



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Botucatu



FELIPE FERREIRA ONOFRE

**CONVERSÃO DE TALHÕES DE EUCALIPTO EM MATA ATLÂNTICA: EFEITOS
DA INTENSIDADE DE DESBASTE NA VEGETAÇÃO NATIVA**

Botucatu

2020

FELIPE FERREIRA ONOFRE

**CONVERSÃO DE TALHÕES DE EUCALIPTO EM MATA ATLÂNTICA: EFEITOS
DA INTENSIDADE DE DESBASTE NA VEGETAÇÃO NATIVA**

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

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Vera Lex Engel

Botucatu

2020

O58c

Onofre, Felipe Ferreira

Conversão de talhões de eucalipto em Mata Atlântica: efeitos da intensidade de desbaste na vegetação nativa / Felipe Ferreira Onofre.

-- Botucatu, 2020

112 p. : tabs., fotos, mapas

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

Orientadora: Vera Lex Engel

1. Mata Atlântica. 2. Restauração Florestal. 3. Biodiversidade. 4.
Manejo adaptativo. 5. Floresta Ombrófila Densa. I. Título.

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

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: CONVERSÃO DE TALHÕES DE EUCALIPTO EM MATA ATLÂNTICA: EFEITO DA INTENSIDADE DE DEBASTE NA REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

AUTOR: FELIPE FERREIRA ONOFRE

ORIENTADORA: VERA LEX ENGEL

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



Prof.^a Dr.^a VERA LEX ENGEL

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



Prof. Dr. FLÁVIO BERTIN GANDARA

Ciências Biológicas / Universidade de São Paulo



Prof. Dr. JOSÉ MARCELO DOMINGUES TOREZAN

Biologia Animal e Vegetal / Universidade Estadual de Londrina



Prof. Dr. PEDRO HENRIQUE SANTIN BRANCALION

Ciências Florestais / Universidade de São Paulo



Dr.^a MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA

. / Práxis Assessoria Socioambiental

Botucatu, 28 de maio de 2020

Aos meus queridos avós,

Carlos e Heloisa,

dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por isso e por tudo.

Agradeço à minha querida orientadora e eterna mestre, a engenheira florestal e professora Dra. Vera Lex Engel, pela oportunidade de desenvolver, em seu laboratório de pesquisa (LERF) um projeto de restauração florestal tão encantador, e também pela imensa paciência comigo.

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” e à Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu – SP (FCA).

À companhia Suzano e ao Instituto Ecofuturo, pela oportunidade de conduzir o projeto de pesquisa no Parque das Neblinas, e por todo apoio logístico, alimentação, segurança e bem estar durante todo o projeto.

Agradeço à toda equipe do Parque das Neblinas, em especial ao diretor do Instituto Ecofuturo e Engenheiro florestal Paulo Henrique Groke Júnior, e ao gerente de operações David Almeida, as biólogas Michele Cristina Martins e Cleo Marcia Ribeiro Araújo, aos guarda parque Ricardo Silva de Souza, Edson Souza, Marcelo Lemes, Marcelo Sant’ana, Maurício Prado, e a Alexandre Oliveira e Marcos Prado guarda-parques e assistentes de manejo florestal.

Um agradecimento especial à toda equipe da Natural da Mata, por todo o carinho, cuidado e pelas deliciosas refeições, sucos, sobremesas e outros quitudes oferecidas, em especial à Vanda, à seus filhos Renata, Rafael e Helena, e as queridas assistentes de cozinha Dona Maria, Martinha, Raquel e Lú.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Aos colegas de República: Carlos, Ciro, Mineiro, Dimitrio e Eddie, pelas boas risadas, bebemorações e pelos momentos alegres de república.

Aos queridos amigos do LERF - Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal pelo companheirismo, ajudas no campo, conversas, risadas e comemorações, em especial para Gustavo Bricchi (Poly), Paulo (Kabeça), Vitória (Splinter), João (Danadinha), Aska,

Luan, Gisele, Diana, Bárbara, Sabrina, Vinícius, Andra, Leonardo (Zé Butina), De cuesta, Tupete, Roder, Natália, Luana, Aline, Mathias, Ângelo, Jéssica, Guilherme, Diego e Paulinha.

A todos os funcionários do Departamento de Ciência Florestal, em especial a Rosângela (Rô), Dinho, Claudinho, seu João, que sempre cuidou das minhas mudinhas, Dicão e ao professor Blanco (Blancão), pelas conversas, ensinamentos e caminhadas na fazenda Edgárdia.

A todos os funcionários da seção de pós graduação, que colaboraram com os documentos bem como os prazos necessários para realizar o curso, em especial a Adriana de Oliveira, Taynan Ribeiro, Débora Branco, Kátia Duarte, Andréa Spernega, Acir de Paula e Edna Prada.

Também agradeço a coordenadora do curso de pós graduação em Ciência Florestal a engenheira florestal e professora Dra. Magali Ribeiro da Silva, por todo o apoio.

Ao amigo José Roberto Mello (Magrão) por toda a ajuda com análise utilizando o programa R, que foi muito importante.

Agradeço de coração, muito obrigado.

RESUMO

A conversão de florestas homogêneas de eucalipto em floresta nativa tem se tornado uma necessidade comum, principalmente na região sudeste do país, em atendimento não só à legislação ambiental, mas também aos preceitos da certificação florestal. Entretanto, embora se observe que em muitos casos a vegetação nativa seja capaz de se regenerar naturalmente no interior de talhões de eucalipto, ainda não há evidências experimentais suficientes a respeito de qual o melhor método de manejo para acelerar e otimizar este processo. Objetivamos, com esta pesquisa, poder definir estratégias e métodos de manejo para a restauração da Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa) em antigas unidades de produção (talhões) de *Eucalyptus* sp., testando a efetividade de alguns tratamentos de raleamento dos talhões na aceleração da regeneração natural da vegetação nativa. Além disso, almejamos compreender os padrões (trajetórias sucessionais) e filtros ecológicos que direcionam a montagem da comunidade regenerante nesses talhões de eucalipto sob diferentes intensidades de manejo. A pesquisa foi realizada no Parque das Neblinas, município de Bertioga, SP, em um talhão comercial de plantio de *Eucalyptus saligna* Smith em terceira rotação que havia sido abandonado e se encontra em processo de sucessão natural. O delineamento do experimento foi em blocos ao acaso, onde foram aplicados em maio de 2005, seis tratamentos (T1 - testemunha, T2, T3, T4, T5 redução respectivamente de 25, 50, 75 e 100% da área basal das árvores por meio da morte em pé, e T6 - corte raso) com 4 repetições (blocos) e parcelas experimentais de 20 X 40 metros. Após 14 anos do manejo inicial, avaliamos a estrutura, riqueza e diversidade da comunidade regenerante e característica da serapilheira acumulada sobre o solo. Os resultados foram submetidos a análises de variância. Os tratamentos silviculturais surtiram efeito significativo positivo na regeneração natural da vegetação nativa para as duas classes de regeneração natural estudadas ($DAP \geq 5$ cm e $DAP < 5$ cm), principalmente para a regeneração com $DAP \geq 5$ cm, promovendo para os tratamentos T3 e T4, melhores resultados em riqueza e diversidade e para os tratamentos T5 e T6 melhores resultados em estrutura, quando comparados aos outros tratamentos e ao controle (T1). A biomassa de serapilheira acumulada (fração folhas e galhos finos) sofreu efeito significativo dos tratamentos, sendo menor nos tratamentos T5 (redução de 100% da área basal) e T6 (corte raso), os quais se equipararam à serapilheira acumulada no solo na mata nativa de referência. Os teores dos nutrientes, não sofreram efeito dos

tratamentos, entretanto a quantidade de macronutrientes e micronutrientes aportada na serapilheira se diferiu entre os tratamentos. Não houve efeito significativo na relação C:N entre os tratamentos, entretanto houve efeito significativo entre todos os tratamentos e a mata nativa. A técnica de manejo florestal apresentado é uma ferramenta promissora quando o objetivo é a restauração da estrutura e diversidade nestes ambientes, promovendo uma recuperação mais rápida da vegetação nativa e pode ser adaptada, dependendo do contexto ambiental, e uma análise de custo-benefício.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Restauração Florestal. Biodiversidade. Manejo adaptativo. Floresta Ombrófila Densa. Sucessão Florestal.

ABSTRACT

The conversion of homogeneous eucalyptus forests into native forest has become a common need, especially in the southeastern region of the country, in compliance not only with environmental legislation, but also with of forest certification principles. However, although in many cases the native vegetation is able to naturally regenerate inside eucalyptus stands, there is still insufficient experimental evidence to recommend the best management method to accelerate and optimize this process. We aimed at to define management strategies and methods for the restoration of the Atlantic Forest (Tropical Wet Forest) in old production units (stands) of *Eucalyptus* sp., testing the effectiveness of some thinning treatments in the acceleration of natural regeneration of the native vegetation. In addition, we aimed at to understand the patterns (successional trajectories) and ecological filters that guide the assembly of the regenerating community in these eucalyptus stands under different management intensities. The research was carried out at Parque das Neblinas, municipality of Bertioga, SP, in a commercial plantation stands of *Eucalyptus saligna* Smith in third rotation that had been abandoned and is in the process of natural succession. The experiment was designed in a randomized block design, in which six treatments were applied in May 2005 (T1 - control, T2, T3, T4, T5, reduction of 25, 50, 75 and 100% of the basal area of trees through standing death, and clear cut) with 4 replicates (blocks) and experimental plots of 20 X 40 meters. After 14 years of initial management, we evaluated the structure, richness and diversity of the regenerating community and soil litter characteristics. The silvicultural treatments had a significant positive effect on the natural regeneration of native vegetation for the two classes of natural regeneration ($DBH \geq 5$ cm and $DBH < 5$ cm), mainly for the size class with $DBH \geq 5$ cm, promoting for treatments T3 and T4, better results in richness and diversity and for the treatments T5 and T6 better results in forest structure, when compared to the other treatments and the control (T1). The accumulated litter biomass (fraction of leaves and thin branches) was affected by the treatments, with higher average values for the T1 - control treatment, compared to the T5 and T6 treatment (100% and clear cut), that equaled the native forest. The nutrient contents were not affected by the treatments, however the amount of macronutrients and micronutrients in the litter differed between the treatments, which presented higher values for T1 (control), intermediate values for T2, T3 and T4, lower values for T5 and T6, and even smaller for native forest. There was no significant effect on the relation

C:N between treatments, but there was a significant effect between the whole treatments and native forest. The forest management technique presented is a promising tool when the objective is to restore structure and diversity in these environments, promoting a faster recovery of native vegetation and can be adapted, depending on the environmental context and a cost-benefit analysis.

Keywords: Atlantic Forest. Forest Restoration. Biodiversity. Adaptive management. Humid Rain Forest. Forest Succession.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	15
CAPÍTULO 1 - EFEITO DE DIFERENTES INTENSIDADES DE RALEAMENTO E DO CORTE RASO NA REGENERAÇÃO NATURAL DA VEGETAÇÃO NATIVA DE TALHÕES DE <i>Eucalyptus saligna</i> SMITH.....	21
1.1 INTRODUÇÃO	24
1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	28
1.3 RESULTADOS.....	42
REFERÊNCIAS.....	67
CAPÍTULO 2 - ADAPTIVE MANAGEMENT OF EUCALYPTUS STANDS REDUCES LITTER BIOMASS AND PROMOTES THE NATIVE VEGETATION RECRUITMENT TO RESTORE THE ATLANTIC FOREST...77	77
2.1 INTRODUCTION.....	78
2.2 MATERIAL AND METHODS.....	80
2.3 RESULTS.....	83
REFERENCES.....	95
CONSIDERAÇÕES FINAIS	100
REFERÊNCIAS.....	103

INTRODUÇÃO GERAL

A perda da biodiversidade pela intensificação do uso da terra tem levado a mudanças nos ecossistemas e à diminuição de sua capacidade de fornecimento de serviços (HOOPER et al., 2012). No caso das florestas tropicais observam-se perdas significativas de biodiversidade pela alteração dos ecossistemas naturais (GIBSON et al., 2011). O aumento do interesse na conservação e restauração da biodiversidade, entretanto, não se deve apenas ao seu valor intrínseco e por razões éticas. Um grande número de publicações tem atestado o papel funcional da biodiversidade, tanto na regulação do funcionamento de ecossistemas, como na provisão de serviços ao homem (BALVANERA et al., 2006; QUIJAS; SCHMID; BALVANERA, 2010). A biodiversidade é essencial para o funcionamento dos ecossistemas naturais, como na ciclagem de nutrientes, aumento de sua resiliência a perturbações (JACTEL; BROCKERHOFF, 2007), controle de erosão, aumento na qualidade do solo e água, e na produtividade primária (NAEEM, 1999).

A Mata Atlântica é o segundo maior Bioma do Brasil (IBGE, 2004) e uma das campeãs mundiais de biodiversidade, com altas taxas de endemismo de flora (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; SILVA; CASTELETTI, 2003; TABARELLI, et al., 2005), devido principalmente às variações de fatores do meio físico que fazem com que seu domínio seja constituído por diversas fitofisionomias e ecossistemas associados (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). Das cerca de 20 mil espécies de plantas vasculares descritas para este bioma, 8 mil são únicas, ou seja endêmicas da Mata Atlântica, e devido à alta biodiversidade, associada ao grau de ameaça que ainda sofre, é considerada um “hotspot” para conservação no mundo (MYERS, et al., 2000).

Porém, séculos de destruição desse bioma causaram uma fragmentação sem precedentes e alguns autores sugerem que muitas espécies já foram extintas (BROOKS; BALMFORD, 1996; METZGER et al., 2009) e ainda podem acontecer o mesmo com muitas outras. Em contraponto, muitos trechos de Mata Atlântica degradados têm se recuperado naturalmente (LATAWIECK et al., 2016; CROUZEILLES et al., 2017), e as ações de restauração destinadas ao cumprimento da legislação podem elevar os níveis de cobertura vegetal a 30% (REZENDE et al., 2018).

Muitas das áreas ocupadas originalmente por florestas nativas, no domínio da Mata Atlântica, são atualmente cobertas por extensas áreas agrícolas e de uso para pecuária, além das aglomerações urbanas. Dentre as diversas formas de uso do solo possíveis, as plantações florestais, geralmente na forma de monoculturas de espécies exóticas de rápido crescimento, são estabelecidas com diversas finalidades. No Brasil, as florestas plantadas representam 9,8 milhões de hectares (IBGE, 2019), sendo estabelecidas principalmente com espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, que representam 92,8% do total (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2013), ocupando áreas principalmente no Bioma Mata Atlântica.

A necessidade de conversão de florestas homogêneas de eucalipto em mata nativa tem sido um desafio recente no Brasil, principalmente na região sudeste do país (localizadas no domínio do Bioma Mata Atlântica e Cerrado), em atendimento não só à legislação ambiental, mas também aos preceitos da certificação florestal. Do ponto de vista legal, muitas áreas de reflorestamento tiveram que se readequar às mudanças na legislação, como aquelas ocorridas no Código Florestal Brasileiro, no final da década de 1980 e 1990, principalmente no que se refere às faixas mínimas de vegetação ribeirinhas consideradas como APP (Área de Preservação Permanente). Até antes de 1989, quando a faixa de proteção com vegetação nativa aos cursos d'água com até 10 metros de largura era de 5 metros (BRASIL, 1965) e passou para 30 metros (BRASIL, 1989), com largura variável em função da largura dos cursos d'água, o que se manteve com a legislação atual (Lei 12.652, de 2012, BRASIL, 2012). Desta forma, muitas áreas que foram anteriormente ocupadas até quase a beira dos cursos d'água contrariando a legislação vigente, passaram a ter que ser restauradas, de forma a promover a reocupação com florestas naturais tropicais. Além do cumprimento da legislação, em áreas de relevo muito acentuado, mesmo aquelas fora da faixa de declividade para serem também consideradas como APP (BRASIL, 2012), muitas vezes a atividade econômica torna-se de baixa viabilidade e/ou de alto risco ambiental, sendo passíveis de serem convertidas para outros usos, inclusive o de proteção.

A conversão de áreas de reflorestamentos para florestas nativas pode se dar após colheita total da madeira e reforma com plantio de nativas em área total, ou aproveitando o potencial da vegetação nativa já existente no sub-bosque dos talhões, com desbastes ou colheita seletiva da madeira e condução desta regeneração natural.

Estudos indicam as plantações florestais, podem contribuir para a reabilitação de ecossistemas antropizados ou degradados (PARROTTA et al., 1997; PARROTTA, 2002; BROCKERHOFF et al., 2008), por meio de manejo adequado, quebrando várias barreiras que podem impedir ou dificultar a regeneração natural da vegetação nativa. Uma importante explicação para este padrão é baseada no efeito microclimático proporcionado pela copa das árvores (GELDENHUYS, 1997), onde o dossel mais fechado proporcionado pelas plantações melhoram as condições microclimáticas e de habitat em comparação a locais abertos (mais expostos a geadas, dessecação e outras intempéries) que dificultam mudas de espécies nativas de se estabelecerem (CANNELL, 1999; BROCKERHOFF et al., 2003; CARNUS et al., 2006). Além disso, os reflorestamentos contribuem com a manutenção de cobertura sobre o solo, melhorando sua fertilidade e diminuindo a competição com espécies invasoras, principalmente gramíneas (PARROTTA et al., 1997).

Por outro lado, dependendo da densidade do talhão e disponibilidade de recursos do habitat, as árvores plantadas podem se tornar um obstáculo para a entrada de novas espécies, devido ao filtro da competição por água, luz e nutrientes (TEMPERTON et al., 2004), podendo alterar ainda o acúmulo e deposição de serapilheira e assim facilitar ou não espécies de se estabelecerem (LUGO, 1997; PARROTTA et al., 1997; MORAES et al., 1998). O acúmulo de serapilheira de baixa qualidade para os decompositores pode funcionar como barreira à germinação de sementes e estabelecimento de plântulas de espécies nativas, e ainda ter um possível efeito negativo por alelopatia (CHU et al., 2014; HE et al., 2014).

Neste caso, torna-se importante a adoção de práticas de manejo adaptativo, visando corrigir trajetórias sucessionais e conciliar objetivos conservacionistas e de produção (PILGRIM et al., 2010; MURRAY; MARMOREK, 2003) nestas florestas plantadas. O manejo adaptativo tem sido aplicado na gestão de recursos e problemas que envolvem a restauração de ecossistemas (ESSA 1982; MACDONALD et al. 1997; BOURIS, 1998), e envolve sintetizar o conhecimento existente, com base nos resultados de monitoramento anteriores, e a partir daí planejar e executar ações alternativas, monitorando os resultados previstos e se baseando em tais resultados para ajustar e implementar novas ações de manejo (WALTERS, 1986). No caso dos talhões de reflorestamentos que precisam ser restaurados, a escolha de técnicas e a decisão sobre intensidade de intervenções dependerão, portanto, da existência de

pesquisas e de monitoramentos que indiquem a resposta da vegetação nativa às ações de manejo.

Diferentemente da sucessão em ecossistemas florestais, onde ocorre um processo gradual de colonização de habitats abertos e ocupados por espécies nativas e ou exóticas adaptadas a pleno sol, que depois vão sendo substituídas por espécies adaptadas a ambientes florestais mais sombreados (GANDOLFI, 2017), nos talhões de florestas plantadas com eucaliptos estabelecidas o desafio é a partir de uma paisagem florestal formada e dossel parcialmente fechado estimular com mais rapidez a sucessão secundária e a restauração da biodiversidade, e converter esses talhões em mata nativa secundária. Enquanto nas áreas agrícolas ou pastagens degradadas que precisam ser restauradas, o controle das gramíneas exóticas invasoras é um dos principais desafios para que a sucessão ocorra e restauração aconteça (ENGEL; PARROTA, 2001; RODRIGUES, et al., 2009), principalmente na Mata Atlântica (BRANCALION, et al., 2020), em plantios já estabelecidos o desafio é saber até que ponto as árvores plantadas atuam de fato como facilitadoras, ou passam a suprimir o desenvolvimento da vegetação nativa (PODADERA et al., 2015).

Alguns estudos com o objetivo de restaurar comunidades florestais nativas investigaram o efeito da criação de clareiras com diferentes formas e tamanhos, por meio de desbastes (corte raso) em plantações de pinus, (FORBES et al., 2015, FERRACIN et al., 2013; ROUVINEN; KOUHI, 2011; ZHU et al., 2003; ASHTON et al., 1997; PARKER et al., 2001), e em florestas tropicais (D'OLIVEIRA; RIBAS, 2011; GAUI et al., 2019). Também o efeito do manejo florestal madeireiro seguido de tratamentos silviculturais na regeneração da vegetação nativa, foi estudado em florestas tropicais (SIST; NGUYEN-THÉ, 2002; SLIK et al., 2002; GOURLET-FLEURY et al., 2004; BERRY et al., 2008; PEÑA-CLAROS et al., 2008; SWAINE; AGYEMAN, 2008). Entretanto, ainda são poucas as pesquisas que investigaram o efeito do desbaste seletivo em talhões de produção florestal na regeneração natural da vegetação nativa, por meio de desbaste e da morte em pé dos indivíduos arbóreos exóticos (ONOFRE, 2009; DURIGAN et al., 2020). Estudos indicam que as árvores mortas podem proporcionar complexidade estrutural e biodiversidade em muitos ecossistemas florestais (JONSELL et al., 1998; KRUYSS et al., 1999; NILSSON et al., 2001), e podem ser incluídas em estudos ecológicos e avaliações ambientais (WOODALL et al., 2009).

Na posse de tais informações, gestores de restauração poderiam estimular a sucessão florestal em plantações florestais com atividades de desbastes e raleamentos, gerando distúrbios e clareiras artificiais, que simulam o efeito de eventos de perturbações naturais na estrutura do dossel e regimes de luz no subosque (LINDH; MUIR 2004; LAMB et al., 2005), o que pode atuar favoravelmente na promoção do enriquecimento de plantações florestais (CARNEIRO, 2002).

