atributo.

Considerações generalistas podem ser feitas sobre as relações das variáveis respostas e preditoras, mas devem ser sempre cautelosas pois o ambiente é complexo e estuda-se apenas uma fração das variáveis. A maioria das relações negativas tiveram coeficientes que variaram entre 0 – 0,5, ou seja, são baixas. A relação negativa e com coeficiente alto foi observada para variáveis topográficas e estão de acordo com outros trabalhos de Floresta Tropical (CHAVE *et al.*, 2006; MOSER *et al.*, 2008; SILK *et al.*, 2009) e pode estar relacionada a limitações de dispersão por gravidade bem como a alterações edáficas e microclimáticas da floresta (BAILLIE, 1996 - comparações não verificadas neste trabalho).

Esses resultados confirmam parcialmente a hipótese do trabalho pois, embora as florestas com e sem histórico de uso respondem aos processos edáficos e de terreno de maneira diferente, que se relacionou ao histórico de uso e estado de conservação, a regeneração após um uso de baixo impacto não apresentou comportamento similar a área sem histórico de uso da terra. Uma vez reconhecida a importância das Florestas Secundárias Tropicais no atual cenário global (CHAZDON *et al.*, 2009; FAO 2010; POORTER *et al.*, 2016), trabalhos que ajudem a compreender a interface da vegetação e parâmetros abióticos de acordo com o uso da terra

prévio são importantes para a compreensão do funcionamento destes ecossistemas bem como de medidas intervencionais para sua recuperação e estabilidade.

## **Conclusão**

As florestas com e sem histórico de uso respondem aos processos edáficos e de terreno de maneira diferente e estão relacionadas ao histórico de uso e estado de conservação da floresta. Os atributos funcionais: comprimento do fruto, densidade de madeira e síndrome de dispersão representaram bem as diferenças entre as áreas de floresta, direcionando que, em Florestas Secundárias Tropicais Montana com histórico de uso da terra de baixo ou de alto impacto, variáveis edáficas são mais importantes para os atributos estudados. Diferentemente, em Floresta Tropical Montana sem histórico prévio de uso da terra variáveis do terreno são mais importantes para estes atributos.

A diferença entre os tipos de uso da terra, em termos de atributos funcionais e os respectivos fatores abióticos mais importantes para a composição dos mesmos, pode refletir na regeneração da floresta influenciando aspectos fundamentais como germinação e estabelecimento da vegetação. Neste sentido, o acompanhamento das áreas para verificar a dinâmica da vegetação e assim aferir sua recuperação é fundamental.

## **Agradecimentos**

Este trabalho foi co-financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/CNPq (PELD Processo 403710/2012-0), pelo Natural Environment Research Council/NERC da Grã-Bretanha e pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo/FAPESP no âmbito dos Projetos PELD/BIOTA e ECOFOR (Processos 2012/51509-8 e 2012/51872-5), que fazem parte do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade ([www.biota.org.br](http://www.biota.org.br)). Autorizações COTEC/IF 002.766/2013 e 010.631/2013.

## **Referências Bibliográfica**

AIDE, T. M. et al. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevation gradient in Puerto Rico. **Biotropica**, [s. l.], v. 28, p. 537–548, 1996.

AIDE, T. M. et al. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 8, p. 328–338, 2000.

ANDRIOTTI, J. **Fundamentos de estatística e geoestatística**. São Paulo: Editora Unisinos, 2003.

- BARRY, R. G.; CHORLEY, R. J. **Atmosphere, wather and climate**. London:Methuen, 1972.
- BAILLIE, I. C. Soils of the humid tropics. *In*: RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest**. Second edition. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.
- BELLO, C. *et al.* Atlantic frugivory: a plant–frugivore interaction data set for the Atlantic Forest. **Ecology**, [s. l.], v. 98, p. 1729-1729, 2017.
- BIN et al. The effects of dispersal limitation and topographic heterogeneity on beta diversity and phylobetadiversity in a subtropical forest. **Plant Ecol**, [s. l.], v. 209, p.237–256, 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Mata Atlântica: manual de adequação ambiental. 2010. Disponível em: [https://www.mma.gov.br/estruturas/202/\\_arquivos/adequao\\_ambiental\\_publicao\\_web\\_202.pdf](https://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/adequao_ambiental_publicao_web_202.pdf). Acesso em: 20 jul. 2019.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. “Tropical Secondary Forests”. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.
- CHAPMAN, H. et al. Seed-dispersal ecology of tropical montane forests. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. , p. 1 -18, 2016.
- CHAZDON, R. L. **Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation**. University of Chicago Press, Chicago, IL, 2014.
- CHAZDON, R. L. et al. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, [s. l.], v.42, p. 31–40, 2010.
- CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conserv. Biol.**, [s. l.], v.23, p. 1406–1417, 2009.
- CHAVES, J., et al. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecol. Lett.**, [s. l.], v. 12, p. 351–366, 2009.
- CHAVES, J. et al. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 16, p. 2356–2367, 2006.
- CHEUNG, K.C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Forest recovery in newly abandoned pasture in southern Brazil: implications for the Atlantic Forest resilience. **Natureza & Conservação**, [s. l.], v.8, n.1, p.66-70, 2010.
- CORNELISSEN, J. H. C. et al. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, [s. l.], v. 51, p. 335–380, 2003.
- DÍAZ, S. et al. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. **Journal of Vegetation Science**, [s. l.] v. 15, p. 295-304, 2004.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. **Journal of Vegetation Science**, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 463-474, 1997.

FAO, **Global Forest Resources Assessment**. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy, 2010.

FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11:119-124, 1996.

FURIAN, S. M.; PFEIFER, R. M. Levantamento de reconhecimento do meio físico do Núcleo Cunha, SP. **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 40, n. 2, p. 183-193, 1986.

GARNIER, E. et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. **Ecology**, [s. l.], v. 85, p. 2630–2637, 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1890/03-0799>. Acesso em: 2020-02-23.

GOMES, A. C. S.; LUIZÃO, F. J. Leaf and soil nutrients in a chronosequence of second-growth forest in central Amazonia: implications for restoration of abandoned lands. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 20, p. 339-345, 2012.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 148, p. 185-206, 2001.

HOLL K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, 8:339-349, 2000.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 229–242, 1999.

JAKOVAC, C. C. et al, Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests. **Journal of Vegetation Science**, [s. l.], v. 27, p. 1104–1116, 2016.

JOLY, C. A. et al. Floristic and phytosociology in permanent plots of the Atlantic Rainforest along an altitudinal gradient in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v.12, n. 1, p. 125-145, 2012.

KLEYER, M. et al. Assessing species and community functional responses to environmental gradients: which multivariate methods? **J Veg Sci**, [s. l.], v. 23, p. 805-821, 2012.

LOHBECK M. et al. Functional Trait Strategies of Trees in Dry and Wet Tropical Forests Are Similar but Differ in Their Consequences for Succession. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 10, n. 4, p. e0123741, 2015.

LU, D.; MORAN, E.; MAUSEL, P. Linking Amazonian secondary succession forest growth to soil properties. **Land Degrad. Dev.**, [s. l.], v. 13, p. 331–343, 2002.

MASON, N. W. H et al. Changes in coexistence mechanisms along a longterm soil chronosequence revealed by functional trait diversity. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 100, p. 678–689, 2012.

MARCILIO-SILVA, V.; PILLAR, V. D.; MARQUES, M. C. M. Functional turnover and community assemblage during tropical forest succession. **Community Ecology**, [s. l.], v. 17, p. 88–97, 2016.

MARTINS, Susian Christian. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo**. 2010. Tese (Doutorado em Química na Agricultura e no Ambiente) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010. doi:10.11606/T.64.2010.tde-03052010-104238. Acesso em: 2020-02-23.

MARTINS, V. F.; CAZOTTO, L. P. D.; SANTOS, F. A. M. dos. Dispersal spectrum of four forest types along an altitudinal range of the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biota Neotrop.**, Campinas, v. 14, n. 1, e20130003, 2014.

MOSER, G., RÖDERSTEIN, M., SOETHE, N., HERTEL, D. & LEUSCHNER, C. Altitudinal changes in stand structure and biomass allocation of tropical mountain forests in relation to microclimate and soil chemistry. *Ecological Studies*, 198, 229–242, 2008.

MOUCHET, M. A.; VILLEGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, [s. l.], v. 24, p. 867–876, 2010.

MUNIZ-CASTRO, M. A.; WILLIAMS-LINERA, G. e MARTÍNEZ-RAMOS, M. Dispersal mode, shade tolerance, and phytogeographical affinity of tree species during secondary succession in tropical montane cloud forest. **Plant Ecology**, [s. l.], v. 213, p. 339-353, 2012.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, [s. l.], v. 61, n. 3, p. 167-234, 2013.

PILLAR V. D.; DUARTE L. D. S.; SOSINSKI JR. E. E.; JONER F. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. **Journal of Vegetation Science**. [s. l.], v. 20, p. 334-348, 2009.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, [s. l.], v. 530, n. 7589, p. 211-214, 2016.

POORTER, L. et al. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. **Ecology**, [s. l.], v. 89, p. 1908–1920, 2008.

RAIJ, B. V. et al. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2019. URL <https://www.R-project.org/>.

REICH, P.B. The world-wide ‘fast-slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. **Journal of Ecology**, [s. l.], v.102, p. 275-301, 2014.

SCERVINO, R. P.; TOREZAN, M. D. Factors affecting the genesis of vegetation patches in anthropogenic pastures in the Atlantic forest domain in Brazil. **Plant Ecology & Diversity**, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 475-482, 2015.

SHEPHERD, G. J. **Manual do FITOPAC 2.1**. Departamento de Botânica, UNICAMP, Campinas. 2010.

SILVA NETO, E. C. da et al. Temporal evaluation of soil chemical attributes after slash-and-burn agriculture in the Western Brazilian Amazon. **Acta Sci., Agron.**, Maringá, v. 41, p. E42609, 2019.

SILVER, W. L. et al. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. **Ecol. Appl.**, [s. l.], v. 14, p. 1115–1127, 2004.

SLIK, J. W. F. et al. Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity and stem density gradients in Borneo's tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 19, p. 50–60, 2010.

WARRING, B. et al. Functional diversity of reproductive traits increases across succession in the Atlantic forest. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 67, n. 2, p. 321-333, 2016.

VELOSO, H. P., RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. IBGE, Rio de Janeiro, Brasil. 2012.

## ANEXOS

**Anexo 1.** Espécies incluídas nas análises estatísticas que representam as 35 spp. com maior Índice de Valor de Cobertura (IVC) das áreas de Floresta Atlântica Montana com diferentes históricos de uso da terra no Parque Estadual da Serra do Mar/SP. NInd = número de indivíduos e AbsDo= dominância absoluta.

Espécie	Sem histórico		Corte seletivo		Pastagem		Densidade da madeira (g/cm <sup>3</sup> )	Comprimento do fruto (mm)	Síndrome de dispersão
	NInd	AbsDo	NInd	AbsDo	NInd	AbsDo			
<i>Aiouea acarodomatifera</i> Kosterm.	2	0,58					0,37	17	Pássaro; Bacóide
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	2	0,66					0,372	9	Pássaro; Apêndice carnoso
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.					22	1,64	0,38	10	Pássaro; Apêndice carnoso
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	3	1,12	16	3,24	59	4,15	0,466	5,8	Pássaro; Apêndice carnoso
<i>Aspidosperma cf. olivaceum</i> Müll.Arg.					7	0,4	0,74	-	Abiótica; Vento
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	15	0,56	9	0,77			0,627	-	Abiótica; Poeira
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.			2	0,86	13	1,12	0,477	28	Apêndice carnoso
<i>Calyptanthes grandifolia</i> O.Berg	5	0,12					0,86	8,8	Pássaro; Drupa
<i>Calyptanthes lucida</i> Mart. ex DC.	4	0,37	14	1,07			0,86	6,6	Pássaro; Drupa
<i>Calyptanthes strigipes</i> O.Berg			4	0,97			0,86	8,8	Pássaro; Drupa
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.					13	0,73	0,73	27	Pássaro; Bacóide
<i>Casearia decandra</i> Jacq.					4	0,39	0,646	8,6	Pássaro; Apêndice carnoso
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.					6	0,72	0,679	4	Pássaro; Apêndice carnoso
<i>Casearia paranaensis</i> Sleumer			2	0,35			0,679	5,8	Pássaro; Apêndice carnoso
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.					21	1,04	0,673	5	Pássaro; Apêndice carnoso
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.			4	0,25			-	230	Mamífero; Claro e opaco
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.					2	0,39	0,436	-	Abiótica; Vento
<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.			2	0,36			0,787	41	Mamífero; Cores atrativas
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler	13	7,09	6	0,94			0,787	41	Mamífero; Cores atrativas
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.			4	0,27			0,524	10,29	Pássaro; Drupa
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	5	0,23					0,524	8,8	Pássaro; Drupa

Continuação Anexo 1...

Espécie	Sem histórico		Corte seletivo		Pastagem		Densidade da madeira (g/cm <sup>3</sup> )	Comprimento do fruto (mm)	Síndrome de dispersão
	NInd	AbsDo	NInd	AbsDo	NInd	AbsDo			
<i>Couepia venosa</i> Prance	7	0,88					0,798	0	Mamífero; Cores atrativas
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	6	0,88	8	1,96			0,462	17	Mamífero; Claro e opaco
<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.			4	0,38			0,559	23	Mamífero; Cores atrativas
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	5	0,45					0,559	20,3	Mamífero; Cores atrativas
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.			4	0,43			0,588	28,3	Pássaro; Apêndice carnoso
<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub.					6	0,13	-	-	Pássaro; Drupa
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.					4	0,15	0,784	-	Abiótica; Vento
<i>Eugenia</i> aff. <i>ayacuchae</i> Steyerm.	2	1,53					0,736	16,32	Pássaro; Drupa
<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk.	4	0,33					0,736	16,32	Pássaro; Drupa
<i>Eugenia involucrata</i> DC.					4	0,11	0,736	22	Pássaro; Drupa
<i>Eugenia prasina</i> O.Berg	6	0,07					0,736	18,2	Pássaro; Drupa
<i>Eugenia pruinosa</i> D.Legrand			2	0,44			0,736	31	Pássaro; Drupa
<i>Eugenia subavenia</i> O.Berg			5	0,07			0,736	16,32	Pássaro; Drupa
<i>Euplassa hoehnei</i> Sleumer					6	0,09	0,52	-	Mamífero; Cores atrativas
<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell			7	0,07			0,591	12	Pássaro; Drupa
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	17	1,35			5	0,17	0,591	7,1	Pássaro; Drupa
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	7	0,09					0,576	6,95	Pássaro; Drupa
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	3	0,33	3	0,72			0,798	-	Pássaro; Drupa
<i>Inga lanceifolia</i> Benth.			4	0,1			0,551	123,6	Mamífero; Cores atrativas
<i>Jacaranda montana</i> Morawetz			3	0,95			0,394	68	Abiótica; Vento
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	1	0,61					0,265	68	Mamífero; Cores atrativas
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	17	3,17	18	3,23			0,824	31,6	Mamífero; Cores atrativas
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel			1	0,65			0,494	-	Abiótica; Vento
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.					4	0,22	0,494	-	Abiótica; Vento
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	6	0,19	5	0,17			0,935	9	Pássaro; Drupa
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	5	0,12	6	0,1			0,771	13,3	Pássaro; Apêndice carnoso

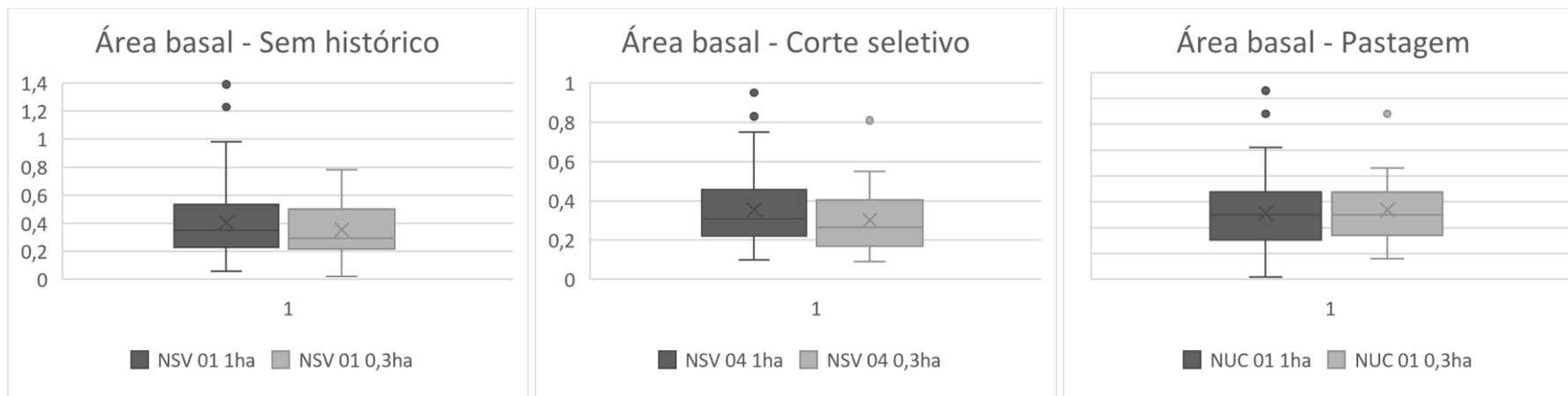
Continuação Anexo 1...

Espécie	Sem histórico		Corte seletivo		Pastagem		Densidade da madeira (g/cm <sup>3</sup> )	Comprimento do fruto (mm)	Síndrome de dispersão
	NInd	AbsDo	NInd	AbsDo	NInd	AbsDo			
<i>Miconia atlantica</i> Caddah & R.Goldenb.			7	0,23			0,624	3,5	Pássaro; Bacóide
<i>Miconia brasiliensis</i> (Spreng.) Triana	5	0,08					0,624	2,6	Pássaro; Bacóide
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	4	0,74					0,624	5,2	Pássaro; Bacóide
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin					5	0,1	0,624	2,8	Pássaro; Bacóide
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler) Pierre	3	2,81					0,656	15,7	Mamífero; Cores atrativas
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	5	0,35	13	1,03			0,71	15,9	Pássaro; Drupa
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.			7	0,11			0,71	15,9	Pássaro; Drupa
<i>Mollinedia engleriana</i> Perkins			5	0,49			0,71	15,9	Pássaro; Drupa
<i>Mollinedia salicifolia</i> Perkins	9	0,25					0,71	15,9	Pássaro; Drupa
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins			5	0,13			0,71	15,9	Pássaro; Drupa
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.					6	0,08	0,71	15,9	Pássaro; Drupa
<i>Myrcia ferruginosa</i> Mazine	3	0,38					0,805	-	Pássaro; Drupa
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	18	0,7	19	0,56			0,805	13	Pássaro; Drupa
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.					43	0,63	0,8	11	Pássaro; Drupa
<i>Myrcia strigipes</i> Mart.			3	0,34			-		Pássaro; Drupa
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.					12	0,24	0,805	4,3	Pássaro; Drupa
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg			7	0,26			0,785	5,9	Pássaro; Drupa
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.					26	0,46	0,7	4	Pássaro; Drupa
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.					15	0,73	0,7	3,7	Pássaro; Drupa
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.					69	2,1	0,7	4,4	Pássaro; Drupa
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.					33	1,16	0,503	10	Pássaro; Drupa
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees					5	0,06	0,503	13,1	Pássaro; Drupa
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	9	0,94	11	1,01			0,513	8	Pássaro; Drupa
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	6	0,12	6	0,82			0,513	14	Pássaro; Drupa
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez	1	0,51					0,513	14,9	Pássaro; Drupa
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez					10	0,23	0,513	14,9	Pássaro; Drupa

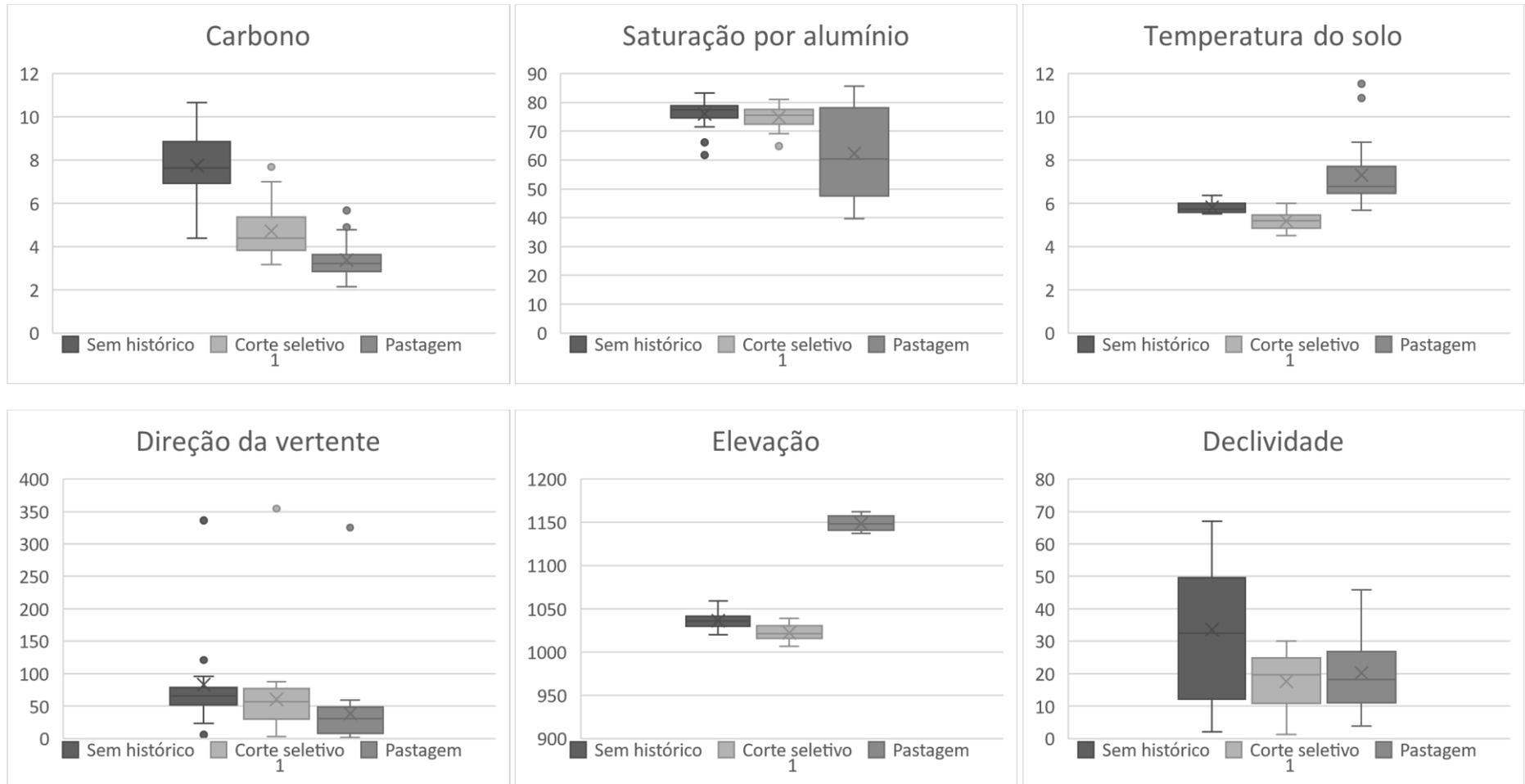
Continuação Anexo 1...