Tendo em vista a grande relevância do assunto, estudos que visem avaliar o potencial de técnicas silviculturais de manejo florestal, a fim de estimular a regeneração natural da vegetação nativa são fundamentais para definir estratégias de restauração florestal e de conservação da diversidade, tanto para áreas de florestas plantadas como florestas nativas secundárias.

O objetivo desta pesquisa foi elucidar qual a melhor maneira de transformar antigos talhões de eucalipto em mata atlântica. Com este intuito, testamos e avaliamos a efetividade de tratamentos silviculturais de raleamento de antigos talhões de *Eucalyptus saligna* Smith na aceleração da regeneração natural da vegetação nativa, e no acúmulo de serapilheira sobre o solo nos diferentes tratamentos silviculturais, após cerca de 13 anos do manejo florestal.

A primeira hipótese é que o raleamento e a criação de clareiras no interior do antigo talhão de *Eucalyptus saligna* Smith provocarão respostas positivas na estrutura da comunidade regenerante, com aumento da diversidade e riqueza de espécies e estímulo do recrutamento e crescimento de espécies nativas florestais, características principalmente das fases tardias de sucessão florestal. Esperamos também que o efeito positivo seja resultado da diminuição de competição entre a espécie exótica e as nativas, de modo que as maiores intensidade de manejo serão melhores.

A segunda hipótese é de que as intensidades de manejo afetarão não só a estrutura e diversidade da comunidade em regeneração, mas também o funcionamento do ecossistema no que se refere à produtividade primária e acúmulo de serapilheira. Como indicador de ambos os processos, usaremos a serapilheira acumulada sobre o solo, tanto no que se refere à quantidade como a qualidade.

Este trabalho foi dividido em dois capítulos. O primeiro analisa os efeitos do manejo silvicultural de promoção de abertura de dossel e redução de área basal do

talhão de *Eucalyptus saligna* sobre a estrutura, diversidade e composição da comunidade regenerante. O segundo, estuda o efeito dos mesmos tratamentos silviculturais na quantidade e qualidade de serapilheira acumulada sobre o solo, e sua relação com a regeneração natural. Finalmente, apresentamos as conclusões gerais e recomendações de manejo.

CAPÍTULO 1

EFEITO DE DIFERENTES INTENSIDADES DE RALEAMENTO E DO CORTE RASO NA REGENERAÇÃO NATURAL DA VEGETAÇÃO NATIVA DE TALHÕES DE *EUCALYPTUS SALIGNA* SMITH

RESUMO

No Brasil, as florestas plantadas representam 9,8 milhões de hectares, sendo estabelecidas principalmente com espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*. O estabelecimento de espécies nativas em talhões de *Eucalyptus* spp tem sido frequentemente observado em diferentes ecossistemas. Em ecossistemas florestais, isto é devido principalmente ao efeito microclimático disponibilizado pela copa das árvores, o que favorece a sucessão secundária, ocorrendo um aumento nos parâmetros estruturais como a área basal e densidade na regeneração natural da vegetação nativa. Objetivamos, com esta pesquisa avaliar o efeito de tratamentos silviculturais de raleamento de antigos talhões de *Eucalyptus saligna*, como forma de acelerar o processo de conversão dessas plantações em floresta nativa. A pesquisa foi realizada no Parque das Neblinas, município de Bertioga, SP, em um talhão comercial de plantio de *Eucalyptus saligna* Smith em terceira rotação que havia sido abandonado e se encontra em processo de sucessão natural. O delineamento do experimento foi em blocos ao acaso, onde foram aplicados em maio de 2005, seis tratamentos (T1 - testemunha, T2, T3, T4, T5 redução respectivamente de 25, 50, 75 e 100% da área basal das árvores por meio da morte em pé, e T6 - corte raso) com 4 repetições (blocos) e parcelas experimentais de 20 X 40 metros. Amostramos a regeneração natural em duas classes de tamanho: classe I (DAP \geq 5, em toda a parcelas) e classe II (DAP < 5 cm e altura \geq 0,5 m, em 2 sub-parcelas de 1 metro de largura por 40 metros de comprimento, na parte central de cada parcela principal). Para a classe I houve efeito do tempo após o manejo para a área basal e diversidade alfa, mas não houve efeito do tratamento. Para a Classe II houve efeito do tratamento e tempo em riqueza de espécies e do tempo na densidade. Após 12 anos houve incremento da área basal dos eucaliptos nos tratamentos T1, T2, T3 e T4 em relação à área basal de 2008. Para a regeneração natural com DAP < 5 cm, a densidade e riqueza foram maiores para as maiores intensidades de manejo, com a redução de

100% de área basal do eucalipto e corte raso. A intensidade de manejo não influenciou a composição de espécies para as duas classes de regeneração natural.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Restauração florestal. Manejo adaptativo. Biodiversidade. Sucessão florestal.

ABSTRACT

In Brazil, planted forests represent 9.8 million hectares, being established mainly with species of the genera *Eucalyptus* and *Pinus*. The establishment of native species in *Eucalyptus* spp stands has often been observed in different ecosystems. In forest ecosystems, this is mainly due to the microclimate effect provided by the canopy of forest plantations, which favors secondary succession, with an increase in structural parameters such as basal area and density in the natural regeneration of native vegetation. With this research, we aim to evaluate the effect of silvicultural treatments for thinning old *Eucalyptus saligna* stands, as a way to accelerate the process of converting these plantations into native forest. The research was carried out in Parque das Neblinas, municipality of Bertioga, SP, in a commercial plantation plot of *Eucalyptus saligna* Smith in third rotation that had been abandoned and is in the process of natural succession. The experiment was designed in randomized blocks, in which six treatments were applied in May 2005 (T1 - control, T2, T3, T4, T5, respectively, reduction of 25, 50, 75 and 100% of the basal area of the trees by means of standing death, and T6 - shallow cut) with 4 repetitions (blocks) and experimental plots of 20 X 40 meters. We sampled natural regeneration in two size classes: class I (DAP \geq 5.0 in whole plot) and class II (DAP < 5 cm and height > 0.5 m, in 2 sub-plots of 1 meter wide by 40 meters long, allocated in the central portion of each main plot). For class I there was an effect of time after management for basal area and alpha diversity, but there was no effect of treatment. For Class II, there was an effect of the treatment and time on species richness and the treatment on density. Despite the initial reduction in the basal area of the eucalyptus due to tree poisoning, after 12 years there was an increase in the basal area in treatments T1, T2, T3 and T4 in relation to the basal area of 2008. For natural regeneration with DBH <5 cm, the density and richness were higher for the highest management intensities, with a 100% reduction in the basal area of the eucalyptus and shallow cut. The management intensity did not influence the species composition for the two classes of natural regeneration.

Keywords: Atlantic Forest. Forest restoration. Adaptive management. Biodiversity. Forest succession.

1.1 INTRODUÇÃO

No Brasil, as florestas plantadas representam 9,8 milhões de hectares, sendo estabelecidas principalmente com espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus* (IBGE, 2019). Atualmente o Brasil é o maior produtor mundial de celulose de fibra curta de *Eucalyptus* spp, sendo que o plantio com este gênero ocupa o primeiro lugar em termos de área plantada no país, com um total de 7,6 milhões de hectares (IBGE, 2019), e conquistou reconhecimento internacional devido a dois fatores: alta produtividade dos plantios de eucaliptos (GONÇALVES et al., 2013) e a sustentabilidade de toda a cadeia produtiva do setor (CNI, 2017).

Pelo fato de que tais plantações florestais voltadas ao abastecimento industrial geralmente são monoculturas de espécies exóticas de rápido crescimento, esta atividade muitas vezes tem sido merecedora de críticas por parte da sociedade, devido aos seus potenciais impactos ambientais (LIMA, 1996). Entretanto além dos benefícios econômicos e sociais dos reflorestamentos comerciais, muitos estudos tem indicado que, dependendo da forma como são manejadas, essas plantações comerciais podem contribuir para a conservação e a restauração da biodiversidade, bem como a reabilitação de ecossistemas degradados (PARROTTA et al., 1997; PARROTTA, 2002; BROCKERHOFF et al., 2008). Dependendo das condições da paisagem e do nível de degradação, as plantações podem auxiliar, quebrando diversas barreiras que dificultam a regeneração natural da vegetação nativa e estimulando o processo de restauração florestal.

O estabelecimento de espécies nativas em talhões de *Eucalyptus* spp e *Pinus* spp tem sido frequentemente observado em diferentes ecossistemas (ASHTON et al., 1997; SARTORI et al., 2002; ZHU et al., 2003; GUERRERO; BUSTAMANTE, 2007; BROCKERHOFF et al., 2008; ONOFRE, 2009; ONOFRE et al., 2010; MODNA et al., 2010; VIANI et al., 2010; ROUVINEN; KOUKI, 2011; ABREU, 2013; FERRACIN et al., 2013; FORBES et al, 2015; BRANCALION et al., 2020). Em ecossistemas florestais, isto é devido principalmente ao efeito microclimático disponibilizado pela copa das plantações florestais, que melhora as condições microclimáticas e de habitat (GELDENHUYS, 1997; CANNELL, 1999; BROCKERHOFF et al., 2003; CARNUS et al., 2006), o que favorece a sucessão secundária. Além disso, a supressão de gramíneas exóticas invasoras, o aumento da complexidade do habitat e a atração de

fauna dispersora são outros fatores que explicam o papel catalizador da regeneração natural pelas plantações florestais (PARROTA et al., 1997).

Para compreender de que maneira e em que circunstâncias as espécies nativas são capazes de colonizar talhões de plantações florestais, e deste modo contribuindo para o aumento da biodiversidade de tais paisagens, é necessário entender a dinâmica dessas florestas tropicais. Diferentemente das florestas plantadas, as florestas tropicais são bem mais complexas e podem ser consideradas um mosaico de vegetação com manchas espacialmente relacionadas entre si, formadas e mantidas por meio de distúrbios, sendo estes frequentes e ou sazonais, como tempestades, trovões, ventanias, deslizamentos de terra, entre outras, criando clareiras no interior das mesmas (DENSLOW, 1987; WHITMORE, 1975). Segundo White e Pickett, (1985), distúrbios podem ser definidos como qualquer evento relativamente discreto no tempo, que perturba a estrutura do ecossistema e conseqüentemente ocasiona mudanças na disponibilidade de recursos, e dependendo da intensidade de perturbação e do tempo desde a criação da clareira, a mesma pode variar em forma e dimensão (KUCBEL et al., 2010), e assim ocasionar efeitos nos processos ecológicos no interior das mesmas (FAHEY; PUETTMANN, 2008; YE; COMEAU, 2009).

Por sua vez, clareiras naturais podem ser consideradas uma consequência dos distúrbios e são consideradas peças chave para o entendimento da estrutura e dinâmica destes sistemas (HUBBELL; FOSTER, 1986), sendo que em florestas tropicais seu tamanho e geometria, variam de uma clareira para outra, e funcionam como fatores adicionais na construção de habitats diferenciados para a colonização por espécies de plantas (HUBBELL; FOSTER, 1986; DESLOW, 1987; BROWN, 1993). A forma como as espécies da floresta tropical responde à formação de clareiras é chave para a previsão, por exemplo, das consequências de ações de manejo que resultem na abertura de clareiras, tais como a colheita de madeira.

No padrão sucessional de florestas tropicais úmidas, após um distúrbio, ocorre a regeneração natural, que é um processo em nível de comunidade e de ecossistema, onde as espécies vegetais consideradas pioneiras mais exigentes em luz dão espaço a secundárias, menos exigentes em luz (GUARIGUATA, 1999), enquanto a sombra no sub-bosque tende a aumentar com o decorrer do tempo, com o aumento em

complexidade estrutural e funcional (CHAZDON, 2012). A sucessão secundária e a regeneração natural de florestas tropicais pode ser definida, como um fenômeno que apresenta uma dinâmica pouco previsível, complexa e diversificada, sendo que a variação temporal pode levar a mudanças no ecossistema, que por sua vez podem seguir trajetórias progressivas ou regressivas, ou ainda permanecer em estágios estacionários estáveis (GANDOLFI, 2017), e tais processos podem levar ao surgimento de variadas comunidades finais não estáveis (PICKETT; WHITE, 1985; PICKETT; CADENASSO, 2005).

Estudos em florestas tropicais indicam que distúrbios interferem nos padrões sucessionais de riqueza diversidade de espécies, que tendem a aumentar ao longo do tempo, mais rapidamente que a composição florística (GÓMEZ-POMPA; VASQUEZ-YANES, 1981; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001), onde as mudanças ocorrem mais rapidamente entre as espécies iniciais do que entre as secundárias e de final de sucessão (SHUGART; HETT, 1973).

Na Mata Atlântica essas perturbações promovem a sucessão secundária nas comunidades vegetais (BURSLEM; SWAINE, 2002), ocorrendo um aumento nos parâmetros estruturais como a área basal e densidade (AIDE et al., 2000, OLIVEIRA-FILHO et al., 2004), e na diversidade e genética de populações (METZGER et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009), o que contribui para a manutenção da alta diversidade das florestas tropicais (BELL et al., 2006), prestando serviços ecossistêmicos essenciais (STEPHENS et al., 2007; CHAZDON et al., 2016) e fornecendo habitat para uma grande parcela da biodiversidade terrestre (GASTON, 2000). Entretanto, embora nessas florestas a recuperação da estrutura e do seu potencial de fornecimento de serviços ecossistêmicos sejam relativamente rápidos (Bustamante et al., 2016), por outro lado outros estudos indicam que são necessárias muitas décadas e até mais de séculos para o retorno de espécies raras, das espécies longevas, e das proporções de grupos funcionais característicos das florestas maduras (LIEBSCH et al., 2008).

Para a conversão de áreas de plantações em floresta nativa, com a criação artificial de clareiras por meio de tratamentos silviculturais de raleamentos ou desbastes, ainda há muitas lacunas do conhecimento, principalmente no âmbito da Mata Atlântica, e não se sabe como seria a dinâmica da vegetação regenerante em

resposta a tais intervenções. Em outras regiões do mundo e no Brasil, são citados estudos em florestas de coníferas, onde estudos investigaram a formação e criação de clareiras em plantações pinus de diferentes formas e tamanhos, com o objetivo de restauração de comunidades florestais nativas. Ashton et al. (1997), em um estudo no Sri Lanka criou diferentes faixas retangulares de abertura do dossel no talhão de pinus, seguido de plantio de mudas nativas, o que resultou em diferenças no crescimento das espécies nativas de final de sucessão, com incremento 4 vezes maior em comparação ao controle. Resultados semelhantes com mesma metodologia foram observados por Rouvinen; Kouki, (2011) na Finlândia; enquanto Zhu et al. (2003), testaram a eficiência de clareiras circulares, a fim de estimular a regeneração natural e de mudas em plantações de pinus de 40 anos, e ressaltando como um dos principais resultados que o tamanho da clareira foi o principal fator no crescimento das mudas nativas. Forbes et al. (2015), sugeriram incorporar, após o desbaste, espécies secundárias tolerantes a sombra, a fim de enriquecer o talhão de pinus em restauração. Ferracin et al. (2013) avaliaram a comunidade de plantas nativas em regeneração natural após 15 anos da exploração de *Pinus taeda* L., e concluíram que esses talhões comerciais podem sustentar considerável riqueza de espécies, entretanto para isso deve-se adotar práticas de manejo menos intensivas, como por exemplo evitar o desbaste do sub-bosque. Duncker et al. (2012) ressaltam a importância de plantios com densidades e idades variadas alternando na paisagem, o que pode resultar em um ecossistema e paisagem não tão homogênia. Segundo Geldenhuys et al. (2017), mesmo que a transição natural de talhões de plantações florestais, evolua no tempo para talhões de espécies mistas, isso podendo se estender por períodos mais longos de tempo, visto ser necessário o processo de auto desbaste.

Na restauração de florestas tropicais, apesar dos desafios ainda existentes, esforços tem sido bem sucedidos com diferentes opções de modelos de implantação e com incorporação dos avanços da ciência na prática (LAMB et al., 2005; DURIGAN; ENGEL, 2015; RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES et al., 2011; LAMB, 2012; DURIGAN et al., 2010). Entretanto para a restauração ecológica em plantações florestais, embora estudos atestem a presença de regeneração natural da vegetação nativa no sub-bosque (SARTORI et al. 2001; ONOFRE, 2010), ainda há inúmeras lacunas sobre o potencial de técnicas de manejo florestal a fim de estimular esta regeneração natural da vegetação nativa, a ponto de se atingir os objetivos da

restauração ecológica. Deste modo o interesse para definir estratégias de restauração florestal para converter áreas de florestas plantadas em florestas nativas secundárias é grande.

Objetivamos, com este trabalho, avaliar o efeito de tratamentos silviculturais de raleamento de antigos talhões de *Eucalyptus saligna*, como forma de acelerar o processo de conversão dessas plantações em floresta nativa.

A primeira hipótese é que o raleamento e a criação de clareiras no interior do antigo talhão de *E. saligna* provocarão respostas positivas na comunidade regenerante, com mudanças na estrutura, diversidade e composição, e estímulo do recrutamento e crescimento de espécies nativas florestais, características principalmente das fases mais tardias de sucessão florestal.

A segunda hipótese é que o efeito positivo será resultado da diminuição de competição entre a espécie exótica e as nativas, com efeito linear positivo da redução de área basal na regeneração natural da vegetação nativa. Deste modo altas intensidades de manejo serão melhores por permitirem melhor acesso aos recursos.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

Localização e Descrição da área de estudo

O Parque das Neblinas é uma reserva de uso sustentável, criado em 1998, e onde são desenvolvidas atividades de visitação, educação socioambiental, pesquisa científica, manejo florestal e relacionamento comunitário, com o objetivo de contribuir para a conservação da Mata Atlântica.

Localizado nos municípios de Mogi das Cruzes e Bertioga, no alto da Serra do Mar (Figura 1), o Parque é reconhecido como Posto Avançado da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e do Cinturão Verde da Grande São Paulo, pelo Programa Homem e Biosfera da UNESCO. A reserva protege importantes remanescentes florestais, conserva a bacia do rio Itatinga e promove a restauração do ambiente com estratégias de desenvolvimento social, somando esforços para a conservação da Mata Atlântica e sua biodiversidade. Além disso, faz vizinhança com o Parque Estadual da Serra do Mar (núcleo Cubatão).

O Parque está inserido no conjunto de fazendas denominado Pedra Branca e Sertão dos Freires I e II cujo território atualmente abarca 6.012 hectares (ECOFUTURO, 2019), adquirido a partir de 1966, pela Cia. Suzano de Papel e Celulose, e na época já reflorestado com eucalipto.

Domínio fitogeográfico e vegetação do Parque das Neblinas

O Parque das Neblinas ocupa áreas correspondentes à região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa Montana, de domínio do Bioma da Mata Atlântica (IBGE, 2012), com pequenos fragmentos de floresta aluvial (planícies aluviais da bacia do Rio Itatinga), sendo que a maior parte da área está coberta com reflorestamentos que foram abandonados.

A região está localizada em áreas do complexo de montanhas que compõem a Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira, que representam a feição orográfica mais destacada da borda atlântica da América do Sul, formando um conjunto de escarpas que se estendem desde o Rio de Janeiro até Santa Catarina (ALMEIDA; CARNEIRO, 1998), e apresentam características específicas, tais como relevo íngreme com altas declividades e altos índices de pluviosidade média anual (ROSSI; QUEIROZ NETO, 2001). Além disso a porção da Serra do Mar do Estado de São Paulo é considerada um dos trechos mais bem preservados e conservado atualmente no Bioma Mata Atlântica, com uma mata contínua que abriga grande diversidade florística (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2014).

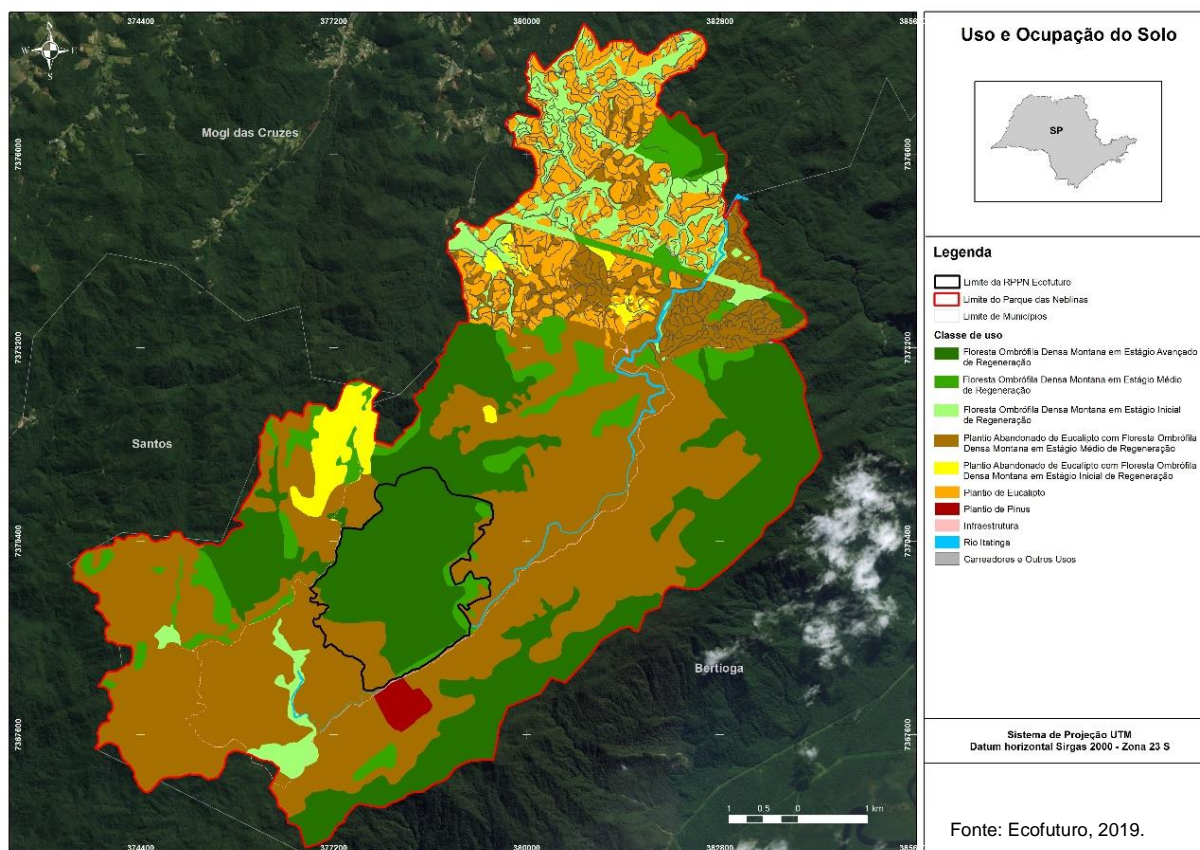
De acordo com Köppen (1948), o clima da região de Bertioga é classificado como do tipo Cfb (tropical de altitude), com médias anuais de temperatura em torno de 24°C, e pluviosidade de 2.607 mm, com os maiores valores médios ocorrendo em janeiro, fevereiro e março, enquanto os menores em maio, junho, julho e agosto, revelando um excedente hídrico em todos os meses do ano. A altitude varia de 750 a 1.100 metros de altitude. O Parque das Neblinas está localizado na parte alta da montanha com face frontal a costa, o que favorece uma cobertura de nuvens precipitantes as condições locais, onde os fenômenos de intensificação orográfica da precipitação são muito frequentes na região, principalmente na primavera (BLANCO; MASSAMBINE, 2000), favorecendo a formação de neblina, com alta umidade relativa do ar.

Praticamente todas as áreas do Parque cobertas atualmente com matas nativas já haviam sido desmatadas no passado, principalmente a partir de 1910 com a construção da primeira usina hidrelétrica do Brasil, a Usina de Itatinga geradora de energia para o Porto de Santos. Um pouco mais tarde, na década de 40 do século passado, a região foi desmatada para produção de carvão.

Atualmente a vegetação do Parque caracteriza-se por possuir dois grandes grupos de formações florestais: um correspondente a áreas de antigos talhões de reflorestamentos com espécies do gênero *Eucalyptus* (entre eles um único talhão de *Pinus* sp.), e outro correspondendo aos remanescentes de Mata Atlântica em diferentes estádios sucessionais, resultantes de histórias de perturbação distintas.

Os talhões de eucaliptos do Parque das Neblinas abriga uma grande riqueza de espécies arbustivo-arbóreas, com cerca de 365 espécies arbóreas identificadas, dessas 135 são capazes de regenerar-se no sub-bosque dos talhões do eucalipto (ONOFRE, 2009), sendo a grande maioria delas espécies com sementes dispersas por animais, principalmente aves. Os talhões apresentam, em geral, um sub-bosque formado por espécies nativas que regeneraram naturalmente, sendo que a densidade e a riqueza de espécies deste estrato dependem de diversos fatores, tais como a proximidade aos fragmentos nativos, a topografia, tipo de solo, idade, técnicas silviculturais e a espécie plantada. Como consequência do histórico de perturbação, essas matas apresentam-se em diferentes estádios sucessionais: floresta secundária em estágio inicial, estágio médio e em estágio avançado de sucessão (Figura 1).

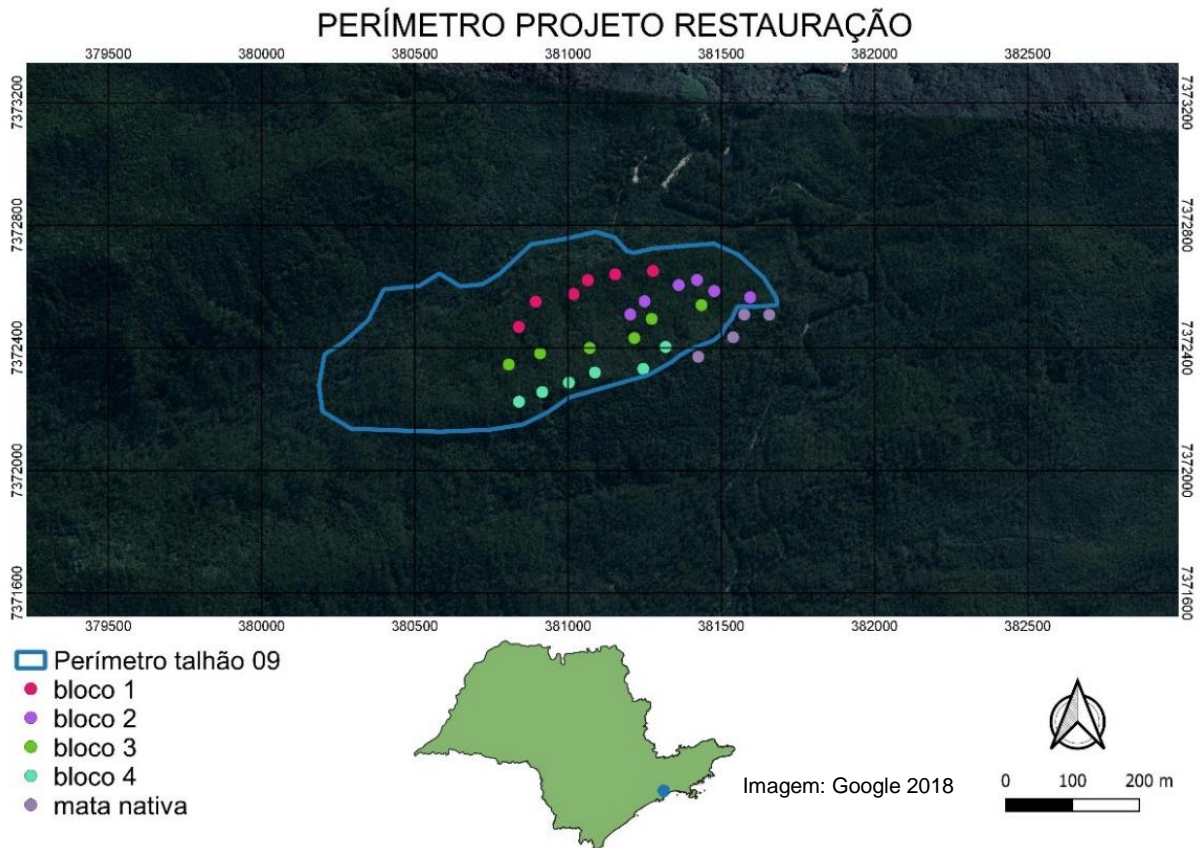
Figura 1 - Fitofisionomias (ecounidades) existentes no Parque das Neblinas, Bertiooga, SP e seus estádios sucessionais



Delineamento experimental e descrição dos tratamentos

O experimento foi instalado em maio de 2005, em um antigo plantio comercial de *Eucalyptus saligna* com 45 ha e em terceira rotação, sendo que sua última colheita ocorreu em dezembro de 1989, com a realização da desbrota em 1993, e desde então sem outras intervenções até a instalação deste experimento. O talhão de eucaliptos do presente estudo faz entorno em sua face leste e nordeste, com a mata ciliar do rio Itatinga, na face sul há um fragmento de mata nativa de Floresta Ombrófila Densa Montana em estágio avançado de regeneração natural (SMA/IBAMA 01/94), na face oeste há um antigo talhão de eucalypto abandonado à regeneração natural, e na face norte uma área de preservação permanente com vegetação nativa em estágio médio de regeneração natural (Figura 2).

Figura 2 - Local da área de estudo no interior do Parque das Neblinas, denominado talhão 09. Os pontos coloridos indicam o centro das parcelas amostrais de cada um dos quatro blocos, e cada cor representa um bloco



O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com seis tratamentos (níveis de intervenção silvicultural) e quatro repetições. Os blocos estão alocados ao longo do gradiente topográfico, e as parcelas em cada bloco estão dispostas seguindo o nível do terreno, tendo seu lado maior alinhado perpendicularmente à declividade. A disposição dos tratamentos nos blocos foi realizada por meio de sorteio.

Foram alocadas 24 parcelas no total, sendo seis parcelas por bloco. Cada parcela teve 40 x 20m (800 m²), sendo a área total do experimento de 1,92 hectares (Figura 2). As parcelas foram georreferenciadas com um aparelho de GPS de navegação e seus vértices marcados por tubos de PVC de 50 polegadas com 1 metro de altura.

Os tratamentos testados foram:

T1 - Controle;

T2 - Redução de 25% da área basal do eucalipto por meio de corte no câmbio e envenenamento (morte em pé das árvores);

T3 - Redução de 50% da área basal do eucalipto por meio de corte no câmbio e envenenamento (morte em pé das árvores);

T4 - Redução de 75% da área basal do eucalipto por meio de corte no câmbio e envenenamento (morte em pé das árvores);

T5: Redução de 100% da área basal do eucalipto por meio de corte no câmbio e envenenamento (morte em pé das árvores);

T6: Corte raso das árvores do eucalipto com derrubadas direcionadas para minimizar os danos à regeneração e remoção manual das toras para fora da parcela.

Para a implantação dos tratamentos, inicialmente foi realizado um inventário 100% nas árvores de eucalipto, sendo estimada a área basal média de cada parcela, e elaboradas curvas de distribuição de diâmetro das árvores. As árvores foram selecionadas com base em seu diâmetro, e tanta quantas necessárias para se atingir a redução de área basal planejada. Além disso, com o objetivo de homogeneizar o impacto dos tratamentos nas unidades amostrais no interior do talhão, foram distribuídos uniformemente. Para isso as unidades amostrais de 40 x 20 metros foram subdivididos em 8 subunidades de 10 metros x 10 metros, sendo selecionados indivíduos em todas as subparcelas.

A Figura 3, ilustra a área de estudo em 2005, onde é possível observar a demarcação da unidade amostral e os quadrantes da parcela, bem como a fisionomia da vegetação existente no interior do talhão, com indivíduos de eucaliptos de médio e grande porte e vegetação nativa incipiente, apresentando estrato inferior com poucos indivíduos regenerantes e colonizado por algumas poucas espécies arbóreas-arbustivas, herbáceas e de gramíneas, destacando a liana popularmente conhecida

como cipó-cabeludo - *Mikania hirsutissima* DC. e a taquarinha - *Chusquea bambusoides* (Raddi) Hack.

Figura 3 - Vegetação nativa secundária existente, em 2005, no interior do antigo talhão de eucalipto. Repare nas marcações das sub-parcelas com barbante e a vegetação nativa com alguns indivíduos arbóreos de pequeno e médio porte, e estrato herbáceo e arbustivo pouco denso, com boa luminosidade e exposta camada de serapilheira acumulada sobre o solo



Foto: Felipe Ferreira Onofre, 2005

A morte dos eucaliptos em pé foi realizada por injeção de solução de herbicida à base de glifosato puro (3-5 ml/lado/indivíduo), diretamente no câmbio vascular da árvore selecionada em dois pontos opostos no tronco dos eucaliptos a uma altura entre 1,0 a 1,20 metro do solo, utilizando um “tree injector” (machadinha adaptada a uma bomba costal com mangueira para aplicação do produto diretamente nesta região, sem a necessidade de anelamento prévio).

Análise de solos

Para a caracterização físicoquímica do solo das parcelas amostradas na área de estudo, foram coletadas oito amostras em cada parcela, quatro na profundidade 0-20 cm do solo e outras quatro na profundidade 20-40 cm, dando origem a duas amostras compostas por parcela (uma para cada profundidade). As amostras de solo foram coletadas em 2019.

As 48 amostras representativas das 24 parcelas foram analisadas no laboratório de fertilidade de solos do Departamento de Recursos Naturais, da Faculdade de Ciências Agrônomicas em Botucatu (UNESP). Foram verificados o pH (CaCl_2), concentração de matéria orgânica, macronutrientes (P, K, Ca, Mg), micronutrientes (Bo, Co, Fe, Mn, Zi), alumínio trocável (Al^{3+}) e a acidez total (H^+Al), conforme sistema do Instituto Agrônomo de Campinas (RAIJ et al., 1987) (Tabelas 1 a 3).

A partir desses dados também foram fornecidos os valores da soma de bases trocáveis (SB), capacidade de troca catiônica efetiva ao pH do solo (CTC), percentagem da saturação de bases (V%) e saturação de alumínio (m%).

As determinações relativas às caracterizações químicas e físicas do solo foram utilizadas na caracterização da área de estudo e na verificação de uma possível heterogeneidade ambiental que pudesse explicar diferença no desenvolvimento da vegetação, objetivando-se conseguir relações com as informações do inventário da vegetação.

Alguns atributos do solo variaram significativamente entre blocos, mas não entre tratamentos. Os parâmetros que apresentaram diferença significativa entre blocos ao nível de 5% de probabilidade para a profundidade 0-20 cm: matéria orgânica

($F=3,88$, $p=0,024$), alumínio trocável ($F=6,63$, $p=0,002$), Capacidade de Troca Catiônica ($F=6,66$, $p=0,0026$), Ferro ($F=3,85$, $p=0,025$) e Boro ($F=5,86$, $p=0,004$) (Tabela 1). Profundidade 20-40 cm: matéria orgânica ($F=5,1$, $p=0,008$), alumínio trocável ($F=11,77$, $p=0,0001$), V% ($F=6,00$, $p=0,004$), Capacidade de Troca Catiônica ($F=11,04$, $p=0,0001$), Cobre ($F=3,14$, $p=0,047$) e Boro ($F=4,77$, $p=0,011$) (Tabela 2). As demais variáveis analisadas não diferiram entre blocos nem entre tratamentos. Os altos valores de CTC total encontradas no bloco 4 em comparação com os demais podem estar relacionados à maior quantidade de matéria orgânica na camada superficial do solo, 0-20 cm de profundidade. Não foram observadas diferenças significativas relevantes entre blocos e tratamentos para os atributos físicos do solo (Tabela 3).

Tabela 1 - Caracterização da fertilidade do solo (média ± erro padrão) nos blocos, na profundidade 0-20 cm e 20-40 cm, 13 anos após à instalação do experimento. Mesma letra não diferem entre si a 5% de probabilidade

prof. 0-20 cm	pH	Presina	H+Al	K	Ca	Mg	SB	CTC	V%
BLOCOS	CaCl ₂	g.cm ⁻³	----- mmol _e /dm ³ -----						
B1	3,82±0,09a	11,42±1,43a	115,09±8,9b	0,816±0,3a	2,58±0,5a	1,87±0,65a	5,26±1,24a	120,35±9,0b	4,38±1,07a
B2	3,81±0,43a	9,59±1,34a	117,24±18,4b	0,67±0,23a	2,38±0,0a	1,54±0,68a	4,59±0,85a	121,83±18b	3,79±0,60a
B3	3,79±0,10a	10,88±1,48a	135,89±9,5ab	0,85±0,36a	2,38±0,0a	1,81±0,95a	5,04±1,24a	140,94±9,7ab	3,58±0,85a
B4	3,86±0,09a	12,33±2,56a	144,33±15,2a	1,26±0,65a	2,38±0,0a	2,25±1,31a	5,9±1,94a	150,23±15,5a	3,93±1,30a
prof. 20- 40cm	pH	Presina	H+Al	K	Ca	Mg	SB	CTC	V%
B1	3,97±0,09a	4,61±1,40a	65,67±5,4b	0,32±0,99a	2,38±0,0a	0,82±0,18a	3,52±0,26a	69,19±5,5b	5,11±0,45a
B2	4,02±0,04a	3,03±0,58a	60,55±7,4b	0,34±0,10a	2,38±0,0a	0,82±0,28a	3,54±0,32a	64,09±7,6b	5,56±0,54a
B3	4,09±0,06a	3,91±1,09a	74,27±8,2b	0,49±0,44a	2,38±0,0a	1,04±0,60a	3,92±1,02a	78,19±9,1ab	4,96±0,75ab
B4	3,98±0,02a	3,73±0,79a	89,73±13,4a	0,50±0,23a	2,38±0,0a	0,99±0,51a	3,87±0,72a	93,6±13,9a	4,15±0,56b

Tabela 2 - Caracterização da fertilidade do solo (média \pm erro padrão) nos blocos de micronutrientes, na profundidade 0-20 cm e 20-40 cm, 13 anos após à instalação do experimento. Mesma letra não diferem entre si a 5% de probabilidade

prof. 0-20 cm	M.O.	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
BLOCOS	g.cm ⁻³	----- mg/dm ³ -----					
B1	39,35 \pm 7,15 b	19,79 \pm 3,19a	0,33 \pm 0,254 b	0,41 \pm 0,085a	134,66 \pm 20,55ab	0,45 \pm 0,23a	0,93 \pm 0,39a
B2	42,83 \pm 4,97ab	18,95 \pm 4,86a	0,35 \pm 0,02 b	0,45 \pm 0,044a	137,96 \pm 27,05a	0,47 \pm 0,13a	0,96 \pm 0,02a
B3	45,09 \pm 3,28ab	20,29 \pm 9,25a	0,37 \pm 0,016ab	0,47 \pm 0,056a	135,66 \pm 21,80ab	0,38 \pm 0,24a	0,88 \pm 0,22a
B4	51,23 \pm 8,23a	21,18 \pm 4,75a	0,39 \pm 0,038a	0,36 \pm 0,035a	100,05 \pm 20,06 b	0,44 \pm 0,36a	1,17 \pm 0,30a
prof. 20-40cm	M.O.	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
B1	18,85 \pm 3,66 b	51,83 \pm 2,31a	0,27 \pm 0,033 b	0,290 \pm 0,06 b	70,40 \pm 10,82a	0,200 \pm 0,55a	0,546 \pm 0,61a
B2	18,98 \pm 3,13 b	58,61 \pm 13,11a	0,27 \pm 0,026 b	0,318 \pm 0,036ab	67,51 \pm 17,13a	0,195 \pm 0,022a	0,205 \pm 0,03a
B3	23,82 \pm 4,54ab	46,77 \pm 8,11a	0,29 \pm 0,015ab	0,364 \pm 0,02a	73,65 \pm 20,37a	0,269 \pm 0,16a	0,298 \pm 0,12a
B4	26,09 \pm 4,17a	62,48 \pm 12,44a	0,32 \pm 0,020a	0,331 \pm 0,37ab	62,1 \pm 7,98a	0,202 \pm 0,03a	0,293 \pm 0,08a

Tabela 3 - Caracterização físicas do solo (média ± erro padrão) nos blocos, na profundidade 0-20 cm e 20-40 cm Mesma letra não diferem entre si a 5% de probabilidade

profundidade	Areia (g/Kg)			Dens. (g/cm ³)			
	Grossa	Fina	Total	Argila	Silte	Text. Solo	Partículas
0-20 cm							
B1	431,5(±11,26)a	164(±5,62)a	595,5(±14,62)a	189,33(±14,62)a	215,16(±11,18)a	Média	2,43(±0,02)a
B2	365,16(±10,02)b	196,83(±20,4)a	562,16(±15,12)a	224,5(±11,41)a	213,33(±22,18)a	Média	2,42(±0,04)a
B3	373,66(±20,20)b	182,33(±5,48)a	556,33(±21,12)a	234,33(±12,72)a	209,33(±14,77)a	Média	2,38(±0,01)a
B4	373(±8,63)b	166(±7,31)a	539,16(±7,64)a	204,66(±13,69)a	256,16(±16,90)a	Média	2,38(±0,06)a
20-40 cm							
B1	376,83(±13,36)a	182,16(±2,75)a	559(±14,26)a	249,66(±10,84)a	191,33(±14,20)a	Média	2,47(±0,02)a
B2	314,83(±11,58)a	187(±6,5)a	501,66(±13,11)a	278(±16,78)a	220,33(±13,92)a	Média	2,44(±0,03)a
B3	347(±26,29)a	187,33(±6,28)a	534,5(±28,89)a	261,66(±26,23)a	203,83(±13,45)a	Média	2,47(±0,02)a
B4	335,33(±10,62)a	187,5(±5,52)a	522,83(±9,10)a	234,33(±11,97)a	242,83(±10,65)a	Média	2,43(±0,01)a

Amostragem da vegetação nativa e de eucalipto

Foi verificado na população de eucaliptos a área basal e densidade inicial (2005) e final (2017) da população de eucaliptos, que é a diferença entre a área basal final e a área basal inicial menos o desbaste.

Toda a vegetação presente nas parcelas experimentais foi amostrada nos anos de 2005 (antes dos tratamentos), 2008 (três anos após os tratamentos), e 2017 (12 anos após os tratamentos). Todos os indivíduos arbóreos e dos fetos arborescentes (samambaias que apresentam porte arborescente) da vegetação nativa com DAP (diâmetro à altura do peito) igual ou superior a 5 cm (classe I) foram inventariados nas parcelas de 20 x 40 m, com medição do DAP para esta classe de tamanho. Para a classe de regeneração natural com DAP < 5 cm e altura $\geq 0,5$ metro (classe II), a amostragem foi feita em 2 sub-parcelas de 1 metro de largura por 40 metros de comprimento, na parte central de cada parcela principal, e o DAP apenas para aqueles indivíduos com altura $\geq 1,30$ m. Como observamos inconsistências nos dados da classe menor de tamanho da vegetação, os levantamentos foram repetidos em 2019 (14 anos) para esta classe, sendo considerados apenas esses dados para as análises.