Espécie	Sem histórico		Corte seletivo		Pastagem		Densidade da madeira (g/cm <sup>3</sup> )	Comprimento do fruto (mm)	Síndrome de dispersão
	NInd	AbsDo	NInd	AbsDo	NInd	AbsDo			
<i>Ocotea leucoxylon</i> (Sw.) Laness.	1	1,01					0,513	14,9	Pássaro; Drupa
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees					12	0,8	0,513	7,3	Pássaro; Drupa
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.					2	0,23	0,504	12	Pássaro; Bacóide
<i>Picramnia</i> cf. <i>parvifolia</i> Engl.					5	0,06	-	-	Pássaro; Drupa
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker					2	0,48	0,505	-	Abiótica; Vento
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	10	0,53	3	0,27			0,784	45	Mamífero; Cores atrativas
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	6	0,09			55	1,59	0,563	4	Pássaro; Drupa
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong					83	3,51	0,415	6,7	Pássaro; Apêndice carnoso
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	2	0,77					0,444	8,3	Pássaro; Drupa
<i>Solanum bullatum</i> Vell.					8	0,32	0,28	12,3	Mamífero; Claro e opaco
<i>Symplocos</i> cf. <i>falcata</i> Brand					8	0,13	0,645	11	Pássaro; Drupa
<i>Tibouchina</i> cf. <i>sellowiana</i> Cogn.					18	0,47	0,633	-	Pássaro; Drupa
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.			2	0,31			0,633	-	Abiótica; Poeira
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.					3	0,21	0,54	-	Abiótica; Vento
<b>Total Geral</b>	<b>217</b>	<b>30,01</b>	<b>221</b>	<b>23,91</b>	<b>596</b>	<b>25,04</b>			

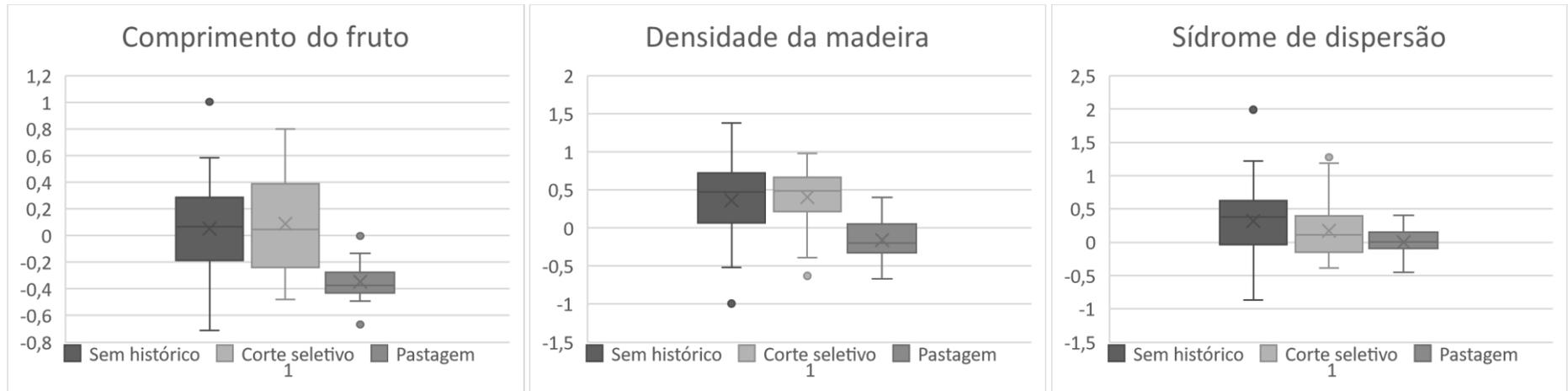
**Anexo 2.** Boxplot de comparação do atributo área basal considerando-se 1 hectare e 0,3 hectare das de Floresta Atlântica Montana com diferentes históricos de uso da terra no Parque Estadual da Serra do Mar/SP.



**Anexo 3.** Boxplot das variáveis explicativas do solo e topografia das áreas de Floresta Atlântica Montana com diferentes históricos de uso da terra no Parque Estadual da Serra do Mar/SP.

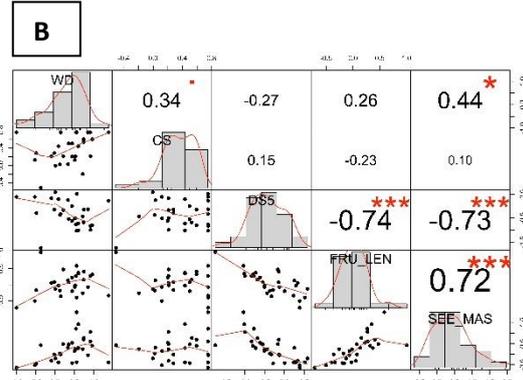
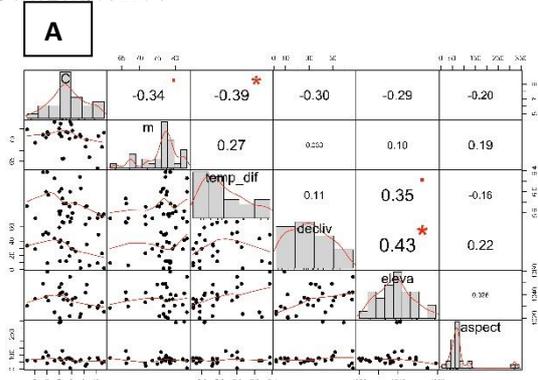


**Anexo 4.** Boxplot das variáveis resposta após a transformação de CWM das áreas de Floresta Atlântica Montana com diferentes históricos de uso da terra no Parque Estadual da Serra do Mar/SP.

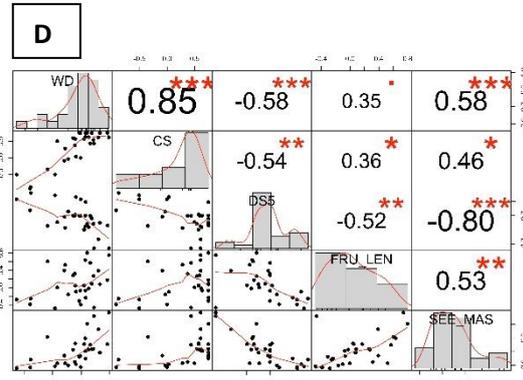
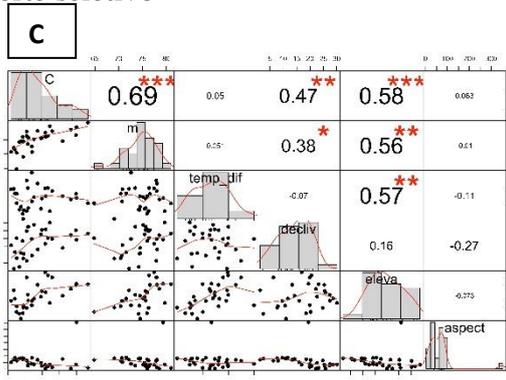


**Anexo 5.** Correlação das variáveis predictoras (A) e resposta (B) por área de estudo (sem histórico, corte seletivo e raso seguido de pastagem) em Floresta Atlântica Montana com diferentes históricos de uso da terra no Parque Estadual da Serra do Mar/SP. WD= densidade da madeira CS= categoria sucessional e SD5= síndrome de dispersão.

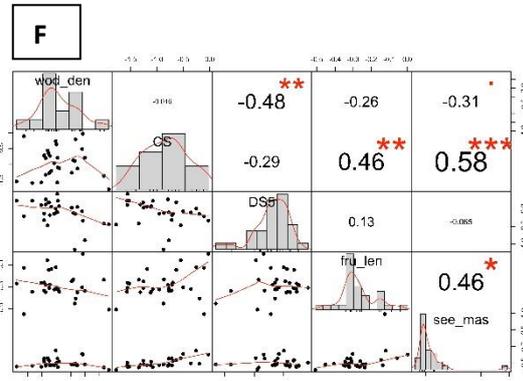
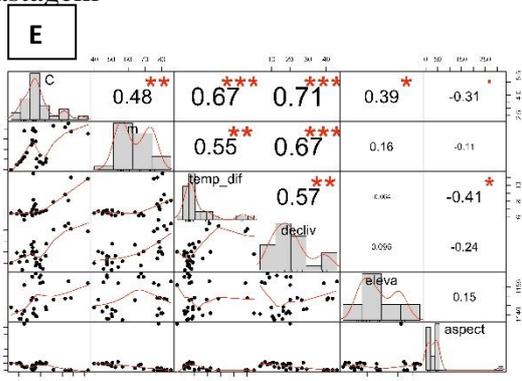
Sem histórico



Corte seletivo



Pastagem



### **CAPÍTULO III**

#### **DIVERSIDADE E PERSPECTIVAS DA RECUPERAÇÃO DA FLORESTA SECUNDÁRIA TROPICAL ATLÂNTICA A PARTIR DE AVALIAÇÕES DA DENSIDADE DE MADEIRA**

##### **Resumo**

O estudo do componente regenerante da vegetação além do estrato arbóreo pode ser eficaz para avaliar as condições atuais e perspectivas futuras da floresta, principalmente quando aliado a parâmetros ou atributos funcionais do componente arbóreo. Dessa forma, o presente estudo teve o objetivo de avaliar a diversidade e densidade de madeira dos estratos adulto e regenerante do componente arbóreo de Floresta Secundária Atlântica Montana com histórico de corte seletivo (impacto baixo), corte raso (impacto intermediário) e pastagem (impacto alto) que estão em regeneração natural há cerca de 45 anos em comparação a áreas sem histórico de uso da terra. Para tanto usamos, seis áreas de Floresta Tropical Atlântica sendo três sem histórico de uso da terra e outras três com diferentes tipos de uso prévio da terra, que diferem em termos de severidade ou impacto no ambiente. Nestas áreas, dividimos o componente em três estratos segundo o diâmetro à altura do peito (DAP) adulto ( $\geq 10$  cm), regenerante nível 2 ( $< 10 \geq 4,8$  cm) e regenerante nível 1 ( $< 4,8 \geq 2$  cm), calculamos o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), índice de equabilidade de Pielou ( $J$ ) e a média da densidade de madeira para cada área de estudo. Optamos por testes não paramétricos Kruskal-Wallis seguido pelo post-hoc de teste de Dunn e Wilcoxon para avaliar a diferença da média da densidade de madeira entre as classes de diâmetro em cada trecho florestal e entre os trechos florestais. Os resultados mostraram que estudo do estrato adulto e regenerante foi eficiente para caracterizar o estado atual e futuro da floresta. Pode-se afirmar neste sentido, que a área de regeneração após corte seletivo teve recuperação total destes parâmetros da comunidade arbórea e a área de regeneração após corte raso teve recuperação parcial. Todavia, a regeneração após corte raso seguido de uso da terra para pastagem não apresentou recuperação mesmo após 45 anos de regeneração natural indicando uma recuperação lenta destes parâmetros. Estes resultados reforçam a importância do histórico do uso prévio da terra para a regeneração das Florestas Tropicais Atlânticas e a necessidade de acompanhamento de áreas com histórico de uso de alto impacto afim de garantir a continuidade da recuperação da floresta.

**Palavras-Chave:** Composição florística; Mata Atlântica; regeneração florestal; estrato regenerante.

### **Abstract**

The study of the regenerating component of vegetation beyond the tree layer can be effective to assess the current conditions and future perspectives of the forest, especially when combined with key functional parameters or attributes of the tree component. Thus, the present study aimed to assess the diversity and density of wood in the adult and regenerating strata of the Montana Atlantic Secondary Forest arboreal component with a history of selective cut (low impact), shallow cut (intermediate impact) and pasture (impact high) that have been in natural regeneration for about 45 years compared to areas with no history of land use. For this purpose, we used six areas of Atlantic Rain Forest, three with no history of land use and three with different types of previous land use, which differ in terms of severity or impact on the environment. In these areas, we divided the component into three layers according to the diameter at breast height (DBH) adult ( $\geq 10$  cm), level 2 regenerating ( $< 10 \geq 4.8$  cm) and level 1 regenerating ( $< 4.8 \geq 2$  cm), we calculated the Shannon diversity index ( $H'$ ), Pielou's equability index ( $J$ ) and the average wood density for each study area. We opted for Kruskal-Wallis non-parametric tests followed by Dunn and Wilcoxon's post-hoc test to assess the difference in the average wood density between the diameter classes in each forest stretch and between the forest stretches. The results showed that the study of the adult and regenerating strata was efficient to characterize the current and future state of the forest. It can be affirmed in this sense, that the regeneration area after selective cutting had total recovery of these parameters of the tree community and the regeneration area after shallow cutting had partial recovery. However, regeneration after clear cutting followed by use of land for grazing did not show recovery even after 45 years of natural regeneration indicating a slow recovery of these parameters. These results reinforce the importance of the history of previous land use for the regeneration of Atlantic Rainforests and the need to monitor areas with a history of high impact use in order to guarantee the continuity of forest recovery.

**Kew-Words:** Floristic composition; Atlantic forest; forest regeneration; saplings stratum.

## Introdução

Usualmente, os estudos florísticos, fitossociológicos ou ecológicos, em Florestas Tropicais maduras e secundárias, enfatizam principalmente o estudo do estrato arbóreo adulto por diversos fatores como a concentração da maior parte da biomassa florestal ou a maior importância econômica desse estrato (MEIRA-NETO e MARTINS, 2003). Todavia, a regeneração florestal também é associada às mudanças em outros componentes da floresta (CHAZDON, 2003) e deste modo ampliar os estudos para outras formas de vida como arvoretas, arbustos, herbáceas, lianas e epífitas é pertinente. Nesta perspectiva, o estrato regenerante, que representa o conjunto de indivíduos capazes de serem recrutados para os estágios posteriores da vegetação, é importante para a sobrevivência, desenvolvimento e manutenção de qualquer ecossistema florestal (FINOL, 1971; SILVA *et al.*, 2007).

O dossel atual de uma floresta é composto por árvores que iniciaram seu ciclo de vida anos atrás e que mantêm, abaixo de si, os sobreviventes de sucessivos períodos de regeneração a partir de um conjunto de processos biológicos e ecológicos que envolvem a produção de frutos e sementes por indivíduos adultos, seguidos da dispersão, deposição, germinação e, finalmente, o estabelecimento das plântulas (STEVEN e WRIGHT, 2002; LEIGH *et al.*, 2004). Percebe-se então que a composição e abundância de espécies arbóreas em um determinado local são resultados de processos que perpassam pelos estratos regenerantes da comunidade, que de acordo com COMITA *et al.* (2007) são fundamentais para a manutenção da alta diversidade em florestas tropicais. Como observado por outros autores os estudos que enfocam algum aspecto da estrutura e composição do estrato de regeneração florestal são escassos (ALVES e METZGER, 2006; COMITA *et al.*, 2007; BERENGUER *et al.*, 2018), mas são fundamentais para compreender como as espécies podem ocupar o estrato arbóreo adulto (BARREIRA *et al.*, 2002), permeando o processo evolutivo da vegetação até a formação de uma floresta semelhante à primitiva, após o desmatamento parcial ou total de uma área (POGGIANI, 1989).

Dentre as possibilidades de estudos neste estrato regenerante, o estocástico, que considera basicamente o número de espécimes nas categorias plântula e/ou juvenil e regenerante num dado momento, é considerado um parâmetro confiável para caracterizar a floresta e dessa forma é utilizado em alguns trabalhos (BERENGUER *et al.*, 2018). Entretanto, o elevado número de espécies arbóreas encontrados nas Florestas Tropicais (MYERS, 1990; GUARIGUATA e ORTERTAG, 2001) e a falta de padronização da coleta de dados de diferentes estudos, dificulta o encontro de padrões em relação a recuperação da Floresta Tropical após diferentes tipos de uso da terra, que por diferir em tipo, frequência e intensidade afetam de forma diferente a regeneração florestal (CHAZDON, 2014).

Em Florestas Secundárias Tropicais, a recuperação do parâmetro riqueza, que representa o número de espécies, é diferente da composição florística, que representa a abundância e a identificação das espécies (ROZENDAAL *et al.*, 2019). Enquanto a riqueza pode ser recuperada em algumas décadas a composição florística pode levar séculos para ser similar a áreas de floresta sem histórico de uso (CHEUNG *et al.*, 2010; ROZENDAAL *et al.*, 2019). Dentro desta perspectiva, é interessante aliar as mudanças na composição florística a perspectiva funcional da comunidade, usando atributos funcionais, que podem revelar alterações significativas na floresta durante sua recuperação, como a redução de grupos funcionais específicos (CHILLO; ANAND; OJEDA, 2011) ou até a recuperação de função mesmo com composições florísticas diferentes (GUARIGUATA e ORTERTAG, 2001; CHAZDON, 2014).

Na perspectiva funcional, a densidade de madeira é uma característica que se relaciona a importantes funções e serviços do ecossistema como resistência a seca e estoques e armazenamento de carbono (BAKER; PHILLIPS; MALHI, 2004; BELLO *et al.*, 2010) e pode fornecer informações relevantes em relação a recuperação funcional da floresta após diferentes tipos de uso pelo homem (BERENGUER *et al.*, 2018). E, como o estudo de estratos regenerantes na Floresta Tropical Atlântica já indicaram índices de diversidades próximos ou maiores ao estrato arbóreo adulto, com a identificação de espécies que são características de estágios mais avançados de sucessão (VELOSO e KLEIN, 1968; OLIVEIRA *et al.*, 2001; MEIRA-NETO e MARTINS, 2003; ALVES e METZGER, 2006; PRATA *et al.*, 2011; JARDIM, 2012), acredita-se que a recuperação da floresta poderá ser bem representada nesta abordagem.

Neste sentido, justificam-se aliar o estudo das mudanças na composição florística da vegetação a perspectivas funcionais em diferentes estratos em Florestas Tropicais Secundárias a fim de ampliar nosso conhecimento sobre múltiplos cenários como; previsões de seu comportamento, o desenvolvimento futuro da vegetação e a sua dinâmica e funcionamento (SILVA *et al.*, 2013). Para tanto este trabalho propõem o estudo da diversidade e densidade de madeira dos estratos adulto e regenerante do componente arbóreo de Floresta Secundária Atlântica Montana com histórico de corte seletivo (impacto baixo), corte raso (impacto intermediário) e pastagem (impacto alto) que estão em regeneração natural há cerca de 45 anos em comparação a áreas sem histórico de uso da terra.

Foi proposto responder a duas questões: (1) se a diversidade é maior no estrato regenerante das florestas secundárias, em comparação as áreas sem histórico de uso da terra, uma vez que espera-se o recrutamento de espécies tardias no processo de sucessão alidado ainda

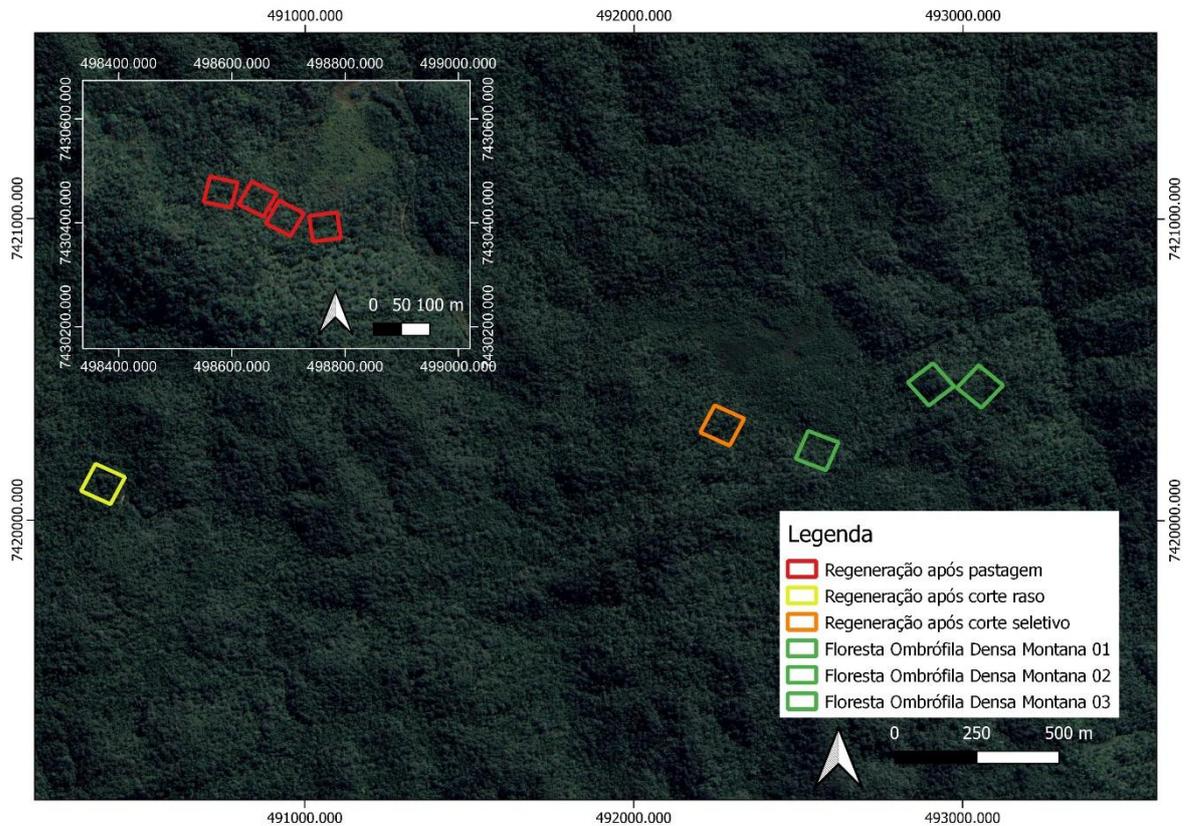
a permanência de espécies pioneiras na comunidade?; e, (2) quais são as diferenças entre as médias de densidade de madeira dos estratos estrato adulto e regenerante, dos diferentes tipos de uso da terra?. Através da comparação dos diferentes estratos, é possível verificar a recuperação deste atributo chave da vegetação, afinal espera-se o recrutamento de novas espécies com valores mais elevados de densidade no decorrer da sucessão, fato que pode direcionar um aumento da média entre os diferentes estratos das árvores.

## **Material e Métodos**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado nos Núcleos Santa Virgínia (23°17' - 23°24'S e 45°03' - 45°11'O) e Cunha (23°13' - 23°16'S e 45°02' - 45°05'O) que pertencem ao Parque Estadual da Serra do Mar (PESM - 23°58'05''S e 46°39'00''O), um dos maiores e mais bem preservado fragmento de Mata Atlântica do Brasil (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2006). Nas áreas o relevo é diverso e embora predominem escarpas, observa-se também ondulações mais suaves e traçados sinuosos (FURIAN e PFEIFER, 1986), que juntamente com outros atributos do terreno como direção da vertente e convexidade criam ambientes diferentes na floresta (BAILLIE, 1996). A média anual de temperatura foi 17°C, com média mensal mínima de 13°C em julho e máxima de 20°C em janeiro de 2015/2016. Neste período ocorreu grande variação da precipitação e o valor anual foi próximo de 1500 mm, com mês mais seco em julho (2,3 em Santa Virgínia e 2,2 mm em Cunha) e mais úmido em fevereiro 2015 (408 mm em Cunha) e janeiro de 2016 (344 mm em Santa Virgínia).

O Parque Estadual da Serra do Mar foi criado em 1977 e na atualidade é um remanescente que compreende um mosaico de florestas antigas e florestas secundárias devido aos diferentes tipos de uso da terra que ocorreram em alguns trechos antes da criação do parque (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2006). Em sua extensão predomina a fitofisionomia de Floresta Ombrófila Densa Montana (VELOSO *et al.*, 2012), aqui tratadas como Floresta Tropical Atlântica, apresentam características peculiares e elevada diversidade. Em trechos desta fitofisionomia foram instaladas seis parcelas permanentes de 1 hectare (100 x 100 m) divididas em 100 subparcelas de 10 x 10 m das quais três são em florestas antiga sem histórico de uso da terra (NSV 01, 02 e 03), uma regeneração após corte seletivo de espécies de interesse econômico (NSV 04), uma regeneração após corte raso (NSV 05) e uma regeneração após corte raso, queima e estabelecimento de pastagem (NUC 01). Essas áreas de regeneração foram abandonadas com a criação do Parque e estão em regeneração natural há aproximadamente 45 anos.