A identificação dos indivíduos foi realizada em campo quando as espécies eram conhecidas, sendo realizadas coletas de material botânico e confecção de herbários, para posterior identificação em laboratório com auxílio de literatura especializada ou mediante consulta a especialistas, bem como a comparação com material de outros herbários. Os nomes das espécies foram conferidos na Lista de Espécies da Flora do Brasil (FORZZA et al., 2014), de acordo com APG IV, (2016).

Análise dos Dados

Para a população de árvores de eucalipto, estimamos a densidade e área basal inicial (2005), três anos após os tratamentos (2008) e em 2017. Os valores de densidade e área basal inicial refletiram o que a floresta cresceu, a partir dos valores computados para 2008.

Onde: V_{AB} = Área basal atual ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$); AB_F = Área basal final ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$);

AB_I = Área basal inicial ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), e D_E = Área basal desbastada ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$).

Avaliamos as mudanças na estrutura, diversidade e composição das espécies para as duas classes de regeneração natural (classe I e II) nos tratamentos ao longo de 12 anos (classe I) e 14 anos (classe II), desde antes da implantação do tratamento em 2005.

Para cada parcela, calculamos os parâmetros de densidade (ind. ha^{-1}) e área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, com base no DAP), utilizando o software Mata Nativa (CIENTEC, 2006). Para riqueza e diversidade de espécies, calculamos o índice de diversidade Alfa de Fisher e de Shannon-Wiener (MAGURRAM, 1988), utilizando o software PAST 3.19 (HAMMER et al., 2001). Para comparação da riqueza entre os diferentes tratamentos no período avaliado foram geradas curvas de acumulação de espécies em função dos indivíduos amostrados (GOTELLI; COLWELL, 2001) por meio de técnica de *bootstrap*, utilizando o software PAST 3.19 (HAMMER et al., 2001).

Foram estimados os valores nos 3 tempos avaliados (2005, 2008 e 2017, e 2019 para a classe II) de cada variável avaliada, por tratamento. Também foi estimada a variação média, que é o incremento médio em cada tempo.

Os dados de densidade, área basal, riqueza e diversidade foram avaliadas no tempo e tratamento por meio de análise de variância Anova Two-way, e processados no software R versão 3.6.3 (R Development Core Team, 2015), onde o tratamento e o tempo entraram como fatores fixos e os blocos como fator aleatório (repetição dos tratamentos). Quando um efeito significativo do tratamento foi detectado, comparações post-hoc das médias foram realizadas.

Diferenças na composição de espécies entre os tratamentos foram checadas a partir de matrizes de distâncias da abundância total de grupos, que foram construídas utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (CLARKE; WARNICK, 2001), utilizando o software Statistica, para as duas classes de regeneração natural da vegetação nativa.

Para verificar diferenças de regeneração entre grupos ecológicos foi realizada a classificação e caracterização de grupos sucessionais das espécies encontradas na área de estudo baseada no trabalho de Tabarelli et al., (1993), com adaptações, considerando quatro categorias sucessionais: espécies pioneiras (P), secundárias

iniciais (Si), secundárias tardias (S), e espécies tolerantes (SB), conforme Martínez-Ramos e Alvarez Buylla, (1986).

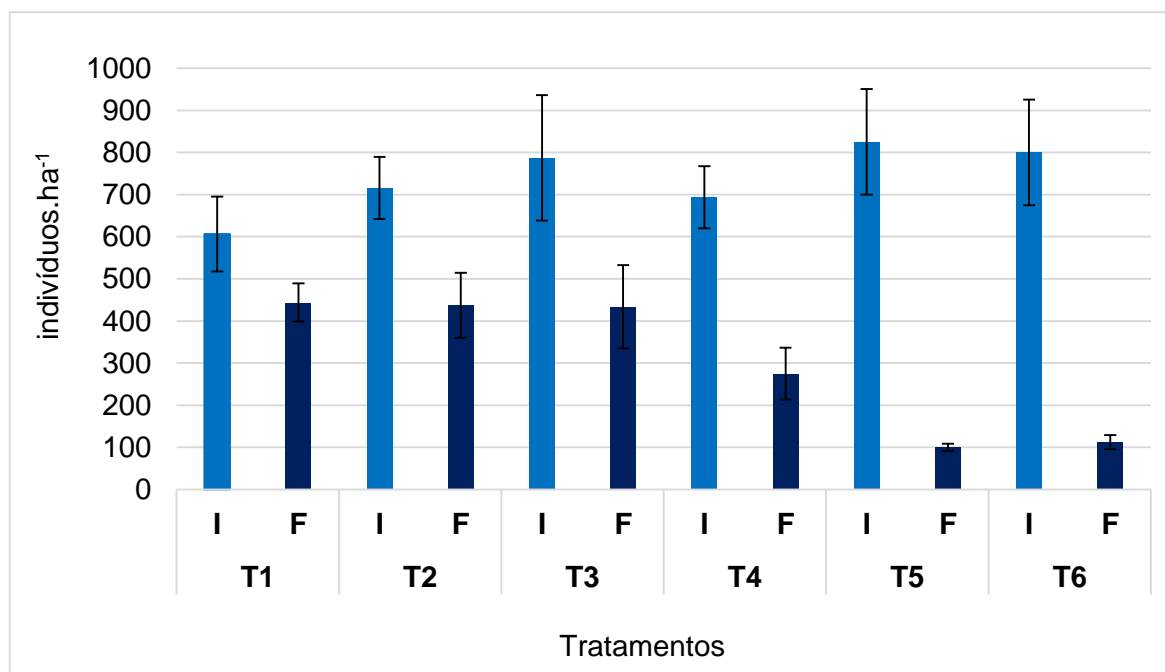
1.3 RESULTADOS

Estrutura da população de *Eucalyptus saligna*

Na área amostrada foram mensurados em fevereiro de 2017, um total de 527 indivíduos de *Eucalyptus saligna*, apresentando uma densidade absoluta média de 385 ind.ha⁻¹ e área basal média de 13,29 m².ha⁻¹.

Em 2005 os tratamentos apresentavam densidades semelhante. Já em 2017 após 140 meses os tratamentos T1, T2 e T3 apresentam densidades similares, valores intermediários para T4 e menores valores para T5 e T6 (Figura 4).

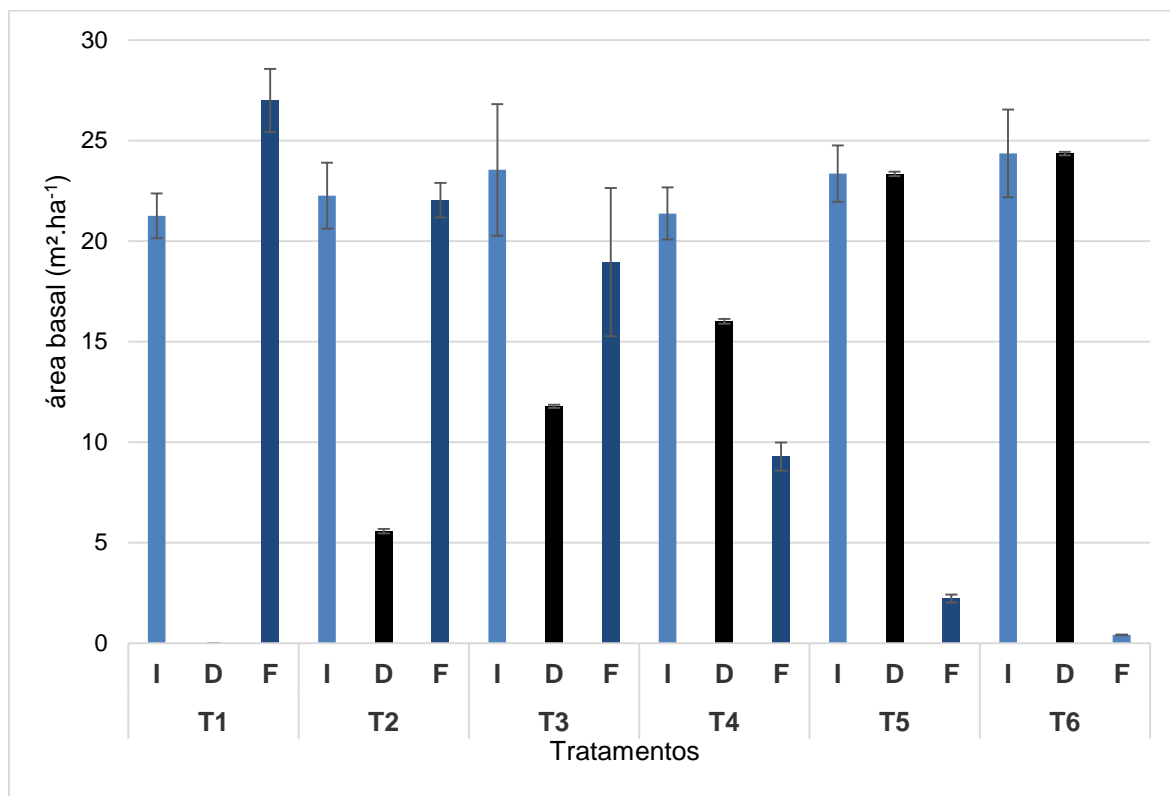
Figura 4 - Variação da densidade absoluta dos indivíduos de *Eucalyptus saligna* nos diferentes tratamentos em 2005 e 2017, sendo: T1 – controle, T2 – retirada de 25% área basal eucalipto, T3 – retirada de 50% área basal eucalipto, T4 – retirada de 75% área basal eucalipto, T5 – retirada de 100% área basal eucalipto e T6 – corte raso, durante 2005 (Inicial), o desbaste (D), e 2017 (Final)



Barras indicam ± erro padrão média

Não houve efeito significativo nos tratamentos para a área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), entre as parcelas dos diferentes tratamentos, no início do experimento (antes do raleamento, valor de $p=0,4119$ e $F=0,8343$), apesar da redução inicial da área basal devido ao envenamento das árvores, após 12 anos houve incremento da à área basal nos tratamentos T1, T2, T3 e T4 em relação à área basal de 2008, respectivamente em média de 5,66;- 5,33;- 7,19 e 3,92 $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$. Os tratamentos de alta intensidade tiveram apenas poucos indivíduos sobreviventes, que contribuíram muito pouco para a área basal do talhão (Figura 5).

Figura 5 – Variação da área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) inicial (I), final (F) e o desbaste (D) na comunidade de eucalipto com $\text{DAP} \geq 5$ cm nos diferentes tratamentos sendo: T1 – controle, T2 – retirada de 25% área basal eucalipto, T3 – retirada de 50% área basal eucalipto, T4 – retirada de 75% área basal eucalipto, T5 – retirada de 100% área basal eucalipto e T6 – corte raso, durante 2005 (I – inicial) a 2017 (F-final)



Barras indicam \pm erro padrão média

Caracterização Geral da Vegetação Nativa Presente no Subosque do *Eucalyptus saligna* Smith para as duas classes da regeneração natural

No conjunto dos 4.048 indivíduos amostrados nas duas classes (I e II) da regeneração natural da vegetação nativa presente no subosque do *E. saligna*, em uma área amostral total de 19.200 m², foram identificadas 164 espécies, pertencentes a 95 gêneros e a 41 famílias. Os indivíduos mortos totalizam 538 indivíduos, representando 13,29% da comunidade. Do total, devido à falta de material reprodutivo, 3 espécies não foram identificadas, 8 foram identificadas até família e 23 somente até gênero. A densidade total estimada para a classe I da regeneração natural foi de 1.489 indivíduos.ha⁻¹ e a área basal de 13,42 m².ha⁻¹ e para a classe II densidade de 6.198 indivíduos.ha⁻¹ e área basal de 1,72 m². ha⁻¹.

A espécie arbórea *Cupania oblongifolia* foi a mais abundante para a classe I da regeneração natural, seguida da *Tibouchina mutabilis* (Vell.) Cogn., *Cyathea atrovirens* (Langsd. & Fisch.) Domin, *Cyathea pharelata* Mart., *Casearia sylvestris* Sw., *Miconia cabucu* Hoehne, *Casearia obliqua* Spreng., *Bathysa australis* (A.St.-Hil.) K.Schum., *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg., *Myrcia splendens* (Sw.) DC., *Myrsine umbellata* Mart., *Ocotea dispersa* (Ness & Mart.) Mez, *Guatteria nigrenscens* Mart. e *Cordia sellowiana* Cham. (Tabela 4). Essas 14 espécies somam juntas 1.444 indivíduos o que representa 62,24% da comunidade arbórea, e os gêneros mais ricos foram *Inga* e *Ocotea* com 5 espécies, seguido de *Eugenia*, *Solanum* e *Psychotria* com 4 (Tabela 4).

Para a classe de vegetação nativa II a espécie *Myrcia spectabilis* DC., foi a abundante, seguida da *Mollinedia schottiana* (Spreng.) Perkins, *Guatteria nigrenscens* Mart., *Piper cernum* Vell, *Piper arboreum* L., *Miconia chartacea* Triana, *Euterpe edulis* Mart., *Guarea macrophylla* Vahl, *Myrcia splendens* (Sw.) DC., *Ocotea paranapiacabensis* Coe-Teixeira, *Miconia cabucu* Hoehne, *Cupania oblongifolia* Mart., *Solanum cernuum* Vell e *Bactris setosa* Mart. juntas essas 14 espécies somam 770 indivíduos, o que representa 64,70% da comunidade.

A listagem florística completa com as 164 espécies arbóreas nativas amostradas segue abaixo na Tabela 4.

Tabela 4 - Espécies vegetais nativas amostradas no estudo, separadas por classe (I e II) de tamanho da regeneração natural e suas respectivas densidades absolutas (DA, indivíduos.ha⁻¹) e classe sucessional (CS), respectivamente P (pioneira); SI (secundárias iniciais); S (secundárias tardias); SB (tolerantes de sub-bosque)

Família	Nome Científico (APG III)	DA - DAP ≥ 5 cm	DA - DAP < 5 cm	C.S
Annonaceae	<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	3,64	10,41	SB
	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	1,56	10,41	SB
	<i>Guatteria nigrenscens</i> Mart.	20,83	364,58	SI
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	1,04	15,62	S
	<i>Malouetia arborea</i> (Vell.) Miers	1,04		SB
	<i>Rouvalfia</i> sp.		5,2	Nc
Aquifoliaceae	<i>Ilex theezans</i> Mart. Ex Reissek	1,56		SB
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret		5,2	SB
	<i>Bactris setosa</i> Mart.	4,16	114,58	SB
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	3,12	218,75	S
	<i>Geonoma gamiova</i> Barb. Rodr.	1,56	67,7	SB
Asteraceae	<i>Piptocarpha riedelii</i> (Sch.Bip.) Baker	2,08		SI
	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	15,1	31,25	P
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	2,08	5,2	ST
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	19,79	5,2	SI
	<i>Cordia trichoclada</i> A.DC.inDC.	2,6	52,08	SB
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard		10,41	SB
Celastraceae	<i>Maytenus schumanniana</i> Loes.		15,62	SB
	<i>Monteverdia floribunda</i> (Reissek) Biral		10,41	SB
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	20,83	52,08	SB
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	0,52		S
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	2,6	10,41	P
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	3,12	5,2	SB
Cyatheaceae	<i>Alsophila sternbergii</i> (Sternb.) D.S. Conant	7,81		SB
	<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin	99,47		P
	<i>Cyathea pharelata</i> Mart.	57,81	15,62	SB
Eleocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth	15,1	20,83	S
	<i>Sloanea</i> sp.	0,52	5,2	SB
	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	0,52	5,2	S

Família	Nome Científico (APG III)	DA - DAP ≥ 5 cm	DA - DAP < 5 cm	C.S
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.		10,41	SI
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	37,5	57,29	SI
	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.		10,41	SI
	<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	1,04		S
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	1,04		SI
Fabaceae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	0,52		S
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	9,89		P
	<i>Dalberguia frutescens</i> (Vell.) Britton		10,41	S
	<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	2,6	10,41	SB
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	1,04		S
	<i>Inga capitata</i> Desv.		5,2	SB
	<i>Inga edulis</i> Mart.	2,08		SI
	<i>Inga</i> sp.		10,41	Nc
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	4,16		S
	<i>Inga marginata</i> Willos.	8,85	36,45	SI
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	5,2	5,2	SI
	<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	1,04	15,62	S
	<i>Lonchocarpus</i> sp.		10,42	Nc
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	0,52		S
	<i>Pseudopiptadenia leptostachya</i> (Benth.) Rauschert	2,6		S
	<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel		5,2	SB
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	1,04	10,41	SI
Lauraceae	<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	2,08		S
	<i>Endliqueria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	5,73	98,95	SI
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	1,56		S
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Ness	9,37	20,83	SI
	<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil		26,04	S
	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	3,12	5,2	S
	<i>Ocotea dispersa</i> (Ness & Mart.) Mez	22,91	15,62	SB
	<i>Ocotea paranapiacabensis</i> Coe-Teixeira	3,64	140,62	S
	<i>Ocotea venulosa</i> (Ness) Baitello	1,56	46,87	SB
	<i>Ocotea</i> sp. ³	13,02	15,62	Nc
	<i>Persea</i> sp.	0,52	10,41	Nc
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	1,04	10,41	S
Malvaceae	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	0,52		SI
Melastomataceae	<i>Leandra</i> sp.	1,52	15,62	Nc

Família	Nome Científico (APG III)	DA - DAP ≥ 5 cm	DA - DAP < 5 cm	C.S
	<i>Leandra sp.1</i>		98,95	Nc
	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	42,18	140,62	SI
	<i>Miconia cinnamoniifolia</i> (DC.) Naudin	2,6		SI
	<i>Miconia chartacea</i> Triana	15,6	223,95	SB
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin		5,2	SB
	<i>Miconia sp1</i>		5,2	Nc
	<i>Tibouchina mutabilis</i> (Vell.) Cogn.	105,72	5,2	P
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	2,6	5,2	S
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	6,25		S
	<i>Cedrela odorata</i> L.	6,77	5,2	S
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	17,7	177,08	SB
	<i>Trichilia sp.</i>		31,25	Nc
Monimiaceae	<i>Mollinedia boracensis</i> Peixoto	1,04	10,41	SB
	<i>Mollinedia salicifolia</i> Perkins		5,2	SB
	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	5,72	703,12	SB
	<i>Mollinedia uleana</i> Perkins.	2,08		SB
Moraceae	<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	2,6	5,2	S
	<i>Ficus obtusiuscula</i> (Miq.) Miq.	0,52		S
	<i>Ficus sp.</i>	0,52		Nc
	<i>Ficus sp.1</i>		5,2	Nc
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Burger, Lanjow & Boer	2,6		SB
Myrtaceae	<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum	0,52		SB
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	5,73	20,83	S
	<i>Calyptranthes sp.</i>		26,04	Nc
	<i>Eugenia oblongata</i> O.Berg	2,6		SB
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	2,08		SB
	<i>Eugenia schuechiana</i> O. Berg	0,52		SB
	<i>Eugenia sp.</i>	1,04	62,5	SB
	<i>Marlierea eugeniopsoides</i> (D.Legrand & Kausel) D.Legrand		15,62	SB
	<i>Marlieria racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	0,52		SB
	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	3,64	20,83	S
	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.		5,2	S
	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	10,93	1010,41	SI
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	36,46	156,25	SI
	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	0,52		SB