**Figura 1.** Mapa de localização das áreas de estudo de Floresta Tropical Atlântica com histórico de corte raso seguido de pastagem (NUC 01 – vermelho), corte raso (NSV 05 – amarelo), corte seletivo (NSV 04 – laranja) e áreas maduras ou sem histórico de uso registrado (NSV 01, 02 e 03 – verde) no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), estado de São Paulo, Brasil.

O banco de dados foi composto pelo censo 2015/2016 das seis parcelas no qual os indivíduos vivos do componente arbóreo, exceto feto arborescente e palmeiras, foram incluídos em três diferentes classes de diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 10$  cm (adultos, total de seis ha amostrados),  $< 10 \geq 4,8$  cm (regenerante 2, total de seis hectares amostrados) e  $< 4,8 \geq 2$  cm (regenerante 1, total de 0,1 ha amostrados por parcela). Estes indivíduos foram identificados e listados por famílias e gêneros segundo ao proposto em Angiosperm Phylogeny Group (APG III, 2016) e a nomenclatura seguiu The International Plant Names Index ([www.ipni.org](http://www.ipni.org)) e Flora do Brasil 2020 (<http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br>). Quando a morfoespécie tinha indivíduos identificados em nível específico e com identificação a confirmar (aff. ou cf.) dentro da mesma parcela optou-se por agrupar todos os indivíduos como um único táxon. Exemplares não identificados, que somaram um total de 135 indivíduos, foram excluídos das análises.

## **Análises dos dados**

Optamos por avaliar a diversidade dos estratos adulto (classe de DAP  $\geq 10$  cm), regenerante nível 2 ( $< 10 \leq 4,8$  cm) e regenerante nível 1 ( $< 4,8 \leq 2$  cm) através do cálculo dos índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade de Pielou (J) (BROWER e ZAR, 1984) com o auxílio do programa Fitopac 2.1 (SHEPHERD, 2010).

A partir da identificação de cada indivíduo arbóreo foi possível levantar a densidade da madeira com base no proposto por CHAVES *et al.* (2006) e, em casos que não havia a indicação para a espécie usou-se a referência de gênero ou até mesmo família para compor o banco de dados deste atributo funcional. Com o banco completo realizamos a média ponderada pela abundância da densidade de madeira para cada subparcela de 10 x 10 m considerando as três classes de diâmetro que representam os indivíduos adultos ( $\geq 10$  cm), os regenerantes nível 2 ( $< 10 \leq 4,8$  cm) e os regenerantes nível 1 ( $< 4,8 \leq 2$  cm).

Investigamos previamente a distribuição dos dados e plotamos os histogramas de cada classe de diâmetro das área de floresta (Anexo 1) e a partir das considerações acerca do observado para os dados, optamos por testes não paramétricos, sendo o primeiro o teste de Wilcoxon para avaliar a diferença da média da densidade de madeira entre as classes de diâmetro em cada trecho florestal e o segundo o teste Kruskal-Wallis seguido pelo post-hoc de teste de Dunn para cada classe de diâmetro entre as diferentes áreas de floresta. Todas as análises não paramétricas foram feitas no R (R CORE TEAM, 2019).

## **Resultados**

Em termos de diversidade e equabilidade as áreas sem histórico de uso da terra foram muito similares, apresentando um estrato adulto ( $\geq 10$  cm) e regenerante nível 2 ( $< 9,9 \leq 4,8$  cm) muito próximos e superiores a 4 no índice de diversidade de Shannon (H') e elevada uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Todavia, o estrato regenerante nível 1 ( $< 4,8 \leq 2$  cm) teve uma diminuição da diversidade embora a uniformidade permaneça (Tabela 1).

A área de regeneração após histórico de corte seletivo apresentou valores equivalentes as áreas florestais sem histórico de uso da terra em todos os três estratos do componente arbóreo estudados e, dessa forma, teve uma recuperação destes parâmetros mais efetiva em comparação as outras duas áreas de regeneração (Tabela 1).

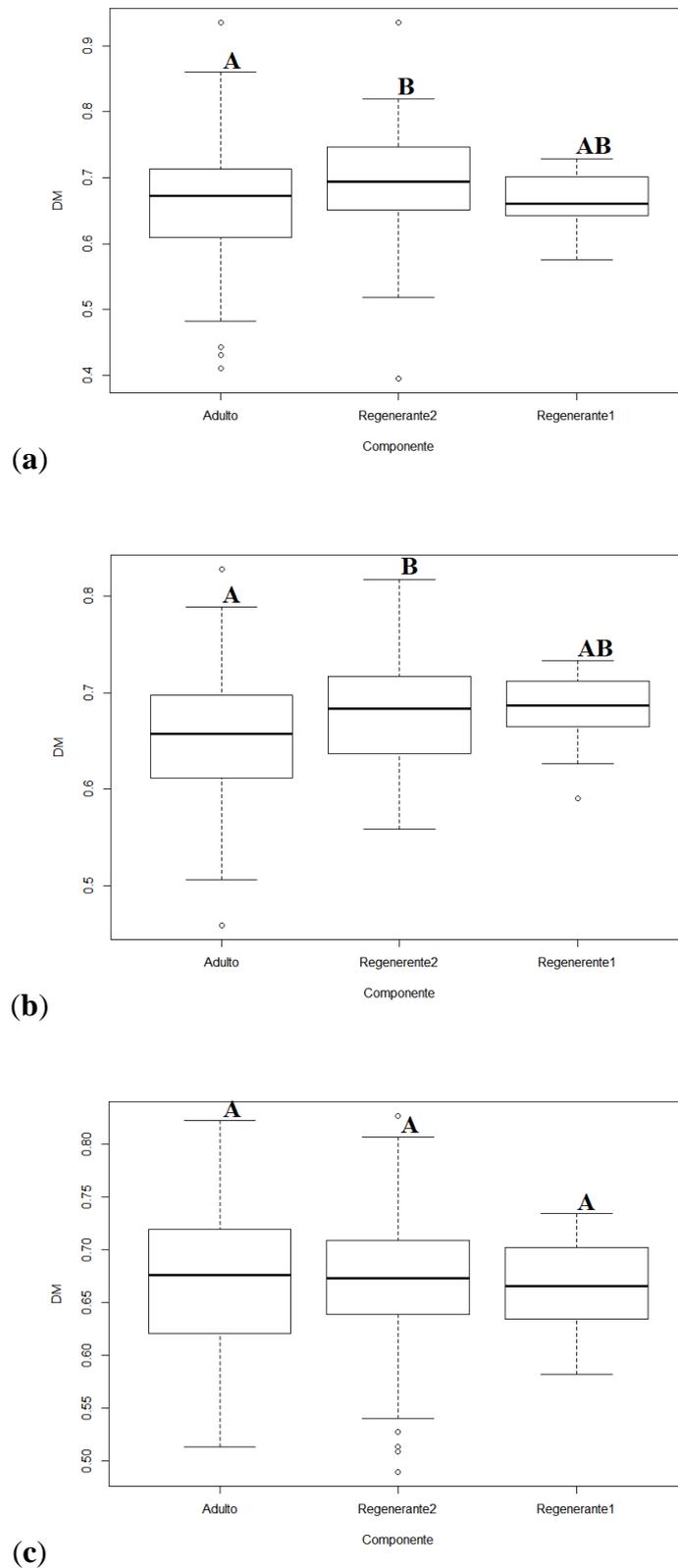
A área de regeneração após de corte raso apresentou um estrato adulto ( $\geq 10$  cm) menos diverso em comparação as áreas sem histórico de uso da terra e de regeneração após corte

seletivo. Todavia, os valores dos estratos regenerantes nível 1 e 2 ( $<4,8 \geq 2$  cm e  $<9,9 \geq 4,8$  cm) estão similares a essas áreas. Diferentemente, o trecho de regeneração após histórico de pastagem apresentou todos os estratos do componente arbóreo menos diverso e uniforme em comparação as demais áreas florestais estudadas inclusive aquelas que sofreram outros históricos de uso da terra (Tabela 1).

**Tabela 1.** Índice de diversidade de Shannon (H') e de Equabilidade de Pielou (J) dos estratos do componente arbóreo dos trechos de Floresta Tropical Atlântica sem histórico de uso da terra e com diferentes históricos de uso, Parque Estadual da Serra do Mar, SP.

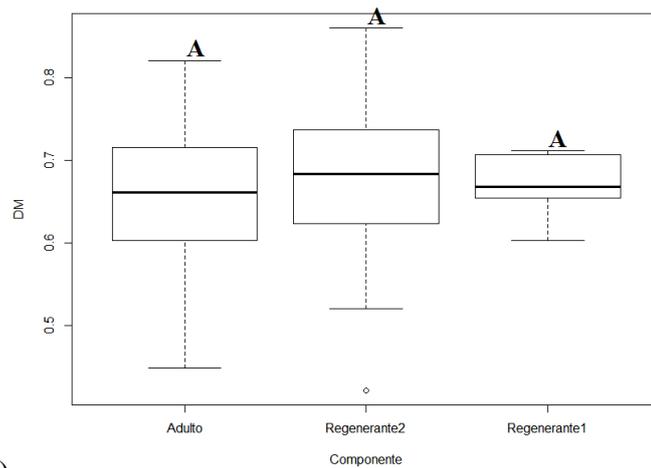
Estratos arbóreos	Fl. Ombrófila Densa Montana 1		Fl. Ombrófila Densa Montana 2		Fl. Ombrófila Densa Montana 3		Regen. após corte seletivo		Regen. após corte raso		Regen. após pastagem	
	H'	J	H'	J	H'	J	H'	J	H'	J	H'	J
Adulto ( $\geq 10$ cm)	4,1	0,8	4,2	0,9	4,3	0,9	4,2	0,9	3,6	0,7	3,2	0,7
Regenerante 2 ( $<9,9 \geq 4,8$ cm)	4,3	0,9	4,3	0,9	4,4	0,9	4,3	0,9	4,4	0,9	3,4	0,7
Regenerante 1 ( $<4,8 \geq 2$ cm)	3,7	0,9	3,6	0,9	3,9	0,9	3,5	0,9	3,8	0,9	3,3	0,8

A comparação da média de densidade de madeira entre as classes de diâmetro (DAP) das áreas sem histórico de uso da terra de Floresta Tropical Montana Atlântica foi muito similar. Nas áreas maduras 01 (Figura 2a) e 02 (Figura 2b), o componente regenerante 2 teve as maiores médias seguido por regenerante 1 e adultos, que diferiram significativamente (Kruskal-Wallis  $p < 0.05$ ). A área madura 3 (Figura 2c) apresentou um comportamento distinto e todas as classes de diâmetro não apresentaram diferença significativa (Kruskal-Wallis  $p = 0.09$ ).

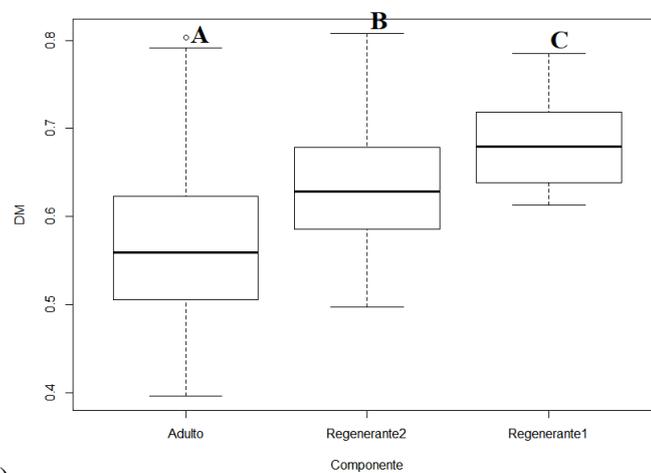


**Figura 2.** Comparação da densidade de madeira do componente adulto ( $DAP \geq 10$  cm), regenerante nível 2 ( $DAP < 10 \leq 4,8$  cm) e regenerante nível 1 ( $DAP < 4,8 \leq 2$  cm) em trechos florestais sem histórico de uso da terra passado (NSV 01 -a, NSV 02 -b e NSV 03 -c). As letras representam diferença significativa ( $p < 0.05$ ) entre as classes de diâmetro de cada floresta segundo o teste de Wilcoxon.