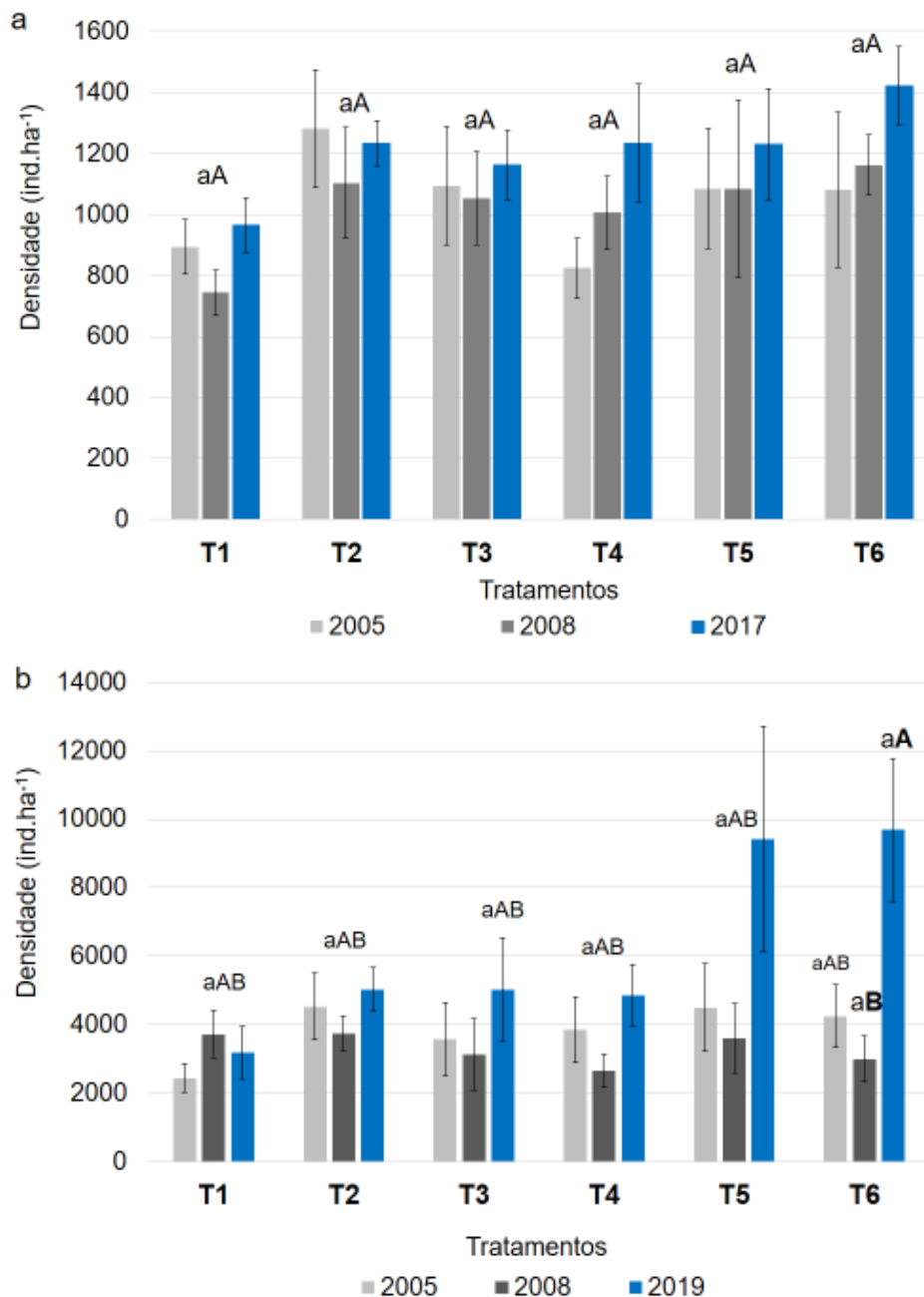
Família	Nome Científico (APG III)	DA - DAP ≥ 5 cm	DA - DAP < 5 cm	C.S
	Myrtaceae sp.1	0,52		Nc
	Myrtaceae sp.2	0,52		Nc
	Myrtaceae sp.3	0,52		Nc
	Myrtaceae sp.4	0,52		Nc
	Myrtaceae sp.5	1,04		Nc
	<i>Plinia</i> sp.	0,52		Nc
	<i>Plinia</i> sp.1	0,52		Nc
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine		10,41	SB
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	9,37	109,37	SB
Ochinaceae	<i>Ouratea ferruginea</i> Engl.	0,52	,	SB
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	9,37	5,2	SI
Phytolaccaceae	<i>Seguiera floribunda</i> Benth.		15,62	SI
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> L.		229,16	SB
	<i>Piper aduncum</i> L.	1,04		SB
	<i>Piper cernum</i> Vell.	6,25	234,37	SB
	<i>Piper</i> sp.		166,6	Nc
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	2,6	5,2	S
Primulaceae	<i>Ardisia</i> sp.	1,04		Nc
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	11,97	15,62	P
	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	8,85	41,66	SI
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	33,33	52,08	SI
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb	4,16	15,62	S
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Martius.	14,06	15,62	SB
	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	39,06	26,04	SB
	<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	1,04,	5,2	SB
	<i>Posoqueria</i> sp.	1,56		Nc
	<i>Psychotria nuda</i> Cham. & Schlecht	6,77	67,7	SB
	<i>Psychotria patentinervia</i> Müll.Arg.		46,87	SB
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.		46,87	SB
	<i>Psychotria</i> sp.	0,52		Nc
	<i>Rudgea recurva</i> Müll.Arg.		46,87	SB
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	4,68	20,83	SB
	<i>Rustia formosa</i> (Cham. & Schldl.) Klotzsch	11,97		SB
	rubiaceae 1		5,2	Nc
	rubiaceae 2		5,2	Nc
	rubiaceae 3		5,2	Nc

Família	Nome Científico (APG III)	DA - DAP ≥ 5 cm	DA - DAP < 5 cm	C.S
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	3,64	10,41	SI
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	2,6	10,41	SI
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	41,66	46,87	SI
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	46,87	46,87	P
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer		5,2	S
Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	1,56	52,08	SB
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	148,43	135,41	SI
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	20,83	36,45	SB
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	10,93	15,62	SI
	<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	1,04		S
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	1,04	5,2	SB
	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	4,16	10,41	SI
	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	1,56		SB
	<i>Pouteria bullata</i> (S.Moore) Baehni	1,56		S
Simaroubaceae	<i>Picramnia</i> sp.1	1,04		Nc
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.		36,45	SB
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schlttdl.	1,04		SB
	<i>Cestrum</i> sp.	1,04	5,2	Nc
	<i>Solanum argenteum</i>	0,52		SB
	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	10,4	15,62	SI
	<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	0,52	10,41	SB
	<i>Solanum cernuum</i> Vell	3,64	31,25	SB
	<i>Solanum</i> sp.		119,79	Nc
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	14,06		P
	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	2,6		SB
indet	indet 1	0,52		Nc
indet	indet 2	0,52		Nc
indet	indet 3	0,52		Nc

Efeitos dos tratamentos na estrutura, riqueza e diversidade de espécies para as duas classes (I e II) da regeneração natural da vegetação nativa

Para ambas as classes de tamanho, não houve efeito nem do tratamento, nem do tempo na densidade total. Apenas para a classe II (indivíduos com DAP <5 cm) houve aumento significativo da densidade de 2008 (após o manejo) para 2019 (14 anos após o manejo) no T6 (corte raso) (Figura 6b).

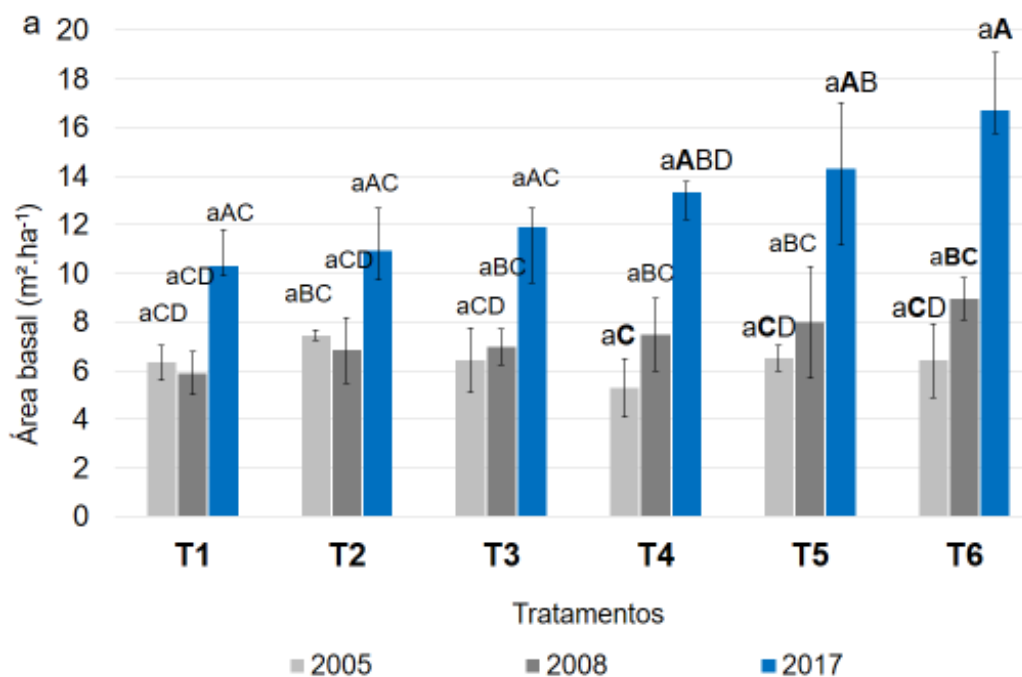
Figura 6 – Efeito dos tratamentos de desbaste e do tempo na densidade de indivíduos regenerantes no sub-bosque de talhão de eucalipto nas duas classes de regeneração natural da vegetação nativa (a. classe I, DAP \geq 5,0 cm; e b. classe II, DAP $<$ 5,0 cm e altura \geq 50 cm), nos diferentes tratamentos, onde: T1 – controle, T2 – retirada de 25% área basal eucalipto, T3 – retirada de 50% área basal eucalipto, T4 – retirada de 75% área basal eucalipto, T5 – retirada de 100% área basal eucalipto e T6 – corte raso

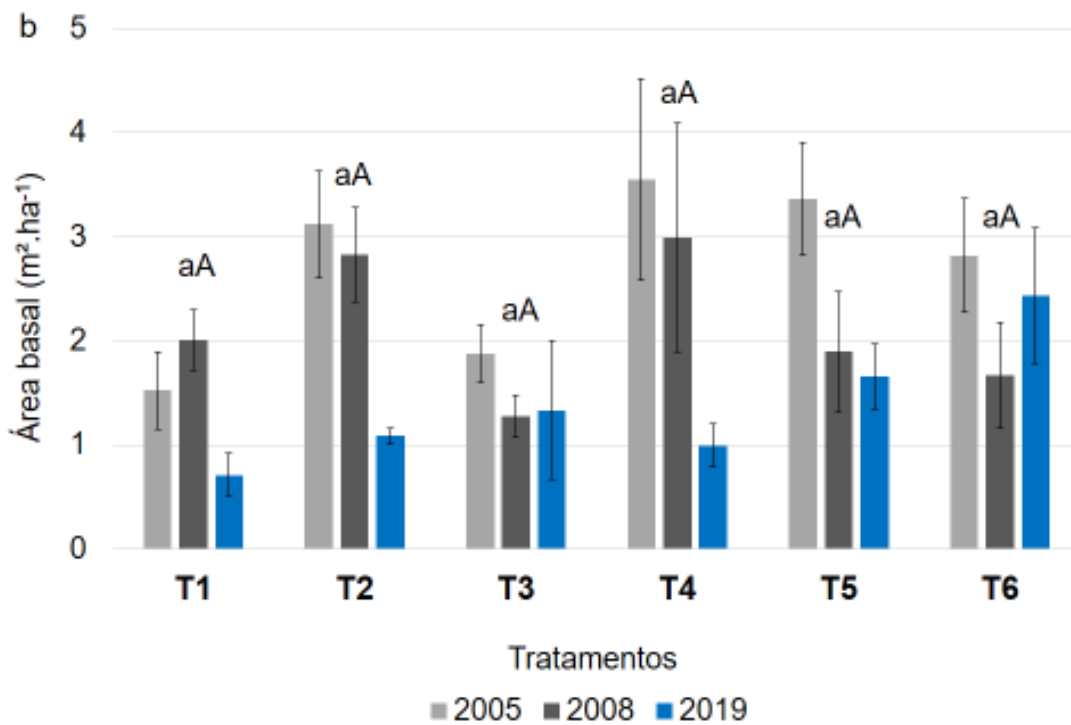


Barras verticais indicam \pm erro padrão da média. Barras seguidas com mesma letra não diferem entre si a 5% de probabilidade, sendo letras minúsculas comparações entre tratamentos, e letras maiúsculas entre épocas de amostragem no mesmo tratamento.

Para a área basal, houve efeito do tempo após o manejo apenas na classe I, mas não houve efeito do tratamento em nenhuma das classes. Houve aumento significativo da área basal dos indivíduos com DAP ≥ 5 cm entre os anos, para os tratamentos, T4, T5 e T6 (Figura 7a e Apêndice A).

Figura 7 – Efeito dos tratamentos de desbaste e do tempo na área basal de indivíduos regenerantes no sub-bosque de talhão de eucalipto nas duas classes de regeneração natural da vegetação nativa (a. classe I, DAP $\geq 5,0$ cm; e b. classe II, DAP $< 5,0$ cm e altura ≥ 50 cm), nos diferentes tratamentos, onde: T1 – controle, T2 – retirada de 25% área basal eucalipto, T3 – retirada de 50% área basal eucalipto, T4 – retirada de 75% área basal eucalipto, T5 – retirada de 100% área basal eucalipto e T6 – corte raso

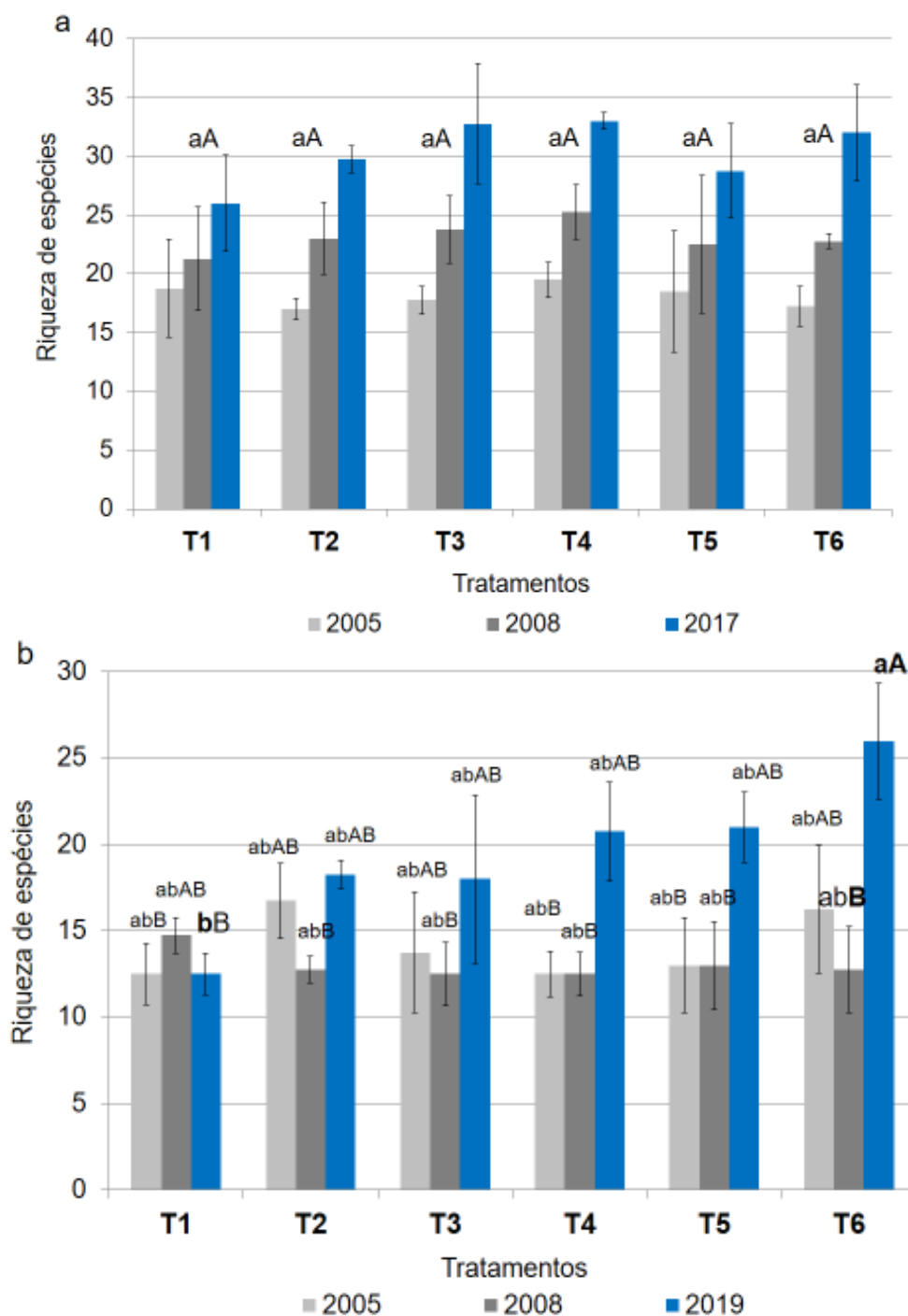




Barras indicam \pm erro padrão média. Barras seguidas com mesma letra não diferem entre si a 5% de probabilidade, sendo letras minúsculas comparações entre tratamentos, e letras maiúsculas entre épocas de amostragem no mesmo tratamento.

Quanto à riqueza média de espécies, também não houve efeito nem do tratamento nem do tempo na Classe I. Para a Classe II houve efeito do tempo apenas para o T6, sendo a riqueza de 2019 maior que a de 2008; e entre os tratamentos T6 e T1, em relação aos valores pré-manejo (Figura 8b e Apêndice B). Ou seja, enquanto em 2005 (antes do manejo) não havia diferença entre os tratamentos T1 e T6, a riqueza de espécies passou a ser significativamente maior em T6 do que em T1, após 14 anos.

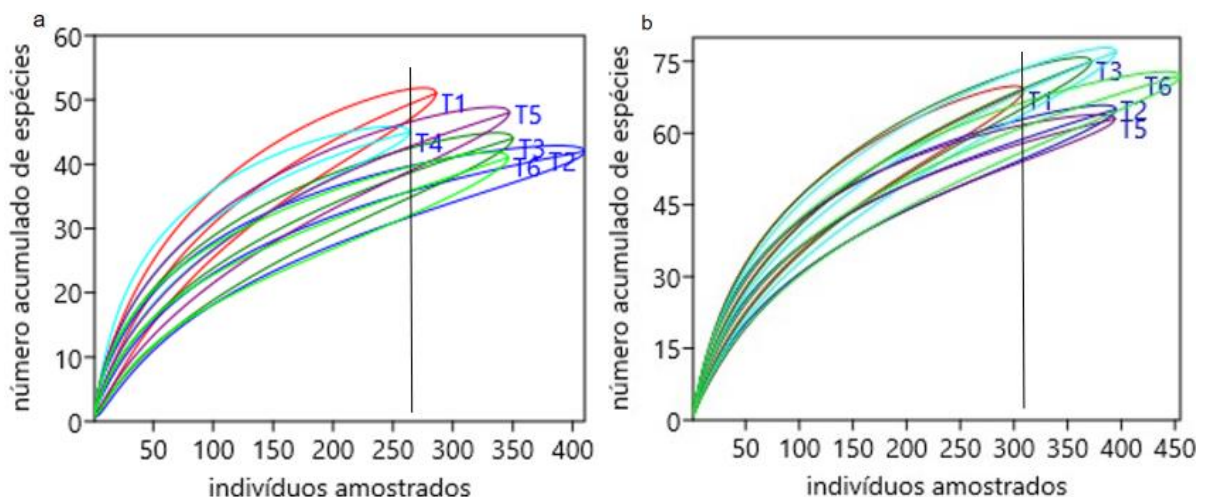
Figura 8 – Efeito dos tratamentos de desbaste e do tempo na riqueza de espécies de indivíduos regenerantes no sub-bosque de talhão de eucalipto nas duas classes de regeneração natural da vegetação nativa (a. classe I, DAP \geq 5,0 cm; e b. classe II, DAP < 5,0 cm e altura \geq 50 cm), nos diferentes tratamentos, onde: T1 – controle, T2 – retirada de 25% área basal eucalipto, T3 – retirada de 50% área basal eucalipto, T4 – retirada de 75% área basal eucalipto, T5 – retirada de 100% área basal eucalipto e T6 – corte raso



Barras indicam \pm erro padrão média. Barras seguidas com mesma letra não diferem entre si a 5% de probabilidade, sendo letras minúsculas comparações entre tratamentos, e letras maiúsculas entre épocas de amostragem no mesmo tratamento.

Para a classe I as curvas de riqueza de espécies mostraram tendência de mudança ao longo do tempo após os tratamentos. Analisando por interpolação no valor correspondente à abundância em torno de 260 indivíduos (= a abundância máxima do T4), as curvas indicam que, em 2005 antes dos tratamentos, o T1 tinha uma riqueza maior que os demais, com um segundo grupo intermediário formado por T4 e T5, e um terceiro grupo com menor riqueza formado por T3, T2, e T6 (e T3 se igualando a T5). Em 2017, o T3 e T4 se igualaram ao T1, com valores intermediários para T6 e menores para T2 e T5 (Figura 9b), para uma amostra de 310 indivíduos. Observa-se ainda que os tratamentos T3 e T4 alcançaram os maiores valores de riqueza total da comunidade.