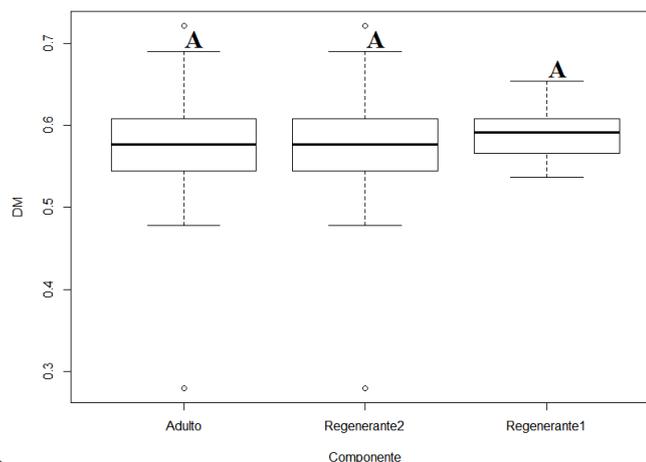
Dentre as áreas de regeneração de Floresta Tropical Montana Atlântica que possuem diferente tipos de uso da terra passado, a regeneração após corte seletivo (Figura 3a) e a regeneração após pastagem (Figura 3c) não apresentaram diferença significativa entre as classes de diâmetro (respectivamente, Kruskal-Wallis  $p = 0.1$  e  $0.6$ ). Todavia, é importante ressaltar que as médias das classes regenerante 1 e 2 foram superiores a estrato adulto na regeneração após corte seletivo, enquanto que, na regeneração após pastagem, a média de adultos e regenerante 2 é igual. A área de regeneração após corte raso (Figura 3b) apresentou diferença significativa entre a média de densidade de madeira entre todas as classes (Kruskal-Wallis  $p < 0.01$ ).



(a)



(b)

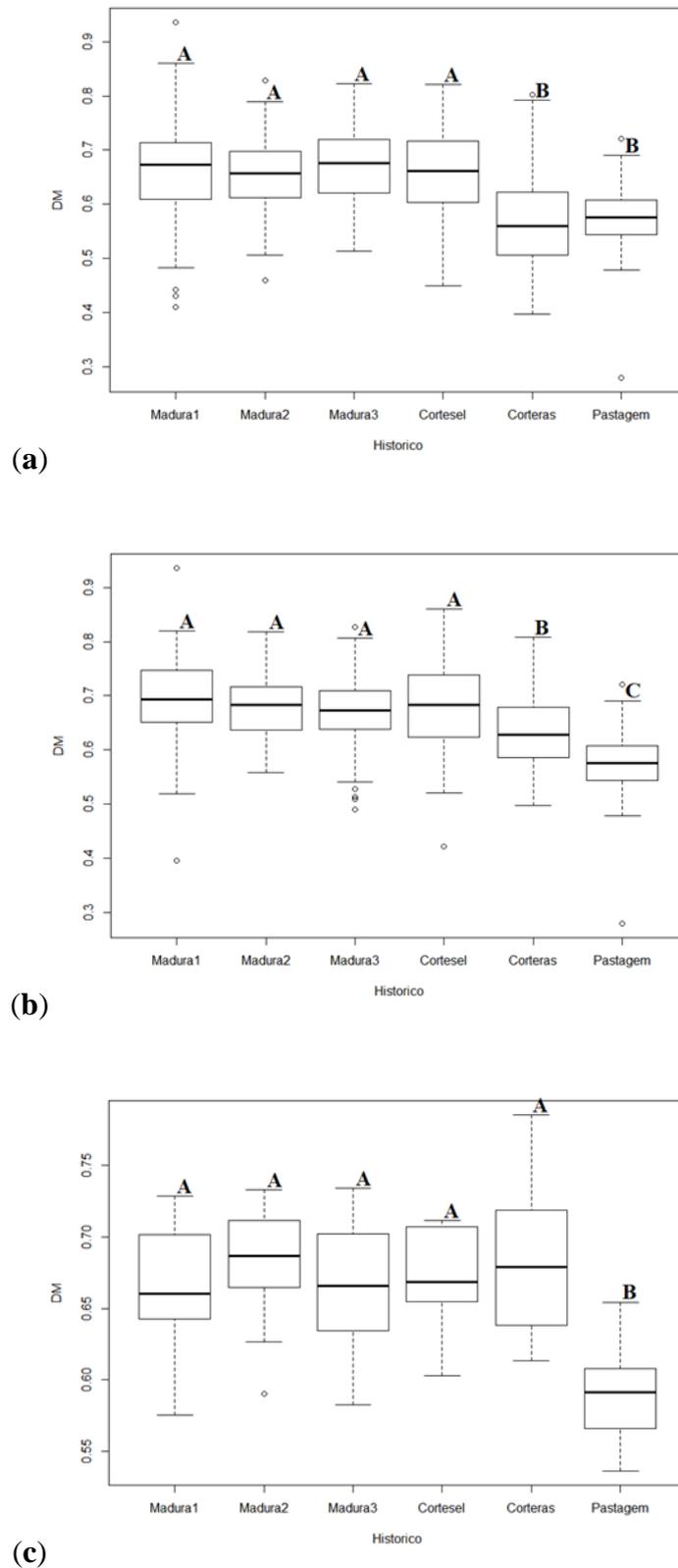


**Figura 3.** Comparação da densidade de madeira do componente do componente adulto (DAP  $\geq 10$  cm), regenerante nível 2 (DAP  $< 10 \geq 4,8$  cm) e regenerante nível 1 (DAP  $< 4,8 \geq 2$  cm) em trechos florestais com diferentes históricos de uso da terra passado: (a) corte seletivo; (b) corte raso e (c) pastagem. As letras representam diferença significativa ( $p < 0.05$ ) entre as classes de diâmetro de cada floresta segundo o teste de Wilcoxon.

A média da densidade de madeira da classe de diâmetro dos indivíduos adultos não apresentou diferenças significativas entre as áreas sem histórico de uso da terra e a área de regeneração após corte seletivo, mas diferiram das duas outras áreas de regeneração (Figura 4). A área de regeneração após pastagem, embora apresente uma média maior que a área de regeneração após corte seletivo, não diferiu significativamente desta. Embora a área de regeneração após corte seletivo tenha a menor média de densidade de madeira, a amplitude dos valores é grande se comparada a outras áreas como a regeneração após pastagem.

O componente regenerante 2 também diferiu significativamente entre alguns dos trechos de Floresta Tropical Montana Atlântica. De forma similar ao componente adulto, este componente nas áreas maduras e de corte seletivo tiveram as maiores médias que não diferiram significativamente entre si (Figura 5). Em seguida a média da densidade de madeira da área de corte raso foi a maior e diferente daquela da área de regeneração após pastagem (Figura 5).

O componente regenerante 1, que representa a menor classe de diâmetro analisada, têm as maiores médias de densidade da madeira nas áreas maduras, na regeneração após corte seletivo e corte raso. As médias destas áreas não diferiram significativamente ( $p > 0.1$ ). A menor média neste componente foi da área de regeneração após pastagem que foi diferente de todas as demais ( $p < 0.01$ ).



**Figura 4.** Comparação da densidade de madeira do componente adulto (a,  $DAP \geq 10$  cm, regenerante nível 2 (b,  $DAP < 10 \geq 4,8$  cm) e regenerante nível 1 (c,  $DAP < 4,8 \geq 2$  cm) em trechos florestais com diferentes históricos de uso da terra passado: Madura 1, 2 e 3= sem histórico de uso da terra; Cortesel= histórico de corte seletivo; Corteras= histórico de corte raso e Pastagem= histórico de corte raso, seguido de fogo e estabelecimento de pasto. As letras

representam diferença significativa ( $p < 0.05$ ) entre as florestas segundo o teste de Kruskal-Wallis seguido pelo post-hoc de teste de Dunn.

## Discussão

A riqueza de espécies arbóreas na Mata Atlântica é expressiva, todavia, é o elevado endemismo que torna esse bioma de importância biológica ímpar, sendo fundamental preservar por sua conservação (TABARELLI e MANTOVANI, 1999; GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001). Os aspectos históricos e ecológicos são importantes influenciadores dos padrões de riqueza e diversidade encontrados em áreas sem registro de uso da terra (SCHLUTER e RICKLEFS, 1993; JOLY *et al.*, 2012; CHAZDON, 2014), todavia em trechos florestais regenerados após o uso da terra, principalmente em usos de alto impacto como a manutenção de pastagem, outros fatores limitantes da recuperação da floresta são importantes e influenciaram estes parâmetros da vegetação durante décadas ou séculos (HOLL *et al.* 2000, BAILLIE, 1996).

Como o dossel atual de uma floresta é composto por árvores que iniciaram seu ciclo de vida anos atrás e que mantêm, abaixo de si, os sobreviventes de sucessivos períodos de regeneração (STEVEN e WRIGHT, 2002; LEIGH *et al.*, 2004), a separação do componente arbóreo por estratos foi adequada para verificar as diferenças de diversidade e uniformidade da vegetação entre os trechos florestais.

O histórico de corte seletivo é de menor impacto se comparado ao corte raso e a pastagem (CHAZDON, 2014), pois remove apenas parte da biomassa vegetal, ou seja, aquelas madeiras nobres com maior valor econômico (*Nectandra* sp. *Chrysophyllum* sp., *Cryptocarya* sp., etc.). No entanto, deve-se ressaltar que grande parte destas espécies são aquelas que compõem o dossel da floresta e sua retirada causa impactos principalmente relacionados a abertura de clareiras que alteram o microambiente local (BAILLIE, 1996) e, conseqüentemente, a composição, estrutura e dinâmica da vegetação (TABARELLI *et al.*, 2010). Mesmo diante do exposto, 45 anos foram suficientes para a diversidade e equitabilidade da área se igualar a áreas sem histórico de uso da terra.

No entanto, na regeneração após o histórico de corte raso, é evidente a menor diversidade e uniformidade no estrato adulto do componente arbóreo, isso porque após a retirada total da vegetação, as mudanças nos fatores locais e paisagísticos resultam em um recrutamento seletivo de espécies mais aptas a ambientes abertos com maior incidência de luz e solos relativamente mais expostos, ou seja, aquelas ditas pioneiras (CHAZDON, 2014;

PIOTTO *et al.*, 2009). Com a evolução da vegetação e fechamento do dossel a dinâmica é novamente estabelecida e observa-se que o estrato regenerante nível 1 e 2 já possuem diversidade e uniformidade semelhantes aos trechos florestais sem registro de uso da terra.

Diferentemente dos históricos de corte seletivo e raso, na regeneração após estabelecimento de pastagem não foi observado a recuperação da diversidade e uniformidade em nenhum dos estratos do componente arbóreo. O pasto é considerado um uso de alto impacto, fato que dificulta a regeneração da vegetação e conseqüentemente o acúmulo de espécies (CHAZDON, 2014). Outros estudos também relatam baixa biomassa e diversidade em áreas de pasto abandonadas mesmo após décadas de regeneração natural (TABARELLI e MANTOVANI, 1999).

Os padrões relatados para as Floresta Secundárias Tropicais afirmam que a acumulação de espécies é progressiva e se aproxima de áreas maduras em um período muito variável de décadas a séculos (BROWN e LUGO, 1990; SALDARRIAGA e UHL, 1991; TABARELLI e MANTOVANI, 1999; OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2004; CHAZDON *et al.*, 2009; MESQUITA *et al.*, 2015) e dentre os fatores citados como importantes para a rápida regeneração da florestas, ter ainda troncos e raízes para a regeneração, estar em uma matriz vegetal e ter animais como agentes dispersores são fundamentais (CHAZDON, 2014).