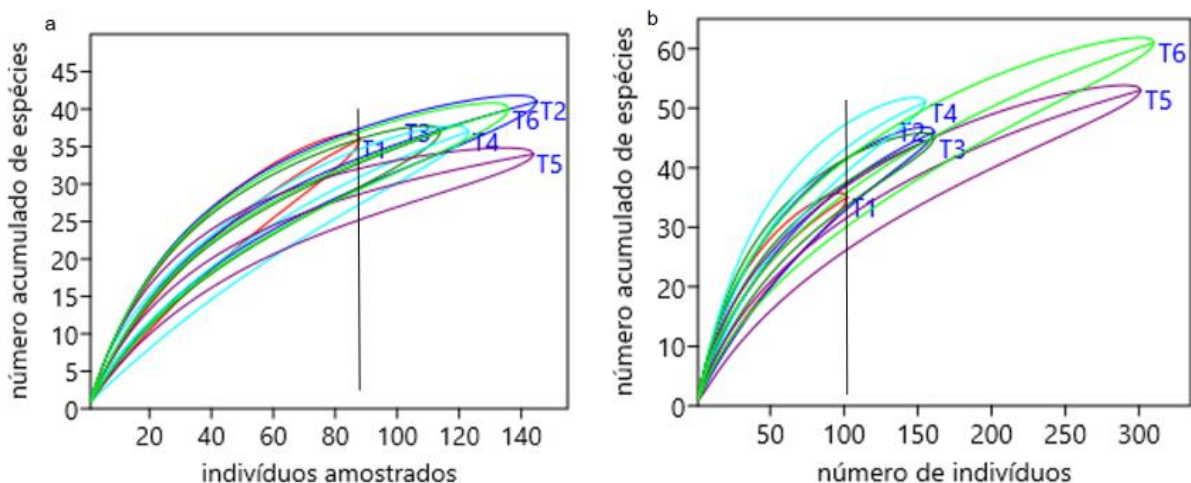
Figura 9 – Curvas de rarefação obtidas pelo método de Bootstrap de reamostragem com reposição para indivíduos da classe I da regeneração natural nos diferentes tratamentos onde (a). 2005 e (b). 2017: T1 – controle, T2 – retirada de 25% área basal eucalipto, T3 – retirada de 50% área basal eucalipto, T4 – retirada de 75% área basal eucalipto, T5 – retirada de 100% área basal eucalipto e T6 – corte raso



Para a classe II as curvas na abundância em torno de 85 indivíduos (= a abundância máxima do T1 em 2005), as curvas indicam que, antes dos tratamentos, apenas o T5 se diferenciava da testemunha, com menor riqueza que T1, mas igual

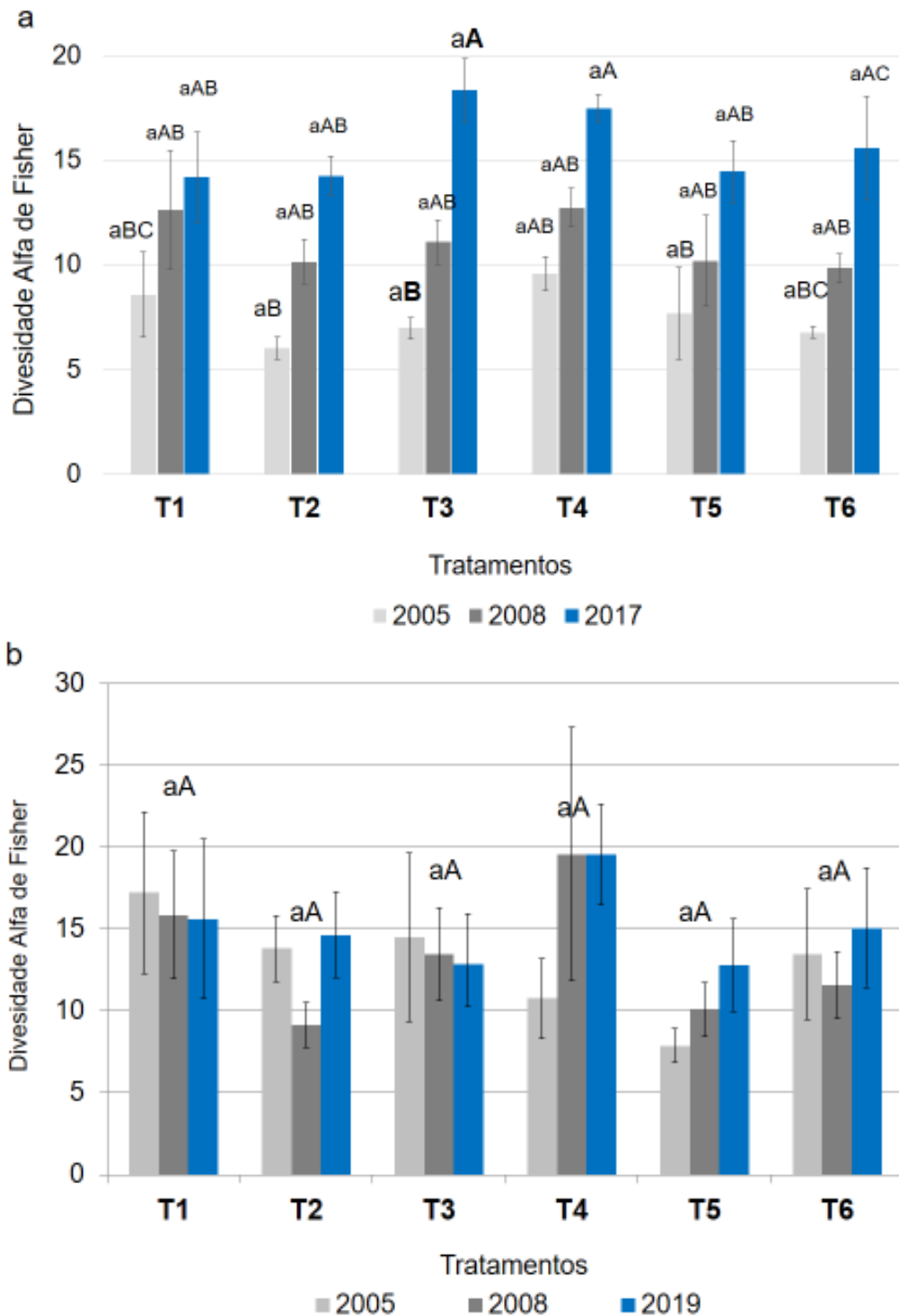
aos demais tratamentos. Em 2019, o T4 registrou valor de riqueza maior que T1 e T5 mas se igualando a T2, T3 e T5, para uma amostra de 100 indivíduos (Figura 10b). Entretanto, para esta classe, a riqueza máxima esperada foi alcançada em T6, seguido de T5 e T4.

Figura 10 – Curvas de rarefação obtidas pelo método de Bootstrap de reamostragem com reposição para indivíduos da regeneração natural da classe II nos diferentes tratamentos, sendo a. 2005 e b. 2019, onde: T1 – controle, T2 – retirada de 25% área basal eucalipto, T3 – retirada de 50% área basal eucalipto, T4 – retirada de 75% área basal eucalipto, T5 – retirada de 100% área basal eucalipto e T6 – corte raso



Também para a diversidade Alfa de Fisher não houve efeito dos tratamentos em nenhuma das classes, mas houve efeito do tempo para a Classe I (Figura 11a). Para os indivíduos ≥ 5 cm de DAP a diversidade aumentou significativamente de 2005 (antes do manejo) para 2017 (12 anos após), apenas no T3 (Figura 11a e Apêndice A).

Figura 11 – Efeito dos tratamentos de desbaste e do tempo na diversidade de espécies Alfa de Fisher nas duas classes de regeneração natural da vegetação nativa (I e II), (a. classe I, DAP \geq 5,0 cm; e b. classe II, DAP $<$ 5,0 cm e altura \geq 50 cm), sendo: T1 – controle, T2 – retirada de 25% área basal eucalipto, T3 – retirada de 50% área basal eucalipto, T4 – retirada de 75% área basal eucalipto, T5 – retirada de 100% área basal eucalipto e T6 – corte raso

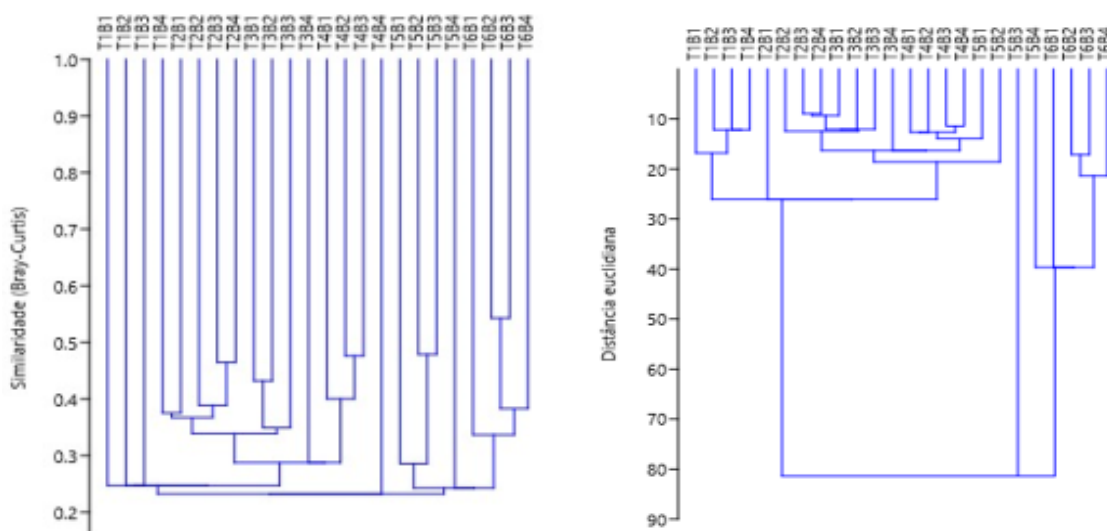


Barras indicam \pm erro padrão. Barras seguidas com mesma letra não diferem entre si a 5% de probabilidade, sendo letras minúsculas comparações entre tratamentos, e letras maiúsculas entre épocas de amostragem no mesmo tratamento.

Composição florística de espécies ao longo dos 12 anos para a classe de vegetação nativa I e II.

A análise de agrupamento de parcelas (Cluster Analysis), levando-se em conta a abundância e similaridade de Bray-Curtis, indicaram a formação de grupos florísticos mais semelhantes entre tratamentos, onde as parcelas de todos os tratamentos estão alinhadas umas ao lado da outra, e ligadas por distâncias variáveis, dependendo da classe de tamanho considerada (Figura 12). Nota-se um grupo maior formado pelos tratamentos T5 e T6 e outro formado pelos demais, para ambas as classes de tamanho.

Figura 12 – Análise de agrupamento de parcelas, levando-se em conta a abundância e similaridade de Bray-Curtis para a classe I da regeneração natural da vegetação nativa. (Indivíduos DAP \geq 5,0 cm, coeficiente de correlação cofenética = 0,7756; e (B) classe II, indivíduos com DAP < 5,0 cm, coeficiente de correlação cofenética = 0,4522



Essas diferenças podem ser relacionadas à distribuição das espécies mais abundantes entre os tratamentos. As 5 espécies mais amostradas na fase final registraram densidade e área basal distintas entre os diferentes tratamentos (Tabela 5).

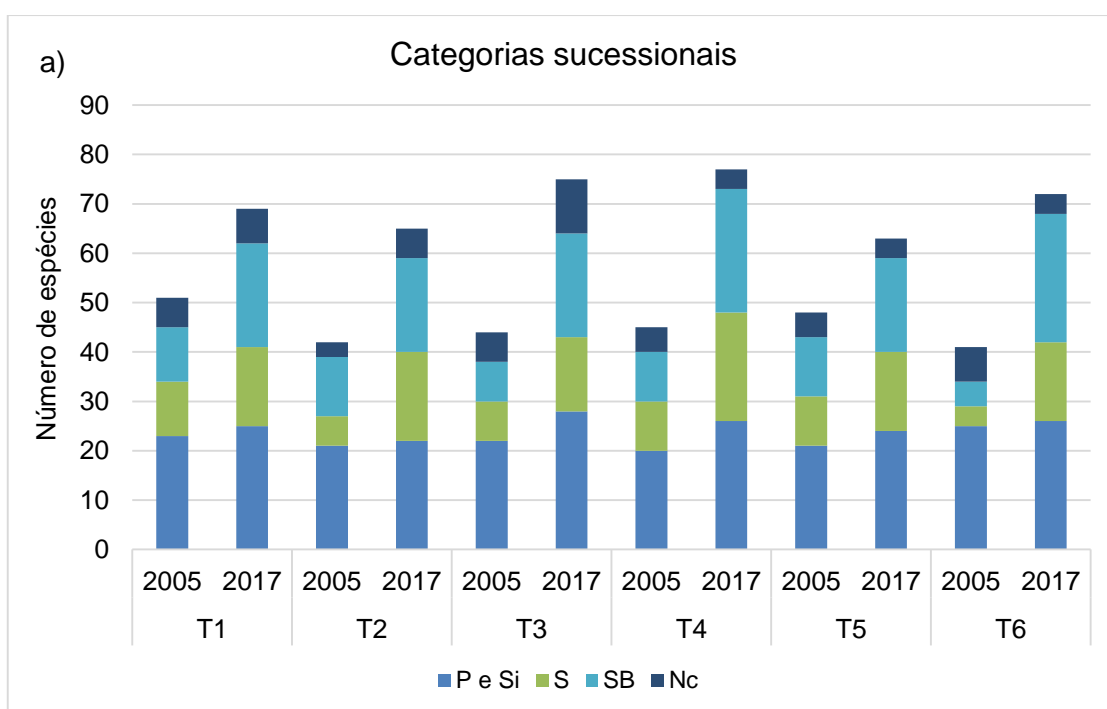
Tabela 5: Densidade e dominância absoluta das 5 espécies mais amostradas da classe I e II da regeneração natural da vegetação nativa, onde: T1 – controle, T2 – retirada de 25% área basal eucalipto, T3 – retirada de 50% área basal eucalipto, T4 – retirada de 75% área basal eucalipto, T5 – retirada de 100% área basal eucalipto e T6 – corte raso

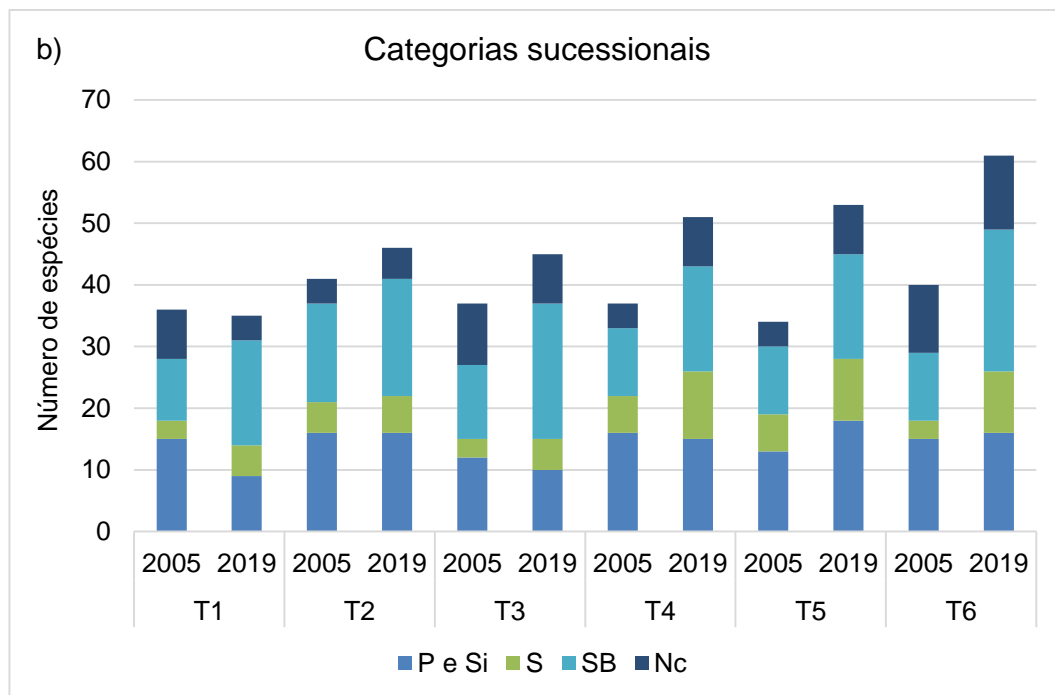
Espécies arbóreas DAP ≥ 5 cm	T1		T2		T3	
	DA (Ind.ha ⁻¹)	AB (m ² .ha ⁻¹)	DA (Ind.ha ⁻¹)	AB (m ² .ha ⁻¹)	DA (Ind.ha ⁻¹)	AB (m ² .ha ⁻¹)
<i>Tibouchina mutabilis</i>	65,62(±3,54)	1,16(±0,06)	87,5(±3,71)	1,43(±0,06)	159,37(±7,46)	2,79(±0,13)
<i>Cupania oblongifolia</i>	81,25(±3,27)	0,78(±0,04)	165,62(±1,65)	1,56(±0,05)	84,37(±4,87)	0,92(±0,05)
<i>Cyathia atrovirens</i>	84,37(±2,86)	1,50(±0,10)	75(±3,89)	1,08(±0,05)	84,37(±2,86)	1,35(±0,04)
<i>Miconia cabucu</i>	37,5(±2,3)	0,54(±0,04)	46,87(±1,31)	1,11(±0,03)	25(±1,08)	0,25(±0,01)
<i>Bathysa australis</i>	65,62(±1,43)	0,75(±0,05)	43,75(±1,84)	0,30(±0,01)	15,62(±0,63)	0,20(±0,01)
	T4		T5		T6	
<i>Tibouchina mutabilis</i>	50(±1,47)	1,31(±0,04)	37,3(±0,91)	1,07(±0,03)	234,36(±5,12)	1,34(±0,04)
<i>Cupania oblongifolia</i>	190,62(±3,83)	1,90(±0,04)	234,35(±9,21)	3,01(±0,12)	134,37(±4,3)	5,59(±0,08)
<i>Cyathia atrovirens</i>	31,25(±1,19)	0,38(±0,01)	181,25(±9,07)	3,55(±0,16)	140,62(±5,17)	2,28(±0,08)
<i>Miconia cabucu</i>	109,37(±7,4)	2,48(±0,18)	15,62(±0,63)	0,27(±0,02)	18,75(±0,86)	0,15(±0,01)
<i>Bathysa australis</i>	84,37(±3,19)	0,89(±0,03)	21,87(±1,43)	0,41(±0,03)	3,12(±0,25)	0,02(±0,01)
Espécies arbóreas DAP < 5 cm	T1		T2		T3	
<i>Myrcia spectabilis</i>	65,5(±0,28)	0,0175(±0,00)	1031,3(±6,14)	0,1743(±0,00)	187,5(±0,64)	0,0731(±0,00)
<i>Mollinedia schottiana</i>	562,5(±2,62)	0,0621(±0,00)	718,75(±1,31)	0,1502(±0,00)	593,75(±1,88)	0,0913(±0,00)
<i>Euterpe edulis</i>	62,5(±0,28)	0,0039(±0,00)	125(±0,57)	0,0324(±0,00)	312,5(±1,65)	0,0467(±0,00)
<i>Guarea macrophylla</i>	93,75(±0,75)	0,0140(±0,00)	62,5(±0,5)	0,0239(±0,00)	250(±0,40)	0,0614(±0,00)
<i>Guatteria nigrencens</i>	218,75(±1,10)	0,0389(±0,00)	250(±0,70)	0,0505(±0,00)	312,5(±1,84)	0,0789(±0,00)
	T4		T5		T6	
<i>Myrcia spectabilis</i>	187,5(±0,28)	0,0267(±0,00)	3187,5(±21,04)	0,6204(±0,00)	1406,25(±8,32)	0,2817(±0,00)
<i>Mollinedia schottiana</i>	468,7(±1,10)	0,0663(±0,00)	843,75(±2,06)	0,1765(±0,00)	1031,25(±2,69)	0,2443(±0,00)
<i>Euterpe edulis</i>	375(±1,91)	0,0457(±0,00)	62,5(±0,28)	0,0031(±0,00)	406,25(±2,59)	0,5257(±0,00)
<i>Guarea macrophylla</i>	125(±0,40)	0,0369(±0,00)	62,5(±0,28)	0,0105(±0,00)	468,75(±1,25)	0,0500(±0,00)
<i>Guatteria nigrencens</i>	62,5(±0,28)	0,0067(±0,00)	531,25(±0,75)	0,1526(±0,00)	750(±1,78)	0,0941(±0,00)

Análise dos grupos sucessionais por tratamento e tempo após o manejo

Após 12 anos do manejo, notamos em todos os tratamentos um aumento de abundância das pioneiras e secundárias iniciais, das secundárias tardias e das espécies tolerantes de sub-bosque, em ambas as classes. As espécies classificadas como pioneiras e secundárias iniciais praticamente não variaram para a classe I. Para a classe II os tratamentos T1, T2, T3 e T4 elas diminuíram e aumentaram no T5 e T6 (Figura 13b).

Figura 13 – Variação da abundância de espécies de diferentes categorias sucessionais da classe I (a) e II (b) da regeneração natural da vegetação nativa, onde: T1 – controle, T2 – retirada de 25% área basal eucalipto, T3 – retirada de 50% área basal eucalipto, T4 – retirada de 75% área basal eucalipto, T5 – retirada de 100% área basal eucalipto e T6 – corte raso, sendo: P-pioneira e Si-secundária inicial; S-secundária; SB-sub-bosque e Nc-não conhecida, no período de 2005 a 2017





1.4 DISCUSSÃO

Efeito dos diferentes tratamentos silviculturais na redução da área basal do eucalipto e as respostas da comunidade.

Com relação ao desbaste na população de eucaliptos, foi observado um efeito no desenvolvimento das árvores remanescentes, já que no curto prazo a diminuição da densidade da população por desbaste reduziu a produção total de madeira, ao mesmo tempo em que aumentou a produtividade das árvores individuais remanescentes, principalmente para o tratamento T3, corroborando outros estudos (SCHOENAU; COETZEE, 1989; KARIUKI, 2008). Isso sugere a viabilidade de manejo florestal madeireiro da população.

Estudos sobre padrões sucessionais em florestas tropicais indicam que após distúrbios a estrutura florestal tende a evoluir, diminuindo sua densidade e aumentando sua área basal e volume (BRONW; LUGO, 1990), sendo esta a principal característica da sucessão secundária em tais florestas (FINEGAN, 1996; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001), efeito semelhante foi observado na população de eucaliptos.

A presença de grande quantidade de árvores mortas de eucaliptos, devido ao envenenamento, pode estar influenciando na disponibilidade de habitats. Estudos indicam que a abundância local de aves e mamíferos podem ser influenciados pela densidade de árvores ocas e a proximidade da madeira caída (LADA et al., 2007; MAC NALLY; HORROCKS, 2007), pois após a queda da madeira ou morte inicia-se um processo de degradação e passa a fornecer alimento para uma grande grupo de invertebrados (NAIMAN; DECAMPS, 1997) e pequenos mamíferos (MAC NALLY; HORROCKS, 2008), sugerindo que o manejo florestal utilizado tenha proporcionado benefícios adicionais à biodiversidade.

Efeito dos diferentes tratamentos silviculturais na estrutura, diversidade e riqueza de espécies da classe I e II da regeneração natural

A estrutura, diversidade e riqueza de espécies da vegetação nativa manejada mostraram incrementos significativos ao longo do tempo, em comparação ao controle, que praticamente não variou no período analisado para as duas classes de regeneração natural para a variável densidade (n° indivíduos. ha^{-1}), e diminuiu em área basal ($m^2.ha^{-1}$) e riqueza de espécies para a classe II de regeneração natural, o que sugere que a sucessão secundária da regeneração natural da vegetação nativa no talhão de eucalipto se encontra em um estágio estacionário estável (GANDOLFI, 2017), sem grandes mudanças em sua estrutura e riqueza de espécies no tempo.