Embora a prerrogativa de maior diversidade nos estratos regenerantes das áreas secundárias, isso não foi verificado. Estudo de estratos regenerantes na Floresta Tropical Atlântica já indicaram índices de diversidades próximos ou maiores ao estrato arbóreo adulto (VELOSO e KLEIN, 1968; OLIVEIRA *et al.*, 2001; MEIRA-NETO e MARTINS, 2003; ALVES e METZGER, 2006; PRATA *et al.*, 2011; JARDIM, 2012) todavia, muitos destes incluíram formas de vida como herbáceas e arbustivas, critério não considerado no presente trabalho. A similar diversidade e uniformidade dos estratos do componente arbóreo nas florestas sem histórico de uso da terra indica um padrão em relação a estes parâmetros que precisam ser confirmados com outras áreas de estudo.

Nas áreas sem histórico de uso da terra, o estrato regenerante nível 1 não foi o que obteve os menores valores de média de madeira. Isso indica que o sub-bosque da Floresta Tropical Atlântica Montana não deve ter um número consideravelmente maior de espécies de baixa densidade de madeira como observado em outros estudos (HUBBELL *et al.*, 1999; POORTER e BONGERS, 2005), mas sim um número similar entre as categorias sucessionais (pioneiras e não pioneiras).

Dentre as áreas de Floresta secundária Tropical Atlântica, apenas a área com histórico de uso de corte seletivo (menor impacto) mostrou valores iguais de densidade de madeira as

áreas intactas. Tais resultados ressaltam que esse tipo de uso da terra tem potencial para recuperar rapidamente esse atributo chave para a comunidade arbórea. Na Floresta Amazônica, áreas com o mesmo tipo de histórico de uso, não eram similares às áreas não perturbadas sendo indicado um processo de secundarização (BERENGUER *et al.*, 2018), fato não observado em nosso estudo.

A recuperação parcial da média de madeira foi verificada na área de regeneração após corte raso pois, os estratos regenerantes do trecho apresentam valores mais altos que o adulto e, o estrato regenerante nível 1 não diferiu significativamente das áreas sem histórico de uso da terra e corte seletivo. Provavelmente, a recuperação deste tipo de uso da terra se deu em função deste trecho se encontrar numa matriz florestal, que favorece a chegada de diásporos e o estabelecimento precoce de espécies mais tardias dentro da sucessão florestal. Sabe-se hoje que, não ter essas limitações, favorece o processo de recuperação das florestas secundárias em termos de biodiversidade e funcionalidade (LÔBO *et al.*, 2011; CHAZDON, 2014; ARROYO-RODRIGUEZ *et al.*, 2015).

O fato de a área de regeneração após pastagem apresentar as menores médias de madeira, em comparação aos demais trechos, e não haver diferença da média entre os estratos do componente arbóreo no próprio trecho, pode indicar que a área não possui perspectivas de recuperação a curto e médio prazo deste atributo na comunidade. O cenário de recuperação lenta deste atributo ainda seria positivo pois, também deve-se considerar a possibilidade deste trecho florestal estar em um estado alternativo (FLORES *et al.*, 2016), sendo necessário um acompanhamento para indicações futuras.

Os resultados indicam que, embora há elevada resiliência das florestas tropicais (CHAZDON, 2014; POORTER *et al.*, 2016), a recuperação da Floresta Tropical Atlântica, em termos de diversidade e densidade da madeira, depende consideravelmente do tipo prévio de uso da terra que pode variar em termos de impacto na comunidade vegetal e também nas modificações dos fatores locais e paisagísticos do ambiente (BAILLIE, 1996). Em condições extremas de uso intenso da terra, é possível usar dos conhecimentos a respeito da dinâmica de Floresta Tropicais para sugerir o plantio de espécies nativas para favorecer a continuidade do processo de sucessão florestal (CHAZDON, 2014).

Neste contexto, é fundamental destacar a importância da conservação de áreas sem histórico de uso da terra pois, mesmo dentro de uma matriz florestal, elas são essenciais como fornecedoras de recursos para a rápida recuperação da floresta. E, paralelamente, acompanhar os trechos ou fragmentos florestais com histórico de uso da terra considerado de alto impacto

pois, se observado uma lenta recuperação ou mesmo um estado alternativo pode-se optar pela restauração ativa para direcionar a continuidade no processo de sucessão da floresta.

### **Conclusão**

O estudo do componente arbóreo através de seus diferentes estratos foi eficiente para evidenciar as mudanças em relação a diversidade e densidade da madeira nas áreas de regeneração após diferentes tipos de uso prévio da terra. Comparando os estratos do componente arbóreo dentro de cada tipo de uso e também com áreas sem histórico de uso da terra, ficou evidente a recuperação total da regeneração após corte seletivo e parcial da regeneração após corte raso. Todavia, não foi verificável mudanças em termos de diversidade e densidade da madeira no componente arbóreo da área de regeneração após uso prévio da terra de pastagem.

Tais resultados reforçam que o histórico de uso prévio da terra é um fator muito importante na regeneração do componente arbóreo em Floresta Secundária Tropical Atlântica. O uso de alto impacto pode ocasionar uma recuperação lenta dos parâmetros da vegetação ou até mesmo configurar uma condição estável alternativa para o componente arbóreo. Dessa forma, sugere-se um acompanhamento da regeneração de áreas com esse tipo de histórico de forma a garantir a recuperação da floresta e assim manter a biodiversidade e funcionalidade do ecossistema em níveis próximos a áreas sem histórico de uso da terra.

### **Agradecimentos**

Este trabalho foi co-financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/CNPq (PELD Processo 403710/2012-0), pelo Natural Environment Research Council/NERC da Grã-Bretanha e pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo/FAPESP no âmbito dos Projetos PELD/BIOTA e ECOFOR (Processos 2012/51509-8 e 2012/51872-5), que fazem parte do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade ([www.biota.org.br](http://www.biota.org.br)). Autorizações COTEC/IF 002.766/2013 e 010.631/2013.

### **Referências Bibliográficas**

ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande Cotia, SP. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 1-26, 2006.

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 61, p. 105–121, 2009.

ARROYO-RODRIGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biol. Rev.**, [s. l.], v. 92, n. 1, p. 326–340, 2015.

BAILLIE, I. C. Soils of the humid tropics. *In*: RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest**. Second edition. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.

BARREIRA, S.; SCOLFORO, J. R. S.; BOTELHO, S. A.; MELLO, J. M. Estudo da estrutura da regeneração natural e da vegetação adulta de um cerrado sensu stricto para fins de manejo florestal. **Scientia Forestalis**, [s. l.], v. 61, p. 64-78, 2002.

BAKER, T., PHILLIPS, O.; MALHI, Y. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 10, p. 545–562, 2004.

BELLO, F. et al. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity and Conservation**, [s. l.], v. 19, p. 2873–2893, 2010.

BERENGUER *et al.* Seeing the woods through the saplings: Using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests. **Journal of Ecology**, [s. l.], p. 1–14, 2018.

BROWN, S.; LUGO, A. E. “Tropical Secondary Forests”. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. W.C. Brown Publishers, Boston, 1984.

CHAVE, J. et al. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 16, p. 2356–2367, 2006.

CHAZDON, R. L. **Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation**. University of Chicago Press, Chicago, IL, 2014.

CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conserv. Biol.**, [s. l.], v.23, p. 1406–1417, 2009.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, [s. l.], v. 6, n. 1-2, p. 51-71, 2003.

CHEUNG, K.C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Forest recovery in newly abandoned pasture in southern Brazil: implications for the Atlantic Forest resilience. **Natureza & Conservação**, [s. l.], v.8, n.1, p.66-70, 2010.

CHILLO, V., ANAND, M.; OJEDA, R. A. Assessing the use of functional diversity as a measure of ecological resilience in arid rangelands. **Ecosystems**, [s. l.], n. 14, 1168– 1177, 2011.

COMITA, L. S.; AGUILAR, S.; PEREZ, R.; LAO, S.; HUBBELL, S. P. Patterns of woody plant species abundance and diversity in the seedling layer of a tropical forest. **Journal of Vegetation Science**, [s. l.], v. 18, p. 163-174, 2007.

FINOL, U.H. Nuevos parametros a considerarse en el análisis estrutural de las selvas virgenes tropicales. **Revista Forestal Venezolana**, [s. l.], v. 18, n. 12, p. 29-42, 1971.

FLORES, B. M. et al. Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in na open vegetation state. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 53, p. 1597–1603, 2016.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Parque Estadual da Serra do Mar: Plano de Manejo - ANEXOS. 220 p., 2006. Disponível em: <http://fflorestal.sp.gov.br/files/2012/01/1-Anexos.pdf>. Acesso em: 05/08/19.

FURIAN, S. M.; PFEIFER, R. M. Levantamento de reconhecimento do meio físico do Núcleo Cunha, SP. **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 40, n. 2, p. 183-193, 1986.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structura land functional characteristics. **Forest Ecol. Manag.**, [s. l.], v. 148, p. 185-206, 2001.

HOLL K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 8, p. 339-349, 2000.

HUBBELL, S. P. et al. Light gaps disturbance, recruitment limitations and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, Hanover, v. 283, p. 554-557, 1999.

JARDIM, Carolina Biscola. Comparação entre dossel e sub-bosque de um trecho de floresta ombrófila densa Montana, Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, SP, Brasil. Orientador: Marco Antônio de Assis. 2012. 61 f. Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2012.

JOLY, C. A. et al. Floristic and phytosociology in permanent plots of the Atlantic Rainforest along an altitudinal gradient in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, [s. l.], v.12, n. 1, p. 125-145, 2012.

LEIGH, E. G. J. et al. Why Do Some Tropical Forests Have So Many Species of Trees?. **Biotropica**, [s. l.], v. 36, n. 4, p. 447-473, 2004.

LÔBO, D. et al. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 287-296, 2011.

MEIRA-NETO, J. A. A.; MARTINS, F. R. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da Mata da Silvicultura, uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 459-471, 2003.

MESQUITA, R. D. C. G. et al. Amazon rain forest succession: stochasticity or land-use legacy? **BioScience**, [s. l.], v. 65, p. 849–861, 2015.

MYERS, N. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. **Environmentalist**, [s. l.], v.10, p. 243–256, 1990.

OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. *Rev. bras. Bot.*, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 685-701, 2004.

OLIVEIRA, R. J.; MANTOVANI, W.; MELO, M. M. R. F. Estrutura do componente arbustivo arbóreo da Floresta Atlântica de Encosta, Peruíbe, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 391-412, 2001.

PIOTTO, D. *et al.* Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, [s. l.], v. 205, p. 261–272, 2009.

POGGIANI, F. Estrutura, funcionamento e classificação das florestas; implicação ecológica das florestas plantadas. Documentos Florestais, Piracicaba: p. 1-14, 1989.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, 530, 211–214, 2016.

POORTER, L., F. BONGERS, F. J. STERCK, AND H. WOLL. Beyond the regeneration phase: differentiation of height–light trajectories among tropical tree species. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 93, p. 256–267, 2005.

PRATA, E. M. B., ASSIS, M. A.; JOLY, C. A. Floristic composition and structure of tree community on the transition Lowland – Lowermontane Ombrophilous Dense Forest in Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, southeastern Brazil. **Biota Neotrop**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 2011.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2019. URL <https://www.R-project.org/>.

ROZENDAAL D. M. A. et al. Biodiversity recovery of neotropical secondary forests. **Sci Adv**, [s. l.], v. 5, n. 3, 2019.

SALDARRIAGA, J. G.; UHL, C. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper rio Negro. *In*: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. (Ed.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 303-312.

SCHLUTER, D.; RICKLEFS, R. E. Species diversity: an introduction to the problem. *In*: Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives (R.E. Ricklefs & D. Schluter, eds.). University of Chicago Press, Chicago, p.1-10, 1993.

SHEPHERD, G. J. **Manual do FITOPAC 2.1**. Departamento de Botânica, UNICAMP, Campinas. 2010.