Levando em consideração que a vegetação nativa avaliada no presente estudo se encontra em restauração passiva desde 1993 (25 anos) e à 14 anos do início dos tratamentos, pode-se afirmar que a mesma encontra-se em uma trajetória sucessional positiva, entretanto um pouco mais lenta quando comparado à outras áreas com vegetação secundária em mesma formação florestal. A densidade (classe I) do tratamento T1 – controle, foi de $966 \text{ ind.}ha^{-1}$ e área basal de $10,31 \text{ m}^2.ha^{-1}$, após 14 anos, valores similares a uma floresta secundária com 5 anos, entretanto ainda distantes de uma floresta ombrófila densa montana secundária com 18 e 24 anos (TABARELLI; MANTOVANI, 1999). Já para o tratamento T4 e T6, a densidade média foi de 1.235 e 1.422 ($ind.ha^{-1}$) e área basal de 13,32 e 16,69 ($m^2.ha^{-1}$) respectivamente, valores próximos as médias de floresta secundária de 18 anos (TABARELLI; MANTOVANI, 1999).

Em florestas tropicais, uma maior densidade de indivíduos nas classes de menor tamanho é considerada um padrão na regeneração natural, assim como uma proporção consideravelmente menor consegue atingir as classes de maior de tamanho (SCCOTI et al. 2011). Padrão diferente é observado na classe II de regeneração natural no presente estudo, onde foi registrado uma menor densidade de regenerantes nas classes de menor altura (0,50 metro a 1,30 m) e maiores densidades nas classes de maiores tamanhos (1,30 m a 3,5 m).

Os maiores incrementos em densidade e área basal para os tratamentos de maiores intensidades eram esperados, uma vez que estudos sobre o efeito do manejo florestal madeireiro na regeneração natural de florestas nativas, tem sugerido que os incrementos médios na densidade e área basal são aproximadamente proporcionais à intensidade do desbaste (FINEGAN; CAMACHO, 1999; de GRAAF et al., 1999; WADSWORTH; ZWEEDE, 2006; PEÑA-CLAROS et al., 2008), causado provavelmente pela diminuição da cobertura de dossel e da diminuição da área basal total da comunidade. Em nossos resultados, embora não tenham sido observadas diferenças entre tratamentos na classe I, houve variação significativa no tempo em densidade da classe II para o T6, e aumento significativo de área basal para a classe I em T4, T5 e T6, da inicial para a final.

Os baixos valores na variável densidade no T5 - retirada de 100% da área basal do eucalipto, podem ser explicado em partes pelo fato da parcela no bloco 4 ter sido totalmente invadida, em meados de 2006, pela espécie conhecida popularmente como Lambe-lambe ou taquarinha – *Chusquea bambusoides* (Raddi) Hack., o que ocasionou a morte de diversos indivíduos arbóreos nativos, visto que os dados de área basal e densidade desta parcela foi a mais baixa do estudo tanto em 2008 quanto em 2017. A ocupação de espécies deste gênero em pequenas e grandes clareiras em topos de morro de Floresta Ombrófila Densa já foi relatada por outros pesquisadores (TABARELLI, MANTOVANI, 1997). Os bambus podem restringir a regeneração de espécies arbóreas bloqueando a chegada de propágulos e provocando danos físicos aos indivíduos arbóreos (ROTHER et al, 2009), causando a mortalidade de plântulas (GRISCOM; ASHTON, 2003), além da redução na altura, na área basal e na densidade dos indivíduos (GRISCOM; ASHTON, 2006), o que sugere cautela no manejo florestal para as áreas de topo de morro áreas de Floresta Ombrófila Densa.

Estudos de manejo florestal em mata nativa e monitoramento a longo prazo (HU et al., 2018) tem mostrado que após a exploração seletiva de madeira, em unidades amostrais de 400 m², seguido de diferentes intensidades de manejo florestal entre eles desbaste, anelamento e envenenamento, houve pouca diferença entre os padrões de distribuição de abundância das espécies nos tratamentos testados antes e depois do manejo florestal, e após 46 anos os padrões de distribuição nos tratamentos tornaram-se mais semelhantes, sendo que o número de espécies aumentou nos tratamentos de baixa e média intensidades, já no de alta intervenção houve menores incrementos na estrutura e maior tempo para a reabilitação em riqueza.

Em outro estudo sobre os efeitos de diferentes intensidades de desbaste seguido de plantio de mudas nativas de *Pinus resinosa*, mostrou após 5 anos que o diâmetro e a altura das mudas nativas foram correlacionados positivamente com a intensidade do desbaste e o tamanho da abertura do dossel (PARKER et al., 2001), resultados semelhantes foram obtidos por Zhu et al., (2003), ressaltando que a estratégia de desbaste é uma prática silvicultural potencialmente viável para recuperar a floresta de pinheiros na costa do Japão.

Em geral, os distúrbios artificiais gerados em clareiras na vegetação nativa e em florestas plantadas aumentam significativamente a densidade de regeneração de plantas lenhosas, sendo que o efeito da clareira sobre a densidade da vegetação nativa em florestas plantadas é significativamente maior que em florestas naturais (ZHU et al., 2014).

Embora não tenham sido detectadas diferenças significativas entre tratamentos quanto à riqueza e diversidade, foram observadas algumas mudanças ao longo do tempo. Para a classe I, apenas em T3 a diversidade alfa aumentou de 2015 para 2017, e tanto este tratamento como o T4 mostraram maior riqueza rarefeita de espécies. Para a classe II, houve aumento significativo da riqueza apenas em T6, e em relação deste à testemunha, com maiores riqueza rarefeitas em T4, T5 e T6. Quando analisamos os índices de riqueza rarefeita, principalmente para a classe II de regeneração natural, observa-se uma grande mudança no padrão, onde inicialmente todos os tratamentos e controle apresentavam riqueza e abundância semelhantes, e após 14 anos não só a riqueza foi superior nos tratamentos intermediários, como

também a abundância nos tratamentos em geral foi bem superior ao controle, o que sugere uma maior colonização nas parcelas manejadas e a eficiência do manejo florestal. Portanto, acreditamos que mudanças mais significativas possam ocorrer em prazos mais longos.

Alguns estudos indicam que, a princípio manejo florestal favorece espécies pioneiras (OUEDRAODO et al., 2011; GOURLET-FLEURY et al., 2013), e outros sugerem que o manejo florestal de alta intensidade pode apresentar impacto negativo para as florestas tropicais (VILLEGAS et al., 2009), pois ignora o problema principal de que a remoção de grandes árvores leva à elevação localizada em condições de luz e estimula o crescimento e o recrutamento de espécies de rápido crescimento e baixo valor, em relação a espécies sucessionais tardias comerciais (FINEGAN; CAMACHO, 1999).

Resultados semelhantes foram observados em outros estudos em florestas tropicais que também sugerem que em geral, a exploração seletiva madeireira tem baixo impacto imediato na diversidade e na riqueza de espécies arbóreas (SLIK et al., 2002; GOURLET-FLEURY et al., 2004; SIST; NGUYEN-THÉ, 2005; BERRY et al., 2008; PEÑA-CLAROS et al., 2008; SWAINE; AGYEMAN, 2008; IMAI et al., 2012).

Por outro lado, outros estudos sugerem um efeito mais rápido do manejo florestal, em plantios experimentais. Brancalion et al. (2020) avaliando o potencial do eucalipto na restauração de florestas tropicais no Estado do Espírito Santo, observaram que após o manejo florestal a riqueza de espécies de plantas lenhosas em regeneração foi semelhante entre plantações mistas (eucaliptos e nativas) exploradas e plantações nativas.

A princípio os índices de diversidade e riqueza de espécies observado no sub-bosque do talhão de eucalipto estudado pode ser explicado pelo fato que o local estar inserido em uma área de alta diversidade, pois o parque das Neblinas faz entorno com o Parque Estadual da Serra do Mar núcleo Cubatão e o talhão faz entorno com um fragmento de floresta nativa em estágio médio e outro em estágio avançado de regeneração natural (SMA 01/1994). O Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) é considerado como bem preservado e abriga grande diversidade florística (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2014).

No presente estudo, foi observado agrupamentos na composição de espécies nativas e mudanças na diversidade e riqueza de espécies, o que corrobora a estudos em florestas tropicais que indicam que os padrões sucessionais de riqueza e diversidade de espécies aumentam mais rapidamente que a composição de espécies (GÓMEZ-POMPA; VASQUEZ-YANES, 1981; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Uma das famílias de destaque nessa formação florestal é a Myrtaceae, pois apresenta grande riqueza e endemismo (MORI et al., 1983), entretanto no estudo foi observado um padrão incomum para a classe II de regeneração natural, com uma alta representatividade por uma única espécie, a *Myrcia spectabilis* DC., representando atualmente 76,56% dos indivíduos amostrados na família, onde os tratamentos T5 com 102 indivíduos, T6 com 45 e T2 com 33 indivíduos amostrados, representam respectivamente 52,57%, 23,19% e 17,01%, enquanto o controle (T1) registrou apenas 2 indivíduos, o que representa apenas 1,03% do total, podendo ser considerada uma seletividade do ambiente proporcionado pelo plantio abandonado de eucalipto, fato já observado por Tabarelli et al. (1993).

A representividade da família Lauraceae na comunidade também foi avaliada, sendo representada com 8 espécies e boa abundância, e com isso a família obteve um bom incremento no período de 2005 a 2019, principalmente para a classe II da regeneração natural. O destaque foi o gênero *Ocotea* com 5 espécies amostradas, onde a espécie *Ocotea paranapiacabensis* Coe-Teixeira foi a mais abundante com 28 indivíduos amostrados, sendo que do total apenas 3 indivíduos foram amostrados no tratamento controle (T1), seguido de T2 e T3 com 4 indivíduos, T4 e T5 com 5 indivíduos, e T6 com 7 indivíduos amostrados. Dentre todos os 75 indivíduos amostrados para a classe II, apenas 7 indivíduos foram amostrados no controle (T1), seguido do T2 com 11 indivíduos, T3 com 12, T4 com 15, T6 com 13 indivíduos e T5 com 17 indivíduos amostrados.

Já para a família Rubiaceae dentre os 55 indivíduos amostrados na classe II, 8 indivíduos foram amostrados na parcela controle (T1) e T4, T3 com 6 indivíduos, T5 com 10 indivíduos, T2 com 11 indivíduos e T6 com 12 indivíduos amostrados.

Outra família importante que merece destaque é a Arecaceae, onde dos 42 indivíduos de *Euterpe edulis* Mart. amostradas em 2019 apenas 2 foram amostrados

nas parcelas controle (T1) e no T5, seguido do T2 com 4 indivíduos, T3 com 9, T4 com 12 e T6 com 13 indivíduos amostrados.

A presença de *Euterpe edulis* Mart. nesta classe de regeneração natural é um fator positivo e representa uma recuperação, pois esta espécie é considerada uma espécie de grande importância para a Floresta Atlântica devido suas características ecológicas (GALETTI et al. 1999; REIS; KAGEYAMA, 2000), e geralmente apresenta alta densidade e ampla ocorrência na Mata Atlântica (ROBIM et al. 1990, MANTOVANI, 1993) desde a restinga até a Floresta Ombrofila Densa Montana (JOLY et al., 2012).

1.5 CONCLUSÃO

O raleamento e a criação de clareiras no interior do antigo talhão de *Eucalyptus saligna* provocaram respostas positivas na comunidade regenerante, com mudanças na estrutura, diversidade e composição ao longo do tempo, e estímulo do recrutamento e crescimento de espécies nativas florestais, características principalmente das fases mais tardias de sucessão florestal. A intensidade de manejo não parece ter influenciado fortemente a composição de espécies para as duas classes de regeneração natural, dentro do prazo de estudo. As respostas positivas observadas foram principalmente nos tratamentos de intermediários a mais intensos, tanto no que se refere a estrutura quanto diversidade, mas os padrões foram variáveis entre as classes de tamanho, e em função da variável resposta considerada. Nos casos em que não houve efeito positivo do raleamento na vegetação nativa, também não houve prejuízos, o que sugere a viabilidade de exploração e aproveitamento madeireiro do eucalipto, inclusive com possibilidade de geração de renda e pagamento dos custos da restauração.

Além de aproveitamento da madeira, a redução da área basal do eucalipto promoveu maiores incrementos nos indivíduos remanescentes de eucalipto, como observado no T3. Nossos resultados sugerem ainda a possibilidade de certa flexibilidade de escolha de intensidades de raleamento ou de colheita de árvores de eucalipto, quando o objetivo é restaurar a mata nativa, possibilitando maximizar os serviços ambientais obtidos em uma diversidade de contextos.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.R. **Ecologia e controle da invasão por *Pinus elliottii* no campo cerrado**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2013.
- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v.8, p. 328-338, 2000.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.181, p.1-20, 2016.
- ASHTON, P.M.S.; GAMAGE, S.; GUNATILLEKE, I.A.U.N.; GUNATILLEKE, C.V.S.; Restoration of a Sri Lankan rainforest: using Caribbean pine *Pinus caribaea* as a nurse for establishing late-successional tree species. **Journal of Applied Ecology** v. 34, p.915-925, 1997.
- BELL, T.; FRECKLETON, R.P.; LEWIS, O.T. Plant pathogens drive density-dependent seedling mortality in a tropical tree. **Ecology Letters**, v.9, p.569–574, 2006.
- BERRY, N.J.; PHILLIPS, O.L.; ONG, R.C.; HAMER, K.C. Impacts of selective logging on tree diversity across rainforest landscape: The importance of spatial scale. **Landscape ecology**, v.23, p.915-929, 2008.
- BRANCALION, P.H.S.; AMAZONAS, N.T.; CHAZDON, R.L.; MELIS, J.V.; RODRIGUES, R.R.; SILVA, C.C.; SORRINI, T.B.; HOLL, K.D. Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration? **Journal of applied Ecology**, v.57, p.55-66, 2020.
- BROCKERHOFF, E.G.; ECROYD C.E.; LECKIE A.C.; KIMBERLEY, M.O. Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. **Forest Ecology and Management**, v.185, p.307–326, 2003.
- BROCKEROFF, E.G.; JACTEL. H.; PARROTTA, J.A. Biodiversity and planted forests—oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v.17, p.925–951, 2008.
- BROWN, S.; LUGO, A.E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.6, p.1-32, 1990.
- BROWN, N. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland forest, **Journal of Tropical Ecology**, v.9, p.153-168, 1993.
- BUSTAMANTE, M.M.C.; ROITMAN, I.; AIDE, T.M.; ALENCAR, A.; ANDERSON, L.O.; ARAGÃO, L.; ASNER, G.P.; BARLOW, J.; BERENGUER, E.; CHAMBERS, J.;

COSTA, M.H.; FANIN, T.; FERREIRA, L.G.; FERREIRA, J.; KELLER, M.; MAGUSSON, W.E.; ALES-BARQUERO, L.; MORTON, D.; OMETTO, J.H.B.; PALACE, M.; PERES, C.A.; SILVÉRIO, D.; TRUMBORE, S.; VIEIRA, I.C.G. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. **Global Change Biology**, v.22, p.92-109, 2016.

BURSLEM, D.F.R.P.; SWAINE, M.D. Introduction to Section 9: dynamics and regeneration, in: *Foundations of Tropical Forest Biology: Classic Papers with Commentaries*. **Chicago University Press**, Chicago. 2002.

CANNELL, M.G.R. Environmental impacts of forest monocultures: water use, acidification, wildlife conservation, and carbon storage. **New Forests**, v.17, p.239–262, 1999.

CARNUS, J.M.; PARROTTA, J.A.; BROCKERHOFF, E.G.; ARBEZ, M.; JACTEL, H.; KREMER, A.; LAMB, D.; O'HARA, K.; WALTERS, B. Planted forests and biodiversity. **Journal of Forestry**, v.104, p.65–77, 2006.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2^o ed., **Plymouth, PRIMER-E**, UK, 2001, 172p.

CHAZDON, R.L. **Regeneração de florestas tropicais**. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, v.7, p.195-218, 2012.

CHAZDON, R.L.; BROADBENT, E.N.; ROZENDAAL, D.M.A.; BONGERS, F.; ZAMBRANO, A.M.A.; AIDE, T.M.; BALVANDRA, P.; BECKNELL, J.M.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P.H.S.; CRAVEN, D.; ALMEIDA-CORTEZ, J.S.; CABRAL, G.A.L.; de JONG, B.; DENSLOW, J.S.; DENT, D.H.; de WALT, S.J.; DUPUY, J.M.; DURÁN, S.M.; ESPÍRITO-SANTO, M.M.; FANDINO, M.C.; CÉSAR, R.G.; HALL, J.S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J.L.; JAKOVAC, C.C.; JUNQUEIRA, A.B.; KENNARD, D.; LETCHER, S.G.; LOHBECK, M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MASSOCA, P.; MEAVE, J.A.; MESQUITA, R.; MORA, F.; MUÑOZ, R.; MUSCARELLA, R.; Nunes, Y.R.F.; OCHOA-GAONA, S.; ORIHUELA-BELMONTE, E.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; PIOTTO, D.; POWERS, J.S.; RODRÍGUEZ-VELAZQUEZ, J.; ROMERO-PÉREZ, I.E.; RUÍZ, J.; SALDARRIAGA, J.G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SCHWARTZ, N.B.; STEININGER, M.K.; SWENSON, N.G.; URIARTE, M.; VAN BREUGEL, M.; VAN DER WAL, H.; VELOSO, M.D.M.; VESTER, H.; VIEIRA, I.C.G.; BENTOS, T.V.; WILLIAMSON, G.B.; POORTER, L. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances** 2, 2016.

CIENTEC. Mata Nativa 4 - Sistema para análise fitossociológica e elaboração de planos de inventários e planos de manejo de florestas nativas, 2006.

CNI – **CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA**. Florestas plantadas: Oportunidades e desafios da indústria de base florestal no caminho da sustentabilidade/ Confederação Nacional da Indústria, Indústria Brasileira de Árvores, Brasília: CNI, 2017.

de GRAAF, N.; POELS, R.L.; VAN ROMPAEY, R.S.A.; Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. *Forest Ecology and Management*, v.124, p.123–135, 1999.

DENSLOW, J.S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.18, p.431-451, 1987.

DUNCKER, P.S.; RAULUND-RASMUSSEN, K.; GUNDERSEN, P.; KATZENSTEINER, K.; De JONG, J.; RAVN, H.; SMITH, M.; ECKMULLNER, O.; SPIECKER, H. How forest management affects ecosystem services, including timber production and economic return: synergies and trade-offs. **Ecology and Society**, v.17, p.50, 2012.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; MELO, A. C. G.; TOREZAN, J. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v.34, p.471-485, 2010.

DURIGAN, G.; ENGEL, V.L. **Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir?** In: MARTINS, S.V. (Ed.). *Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados*. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, p. 41–68, 2015.

ECOFUTURO, 2019. **O plano de manejo do Parque das Neblinas** (livro eletrônico): caderno 1 / Instituto Ecofuturo, Bioveritas. São Paulo: Ecofuturo, 2019.

FAHEY, R.T.; PUETTMANN, K.J. Patterns in spatial extend of gap influence on understory plant communities. **Forest Ecology and Management**, v.255, p.2801-2810, 2008.

FERRACIN, T.P.; MEDRI, P.S.; BATISTA, A.C.R.; MOTA, M.C.; BIANCHINI E.; TOREZAN, J.M.D. Passive Restoration of Atlantic Forest Following Pinus taeda Harvesting in Southern Brazil. **Restoration Ecology**, v.21, p.1-7, 2013.

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

FINEGAN, B.; CAMACHO, M. Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest, 1988-1996. *Forest Ecology and Management*. v.121, p.177-189, 1999.

FORBES, A.S.; NORTON, D.A.; CARSWELL, F.E. Underplanting degraded exotic Pinus with indigenous conifers assists forest restoration. **Ecological Management and Restoration**, v.16, p.41-49, 2015.

FORZZA, R.C.; COSTA, A.; SIQUEIRA FILHO, J.A.; MARTINELLI, G.; MONTEIRO, R.F.; SANTOSS-SILVA, F.; SARAIVA, D.P.; PAIXÃO-SOUZA, B.; LOUZADA, R.B.; VERSIEUX, L. Bromeliaceae. In: **Lista de espécies da flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>> Acesso em 25 out. 2017.

GALETTI, M.; ZIPARRO, V.; MORELLATO, L.P. Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic forest of Brazil. **Ecotropica**, v.5, p.115-122, 1999.

GASTON, K.J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, v.405, p.220-227, 2000.

GANDOLFI, S. **Uma Teoria sobre o Processo de Restauração Ecológica de Florestas Tropicais e Subtropicais**: Proposta e Aplicação. Tese de Livre Docência, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, SP. 105p., 2017.

GELDENHUYS, C.J. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.101 – 115. 1997.

GELDENHUYS, C.J.; ATSAME-EDDA, A.; MAGURE, W.M. Facilitating the recovery of natural evergreen forests in South Africa via invader plant stands. **Forest Ecosystems**, v.4, 2017.

GÓMEZ-POLPA, A.; VÁSQUEZ-YANES, C. Successional studies of a rain forest in México. In: WEST, D.C.; SHUGART, H.H.; BOTKIN, D.B. (Eds.) **Forest Succession: Concepts and application**. New York. Springer-Verlag, p. 246-266, 1981.

GONÇALVES, J. L. M.; ALVARES, C. A.; HIGA, A. R.; SILVA, L. D.; ALFENAS, A. C.; STAHL, J.; FERRAZA, S. F. B.; LIMA, W. P.; BRANCALION, P. H. S.; HUBNER A.; BOUILLET, J. P. D.; LACLAU, J. P.; NOUVELLON, Y.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v.301, p.6-27, 2013.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v.4, p.379-391, 2001.

GOURLET-FLEURY, S.; FRAVRICHON, V.; SCHMITT, L.; PETRONELLI, P. Consequences of silvicultural treatments on stands at Paracou. In: Gourlet-Fleury, S.; GUEHL, J.M.; LAROUSSINIE, O. (Eds.), *Ecology and Management of a Rainforest. Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana*. **Elsevier**, Paris, p.254-280, 2004.