SILVA, W. C. et al. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de floresta ombrófila densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, zona da mata sul de Pernambuco. **Revista Ciência Florestal**, [s. l.], v. 17, n. 4, p. 321-331, 2007.

STEVEN, S. D.; WRIGHT, S. J. Consequences of variable reproduction for seedling recruitment in three neotropical tree species. **Ecology**, [s. l.], v. 83, n. 8, p. 2315-2327, 2002.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, [s. l.], v.143, p. 2328-2340. 2010.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo - Brasil). **Rev. Bras. Biol.**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

VELOSO, H.P.; KLEIN, R.M. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do Sul do Brasil. **Sellowia**, v. 20, p. 53-126, 1968.

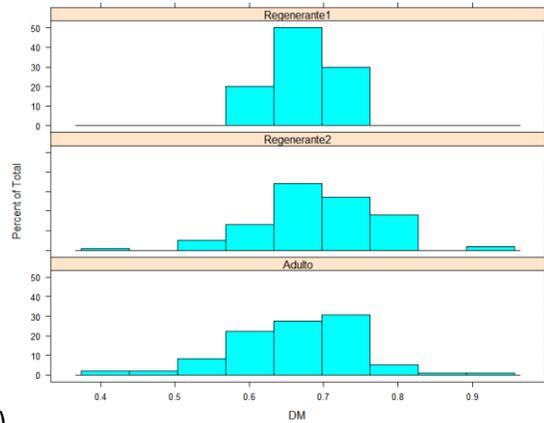
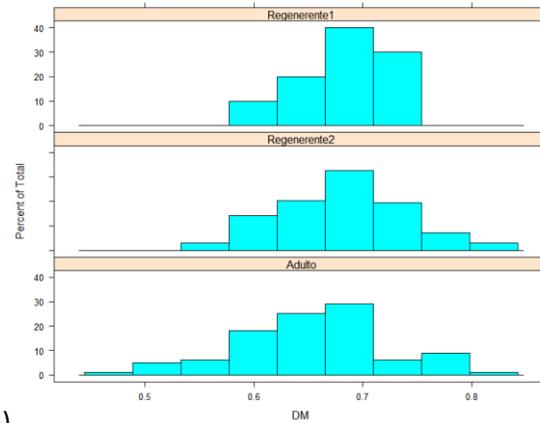
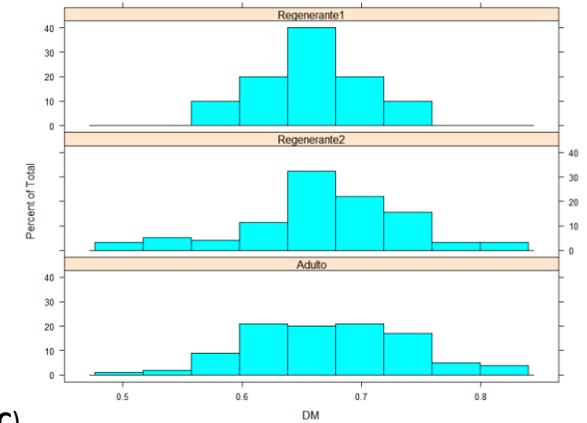
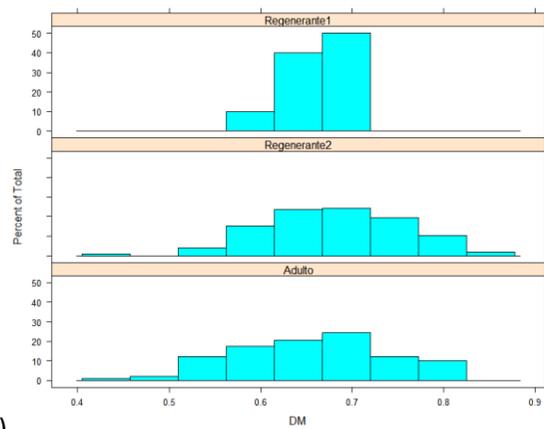
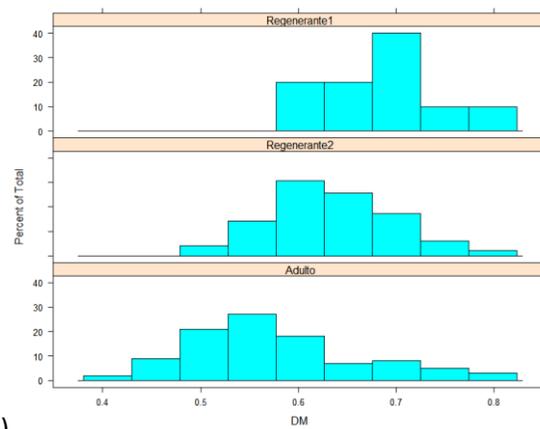
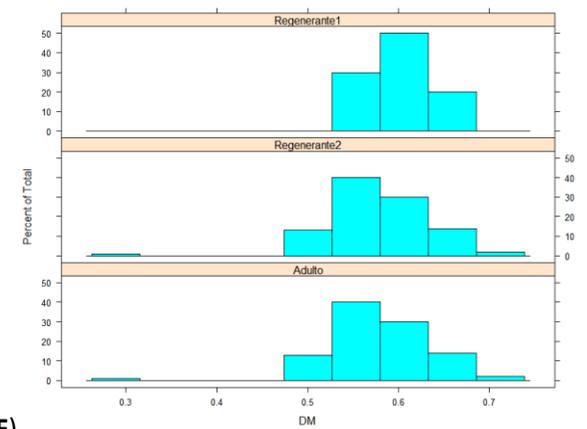
VELOSO, H. P., RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. IBGE, Rio de Janeiro, Brasil. 2012.

## ANEXOS

**Anexo 1.** Estatística descritiva dos estratos do componente arbóreo de trechos de Floresta Tropical Atlântica sem histórico de uso da terra e com diferentes tipos de histórico (corte seletivo, corte raso e pastagem), Parque Estadual da Serra do Mar, SP.

Tipo de uso da terra	Amostras	Média	sd	min	Q1	median	Q3	max
Componente adulto (DAP )								
Floresta Ombrófila Densa Montana 1	98	0,661	0,087	0,410	0,609	0,672	0,712	0,935
Floresta Ombrófila Densa Montana 2	100	0,654	0,068	0,459	0,611	0,657	0,696	0,827
Floresta Ombrófila Densa Montana 3	100	0,672	0,066	0,513	0,621	0,675	0,718	0,822
Regeneração após corte seletivo	98	0,656	0,083	0,449	0,604	0,661	0,715	0,820
Regeneração após corte raso	100	0,573	0,090	0,396	0,505	0,559	0,622	0,802
Regeneração após pastagem	100	0,578	0,056	0,28	0,544	0,576	0,607	0,721
Componente regenerante 2 (DAP )								
Floresta Ombrófila Densa Montana 1	100	0,693	0,082	0,395	0,651	0,693	0,745	0,935
Floresta Ombrófila Densa Montana 2	98	0,678	0,057	0,558	0,637	0,683	0,716	0,817
Floresta Ombrófila Densa Montana 3	96	0,669	0,065	0,49	0,638	0,672	0,708	0,826
Regeneração após corte seletivo	98	0,679	0,077	0,422	0,624	0,683	0,737	0,860
Regeneração após corte raso	98	0,633	0,065	0,497	0,587	0,628	0,677	0,807
Regeneração após pastagem	100	0,578	0,056	0,28	0,544	0,576	0,607	0,721
Componente regenerante 1 (DAP )								
Floresta Ombrófila Densa Montana 1	10	0,665	0,045	0,575	0,644	0,660	0,700	0,728
Floresta Ombrófila Densa Montana 2	10	0,679	0,043	0,590	0,666	0,686	0,710	0,733
Floresta Ombrófila Densa Montana 3	10	0,664	0,044	0,582	0,636	0,665	0,696	0,734
Regeneração após corte seletivo	10	0,667	0,036	0,603	0,656	0,668	0,699	0,711
Regeneração após corte raso	10	0,683	0,054	0,613	0,645	0,679	0,714	0,785
Regeneração após pastagem	10	0,593	0,036	0,536	0,571	0,591	0,604	0,654

**Anexo 2.** Histogramas dos estratos do componente arbóreo (adulto, regenerante 1 e regenerante 2) dos seis trechos de Floresta Tropical Atlântica sem histórico de uso da terra (NSV 01 – **A**; NSV 02 – **B** e NSV 03 – **C**) e com diferentes tipos de histórico (corte seletivo - **D**, corte raso - **F** e pastagem - **G**), Parque Estadual da Serra do Mar, SP.

**(A)****(B)****(C)****(D)****(E)****(F)**

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do objetivo geral de abordar questões referentes a composição florística, estrutura, relações com fatores abióticos e a recuperação da vegetação em áreas de regeneração de Floresta Secundária Tropical Atlântica com diferentes históricos de uso da terra; corte seletivo (impacto baixo de uso), corte raso (impacto intermediário) e corte raso seguido de pastagem (impacto alto) e, refletindo a respeito dos objetivos específicos abordados em cada capítulo, podemos fazer as seguintes considerações:

A recuperação de parâmetros de composição florística e estrutura da vegetação diferiu entre os tipos de uso da terra prévio e mesmo após 45 anos de regeneração natural, nota-se diferenças acerca dos trechos de regeneração e daqueles sem histórico de uso da terra. A área mais recuperada em termos de composição e estrutura foi daquela de regeneração após corte seletivo, seguida por corte raso e corte raso com estabelecimento de pastagem, ou seja, a ordem segue o uso de menor para maior impacto.

O trecho florestal após corte raso e pastagem, mesmo após 45 anos de regeneração natural, ainda apresenta predominância de espécies generalistas, elevado número de indivíduos, menor biomassa arbórea e menor diversidade e uniformidade da vegetação. Neste trecho é pequena a representatividade de grupos importantes e característicos da Floresta Ombrófila Densa Montana, tais como fetos arborescentes e palmeiras. Tais aspectos indicam que a área deverá levar mais algumas décadas ou até mesmo séculos para atingir níveis similares às áreas não impactadas por uso da terra.

As áreas de regeneração após corte seletivo e pastagem diferem de floresta sem histórico de uso da terra em termos de comprimento do fruto, densidade de madeira e síndromes de dispersão. Espécies com características aquisitivas como; baixa densidade de madeira, frutos menores e síndrome de dispersão anemocórica prevalecem na regeneração após pastagem, enquanto que, a área sem histórico de uso da terra, possui prevalência de espécies com características conservadoras, e a área de regeneração após corte seletivo, possui espécies com ambas características.

Os fatores edáficos, principalmente aqueles relacionados a temperatura do solo e fertilidade, são os que mais influenciam a composição florística da Floresta Secundária Tropical Atlântica. Enquanto, em áreas sem histórico de uso da terra, fatores do terreno, principalmente direção da vertente, são os maiores influenciadores da composição florística da comunidade arbórea.

Perspectivas da recuperação do componente arbóreo utilizando diferentes estratos deste componente e a média da densidade da madeira da comunidade foram eficientes para

avaliar o estudo atual e futuro da recuperação deste atributo chave na comunidade arbórea. Uma recuperação total deste atributo foi observada para o uso prévio da terra de corte seletivo e uma recuperação parcial no uso prévio da terra de corte raso, evidenciando boa resiliência da floresta mesmo em casos de impacto intermediário de uso antrópico. O uso prévio da terra de pastagem, considerado de alto impacto, condicionou uma recuperação lenta da média de densidade da madeira dentro da comunidade arbórea e não foi possível verificar indícios de recuperação deste parâmetro em nenhum estrato do componente.

Tais resultados reforçam a necessidade de estudos a longo prazo em áreas de regeneração após uso prévio da terra de alto impacto para verificar se essas áreas realmente estão recuperando lentamente os parâmetros ou se encontram em um estado alternativo. Nestas condições, viabilizar de forma ativa a recuperação da floresta em termos de composição, estrutura e conseqüentemente funcionalidade pode se tornar uma opção a ser considerada, mesmo porque no futuro destas áreas ainda podem ser fundamentais em termos de conversação de biodiversidade e manutenção de serviços ecossistêmicos.