GOURLET-FLEURY, S.; MORTIER, F.; FAYOLLE, A.; BAYA, F.; QUÉDRAOGO, D.; BÉNÉDET, F.; PICARD, N. Tropical forest recovery from logging: a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B* **Biological Science**, v.368, p.201-213, 2013.

GRISCOM, B.W.; ASHTON, P.M.S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v.175, p.445-454, 2003.

GRISCOM, B.W.; ASHTON, P.M.S. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. **Journal Tropical Ecology**, v.22, p.587–597, 2006.

GUARIGUATA, M.R. Early response of selected tree species to liberation thinning in a young secondary forest in Northeastern Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v.124, p.255-261, 1999.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest and succession: changes and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.

GUERRERO, P.C.; BUSTAMANTE, R.O. Can native tree species regenerate in *Pinus radiata* plantations in Chile? Evidence from field and laboratory experiments. **Forest Ecology and Management**, v.253, p.97-102, 2007.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v.1, p.9, 2001.

HU, J.; HERBOHN, J.; CHAZDON, R.; BAYNES, J.; WILLS, J.; MEADOWS, J.; SOHEL, M.S. Recovery of species composition over 46 years in a logged Australian tropical forest following different intensity silvicultural treatments. **Forest Ecology and Management**, v.409, p.660-666, 2018.

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In *Plant Ecology* (M.J. Crawley, ed.). **Blackwell Scientific**, Oxford, v. 53, p.77-96, 1986.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Agropecuária, Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura (PESV), 2019. disponível: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs_2019_v34_informativo.pdf, acesso em 10/06/2020.

IMAI, N.; SEINO, T.; AIBA, S.; TAKYU, M.; TITIN, J.; KITAYAMA K. Effects of selective logging on tree species diversity and composition of Bornean tropical rain forests at different spatial scales. **Plant Ecology**, v.213, p.1413-1424, 2012.

JOLY, C. A.; ASSIS, M.A.; BERNACCI, L.C.; TAMASHIRO, J.Y.; CAMPOS, M.C.R. de, GOMES, J.A.M.A., BELINELLO, R. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v.12, 125–145, 2012.

KARIUKI, M. Modelling the impacts of various thinning intensities on tree growth and survival in a mixed species eucalypt forest in central Gippsland, Victoria, Australia. **Forest Ecology and Management**, v.256, p.2007–2017, 2008.

KUCBEL, S.; JALOVIAR, P.; SANIGA, M.; VENCURIK, J.; KLIMAS, V. Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathian. **Europe Journal Forest Research**, v.129, p.249–259, 2010.

LADA, H., THOMPSON, J.R., MAC NALLY, R., HORROCKS, G., TAYLOR, A.C. Evaluating simultaneous impacts of three anthropogenic effects on a floodplain-dwelling marsupial *Antechinus flavipes*. **Biological Conservation**, v.134, p.527–536, 2007.

LAMB, D.; ERSKINE, P.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v.310, p.1628-1639, 2005.

LAMB, D. Forest Restoration. The Third Big Silvicultural Challenge. **Journal of Tropical Forest Science**, v.24, p.295-299, 2012.

LIEBSCH, D.; MARQUES, 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**, v.141, p.1717-1725, 2008.

LIMA, W.P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2. ed. São Paulo: Edusp, 1996.

MACNALLY, R.; HORROCKS, G. Inducing whole-assemblage change by experimental manipulation of habitat structure. **Journal of Animal Ecology**, v.76, p.643-650, 2007.

MACNALLY, R.; HORROCKS, G. Longer-term responses of a floodplain-dwelling marsupial to experimental manipulation of fallen timber loads. **Basic and Applied Ecology**, v.9, p.458-465, 2008.

MAGURRAN, AE. Biological diversity and its measurement. Princeton: **Princeton University Press**, 1988.

MANTOVANI, W. **Estrutura e dinâmica da floresta Atlântica na Juréia, Iguape, SP**. Tese de Livre-docência, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1993.

MARTINEZ-RAMOS, M.; ALVAREZ-BUYLLA, E. Seed dispersal, gap dynamics and tree recruitment. The case of *Cecropia obtusifolia* at los Tuxtlas, Mexico. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. (Ed.) In frugivores and seed dispersal. **Dordrecht: The Netherlands**, p.333-346, 1986.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PERDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v.142, p.1166-1177, 2009.

MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M.V.C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitador da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, v.38, p.73-83, 2010.

MORI, S.A.; BOOM, B.M.; CARVALINO, A.M.; SANTOS, T.S. Ecological importance of Myrtaceae in a eastern Brazilian wet forest. **Biotropica**, v.15, p.68-70, 1983.

OLIVEIRA-FILHO, A.T; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.; CURI, N.; FONTES, M.A.L. 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. **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, p.685-701, 2004.

ONOFRE, F.F. **Restauração da Mata Atlântica em antigas unidades de produção florestal com Eucalyptus saligna Smith. no Parque das Neblinas, Bertoga, SP.** Tese de Mestrado. Piracicaba, SP: Universidade de São Paulo, 2009.

ONOFRE, F.; ENGEL, V.; CASSOLA, H. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de Eucalyptus saligna Smith. em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das. **Scientia Forestalis**, v.38, p.39-52, 2010.

OUÉDRAOGO, D.Y.; BEINA, D.; PICARD, N.; MORTIER, F.; BAYAD, F.; GOURLET-FLEURY, S. Thinning after selective logging facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa. **Forest Ecology and Management**, v.262, p.2176-2186, 2011.

PARKER, W.C.; ELLIOT, K.A.; BOYSEN, D.C.E.; NEWMASER, S.G. Managing succession in conifer plantations: converting young red pine (*Pinus resinosa* Ait.) plantations to native forest types by thinning and underplanting. **Forestry Chronicle**, v.77, p.721-734, 2001.

PARROTTA, J.A.; TURNBULL, J.T.; JONES, N. (Eds.). Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management** (Special Issue), v.99, p.1-8, 1997.

PARROTTA, J.A.; Restoration and management of degraded tropical forest landscapes. In: AMBOSHT, R.S AMBASHT, N.K (Ed.). **Modern trends in applied terrestrial Ecology**, New York, v.9, p.135-148, 2002.

PEÑA-CLAROS, M.; PETERS, E.M.; JUSTINIANO, M.J.; BONGERS, F.; BLATE, G.M.; FREDERICKSEN, T.S.; PUTZ, F.E. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v.255, p.1283-1293, 2008.

PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. **Academic Press**, 472p., 1985.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L. Vegetation dynamics. In.: van der Maarel E. (Ed.) **Vegetation Ecology**. Blackwell Publishing, Malden, MA., pp. 172-198, 2005

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Dispersão de sementes do palmitero (*Euterpe edulis* Martius – Palmae). In: Reis, M.S. & Reis, A. (eds). *Euterpe edulis* Martius (Palmitero): biologia, conservação e manejo. Herbário Barbosa Rodrigues. **Sellowia**, v.45, p.60-92, 2000.

R Development Core Team (2015). R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-90005107-0, URL <http://www.R-project.org/>.

RIBEIRO, M.T.; RAMOS, F.N.; SANTOS, F.A.M. Tree structure and richness in an Atlantic forest fragment: distance from anthropogenic and natural edges. **Revista Árvore**, v.33, p.1123-1132, 2009.

ROBIM, M.J.; PASTORE, J.A.; AGUIAR, O.T.; BAITELLO, J.B. Flora arbórea-arbustiva e herbácea do Parque Estadual de Campos do Jordão, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.2, p.31-53,1990.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v.42, p.1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y; BRANCALION, P. H. S. Large-scale ecological restoration of highdiversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.26, p.1605-1613, 2011.

ROTHER, D.C.; RODRIGUES, R.R.; PIZO, M.A. Effects of bamboo stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. **Forest Ecology and Management**, v.257, p.885-892, 2009.

ROUVINEN, S.; KOUKI, J. Tree regeneration in artificial canopy gaps established for restoring natural structural variability in a Scots pine stand. **Silva Fennica**, v. 45, p.1079–1091, 2011.

SARTORI, M.S. **Variação da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de Eucalyptus saligna Smith. manejado por talhadia, localizado no município de Itatinga, SP.** 2001. 84p. Dissertação (Mestrado na área de Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

SARTORI, M.S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V.L. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de Eucalyptus saligna Smith. localizado no Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 62, p. 86-103, 2002.

SCCOTI, M.S.V.; ARAUJO, M.M.; WENDLER, C.F.; LONGHI, S.J. Mecanismos de regeneraçãonatural em remanescente de floresta estacional decidual. **Ciência Florestal**, v.21, p.459-472, 2011.

SCHONAU, A.P.G., COETZEE, J., 1989. Initial spacing, stand density and thinning in eucalypt plantation. **Forest Ecology and Management**, v.29, p.245–266, 1989.

SHUGART, H.H.; HETT, J.M. Succession: Similarities of species Turnover Rates. **Science**, v.180, p.1379-1381, 1973.

SIST, P.; NGUYEN-THÉ, N. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan. **Forest Ecology and Management**, v.205, p.85-103, 2005.

SLIK, J.W.F.; VERBURG, R.W.; KEBLER, P.J.A. Effects off fire and selective logging on the tree species composition on lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. **Biodiversity conservation**, v.11, p.85-98, 2002.

SÃO PAULO. **Secretaria do Meio Ambiente.** Resolução SMA - IBAMA/ SP 01/94 de 31 de janeiro de 1994. Orienta procedimentos de caracterização de vegetação nativa no Estado de São Paulo, em seu artigo 2º, parágrafo 4º.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE 2014. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2012-2013**. Relatório Técnico, São Paulo.

https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2014/05/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_20141.pdf (acesso 10/01/19).

STEPHENS, B.B.; GURNEY, K.R.; TANS, P.P.; SWEENEY, C.; PETERS, W.; BRUHWILER, L.; CIAIS, P.; RAMONET, M.; BOUSQUET, P.; NAKAZAWA, T.; AOKI, S.; MACHIDA, T.; INOUE, G.; VINNICHENKO, N.; LLOYD, J.; JORDAN, A.; HEIMANN, M.; SHIBISTOVA, O.; LANGENFELDS, R. L.; STEELE, L.P.; FRANCEY, R.J.; DENNING, A.S. Weak northern and Strong tropical land carbon uptake from vertical profiles of atmospheric CO². **Science**, v.316, p.1732-1735, 2007.

SWAINE, M.D.; AGYEMAN, V.K. Enhanced tree recruitment following logging in two forest reserves in Ghana, **Biotropica**, v.40, p.370-373, 2008.

TABARELLI, M; VILLANI, J.P; MANTOVANI, W. A recuperação da floresta Atlântica sob plantios de Eucalyptus no núcleo Santa Virgínia – S.P. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 5, n. 2, p. 182-201, 1993.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Aspectos da sucessão secundária no Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v.5, p.101-114, 1993.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Revista brasileira de Botânica**, São Paulo, v.20, p.57-66, 1997.

TABARELLI, M; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v.59, p. 239-250, 1999.

YE, F.; COMEAU, P. Effects of gap size and surrounding trees on light patterns and aspen branch growth in the western boreal forest. **Canadian Journal of Forest Research**, v.39, p.2021-2032, 2009.

VIANI, R.A.G.; DURIGAN, G.; MELO, A.C.G. A regeneração natural sob plantações florestais: Desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, v.20, p.533-552, 2010.

VILLEGAS, Z.; PEÑA-CLAROS, M.; MOSTACEDO, B.; ALARCÓN, A.; LICONA, J.C.; LEAÑO, C.; PARIONA, W.; CHOQUE, U. Silviculture treatments enhance growth rates to future crop trees in tropical and dry forests, **Forest Ecology and Management**, v.258, p.971-977, 2009.

WADSWORTH, F.H.; ZWEEDE, J.C. Liberation: acceptable production of tropical forest timber. **Forest Ecology and Management**, v.233, p.45-51, 2006.

WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction, In: Pickett S.T.A and P.S. White (eds.), *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. San Diego: **Academic Press**, p.3-13, 1985.

WHITMORE, T.C. **Tropical rain forest of the far east**. Clarendon, Oxford, 282 p., 1975.

ZHU, J.; MATSUZAKI, T.; LEE, F.; GONDA, Y. Effect of gap size created by thinning on seedling emergency, survival and establishment in a coastal pine forest. **Forest Ecology and Management**, v.182, p.339-354, 2003.

ZHU, J.J.; DELIANG, L.; WEIDONG, A. Effects of gaps on regeneration of woody plants: A meta-analysis. **Journal of Forestry Research**, v.25, p. 501-510, 2014.

CAPÍTULO 2¹

ADAPTIVE MANAGEMENT OF EUCALYPTUS STANDS REDUCES LITTER BIOMASS AND PROMOTES THE NATIVE VEGETATION RECRUITMENT TO RESTORE THE ATLANTIC FOREST

Felipe, F. Onfre; Vera, L. Engel; Gustavo Brichi da Silva; Paulo Roberto Ferro.

ABSTRACT

Eucalyptus plantations cover over 20 million hectares worldwide, more than one fourth only in Brazil. A significant part of this total might be restored back to native forest, for different reasons. Nevertheless, many questions are still open, regarding the potential of different adaptive management approaches for the restoration of the Atlantic Forest in these Eucalyptus plantation stands. We investigated how adaptive management techniques affect litter accumulation, nutrient cycling and natural regeneration in a *Eucalyptus grandis* Smith stand, to restore the Atlantic Forest in Brazil. In 2005, a complete randomized block design experiment with six treatments (control; thinning of respectively 25, 50, 75 and 100% of stand basal area; and clear-cut) and four replicates was settled. After 14 years, we sampled all woody individuals (dbh lower than 5 cm; height over 50 cm), the remaining Eucalyptus trees, and the fine litter over the ground. Our results suggest that the high litter biomass accumulated over the soil in the Eucalyptus stand is negatively affecting the native tree recruitment in the understory. Although litter quality has not been affected by the treatments, the higher intensity thinning, and the clear-cut treatments were able to reestablish litter biomass and nutrient pools at levels similar to the native forest. Silvicultural treatments had positive effects on the structure and dynamics of the Atlantic Forest native vegetation community, with potential to restoring ecosystem processes at mid and long term. The most recommended techniques can be tailored to promote faster recovery, depending on the environmental context, and cost-benefit analysis.

Keywords: Eucalyptus reforestation, Forest restoration, Adaptive management, Forest thinning. Litter; Natural regeneration, Nutrient cycling.

¹Print-artigo submetido a revista Restoration Ecology, em 17/05/2020.

Implications for the practice

- Adaptive management techniques can be tailored to promote faster native vegetation recovery, depending on the environmental context, erosion risk analysis and cost-benefit analysis
- Eucalyptus plantations accumulate higher biomass and poor quality litter than tropical native forests, negatively affecting organic matter decomposition and tree species recruitment;
- Only a thinning operation of 75 intensity or more, or clear-cutting, were able to restore litter biomass levels and nutrient stocks similar to the native forest;
- The lower litter accumulated over the soil, the higher abundance, basal area and species richness of the native understory

2.1 INTRODUCTION

Plantation forests cover about 131 million ha globally, or around 3 percent of the world's forest area (FAO, 2020), and 7.736 million ha in Brazil, or 1.6% of its total forest area (FAO, 2015), out of which around 5.4 million only with Eucalyptus species (Ferreira et al, 2019). The forest sector has been truly relevant to Brazil's economy, generating around 668,000 direct employments and representing 10.6% of all agribusiness exports and 9.6% of its surplus trade balance (Moreira et al, 2017). Nevertheless, planted forests are often subjected to severe criticism by environmentalists, and the society (Carnus et al. 2006; Brockerhoff et al. 2008), mainly as they are more often monocultures with fast-growing exotic species.

By different reasons, in some instances, reforestation stands should be restored back to native ecosystems, namely because of forest certification or legislation requirements, as in the case of some areas within the Brazilian Atlantic Forest biome. A sort of literature studies have shown that Eucalyptus stands can host many native species in their understory (Onofre et al. 2010; Brockerhoff et al. 2008; Oliveira et al. 2016), contributing to start the restoration process. Nevertheless, many question in this respect are still open:

Which management strategy to adopt? Thinning operations, keeping standing dead trees into the stand, to avoid damaging the understory native vegetation? Clear-cutting, associated with passive or assisted restoration? Or leaving it as is, counting

only on natural successional processes? These questions are relevant because the silvicultural management strategy adopted will affect the native vegetation recovery potential, especially in the cases there is already some “ecological legacy” by the understory plant community. Moreover, silvicultural practices and the posterior restoration trajectory will affect the ecosystem processes, namely the hydrological and nutrient cycles (Brockenhorff et al. 2013; Maeda et al. 2016).

In tropical moist forests, the forest litter has an important role on ecosystem functioning, as the main soil nutrients input, controlling soil temperature and humidity and minimizing nutrient loss by leaching and erosion (Martinelli et al. 2017). Moreover, litter has a role as substrate for seed storing (Rodrigues et al. 2010), germination, seedling emergence and establishment (Gilman et al. 2003). By another side, a high litter depth can act as a physical barrier to seed germination and seedling establishment, especially for photoblastic species that need exposition to light to germinate (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1992).

Among macronutrients, litter nitrogen content and carbon to nitrogen ratio (C:N) are the most important factors controlling decomposition (Murovhi et al. 2012), because nitrogen is essential for microbe functions and low C:N ration tend to accelerate organic matter mineralization.

Some timber forest management activities, like harvesting, might cause changes in litter accumulation rates and nutrient cycling processes (Araújo et al. 2006), as well as other functional aspects related to soil chemistry (Gatti et al. 2015). After thinning or harvesting, plant root and microbial competition might decrease, and organic matter mineralization shall increase (Wollum & Schbert 1975). Besides that, these operations can affect plant phenology and litter production (Caldeira et al. 2008). In *Eucalyptus* spp tropical plantation forests, litter input is high, due to their high primary productivity and fast growth (Vieira et al. 2014). Nevertheless, *Eucalyptus* litter is usually nutrient-poor, especially for nitrogen and phosphorus (Gama-Rodrigues & Barros 2002; Costa et al. 2005), with high C:N ratios (Garay et al. 2003) and low decomposition rates when compared to native species (Diniz et al. 2011; Balieiro et al. 2004; Vieira et al. 2014) influencing negatively the soil fertility at medium and long term (Paudel et al. 2015). Moreover, *Eucalyptus* leaves have high lignin, polyphenols and tannin levels (Bernhard-Reversat & Schwartz 1997). The high concentration of

phenolic acids in Eucalyptus leaves may lead to allelopathic effects on seed germination and seedling establishment (He et al. 2014), besides affecting the soil decomposing microbiota (Kiffer et al. 2018). Some silvicultural operations, like thinning or harvesting, are expected to increase litter mineralization rates (Wollum & Schbert 1975; Araújo et al. 2006) and decrease litter accumulation.

In this research, we evaluated the biomass and nutrient content of fine litter over the soil of an Eucalyptus stand subjected to different silvicultural interventions aimed at restoring the Atlantic tropical rainforest. We also have investigated the effect of the litter layer biomass on native tree recruitment. The hypothesis being tested is that plant communities dominated by Eucalyptus trees will have higher litter biomass with lower nutrient content and higher C:N ratio than the native reference forest. The second hypothesis is that litter biomass, nutrient content and nutrient will change with the silvicultural interventions. The third hypothesis is that the litter biomass accumulated over the soil will negatively affect the recruitment of the natural regeneration native tree species.

2.2 MATERIAL AND METHODS

Study Site

The study site is located at Neblinas Park, Bertioga municipality, São Paulo State, southeastern Brazil (23°43' S; 46°08'W), 30 km away from the coast. The Park is a 6,050 ha private protected area dedicated to environmental education, soil and water conservation and biodiversity protection. Formerly, the park area was a commercial reforestation farm, where Eucalyptus spp species have been cultivated for pulp and paper production.

Local mean annual temperature is around 24°C and annual average rainfall 3,207 mm, with wettest months in January, February and March. Elevation ranges between 750 to 1,100 meters, and the topography is quite hilly, corresponding to the Serra do Mar range. The original vegetation cover is classified as tropical wet forest and belongs to the Atlantic Forest Biome Domain. Local flora includes around 328 native tree in the Neblina's Park atlantic forest fragment, among which 135 are capable to colonize the commercial reforestation stands.

The experimental site is an old 3rd rotation *Eucalyptus grandis* Smith stand, which has been harvested for the last time in 1993, and then abandoned. Most of the trees had resprouted by the time the experiment was settled at the beginning of the experiment. The stand is located in a northwest-facing slope and is neighboring native forest fragments and old *Eucalyptus* stands. The local soil is a haplic, dystrophic cambisol, with a loamy texture (Onofre et al. 2010)

Experimental design

In 2005, a complete randomized block design experiment was settled, with 6 treatments (adaptive management operations with different thinning techniques and intensities, (Table 1) and 4 replicates (blocks). The blocks were settled approximately parallel to the contour lines. Each plot had 20 x 40 m. Four 20 x 40 m plots were also settled in the neighbor native forest as a reference.

Table 1. Description of the silvicultural management treatments tested. Stand basal area and tree density refer to the *Eucalyptus* trees only.

Treatment	Abbreviation	Stand basal area before treatment	Stand basal area after treatment	Tree density before treatment	Tree density after treatment
		(m ² /ha)	(m ² /ha)	(ind/ha)	(ind/ha)
1	CONTROL	21.24±2.23	26.9±3.14	606±177	443±90
2	25%	22.26±3.28	22.03±1.72	716±147	437±154
3	50%	23.54±6.55	18.95±7.37	788±298	434±180
4	75%	21.36±2.61	9.27±1.39	694±197	275±122
5	100%	23.35±2.8	2.22±0,01	825±146	31±12
6	CLEAR-CUT	24.35±4.36	0.4±0,002	800±251	25±9

Sampling and data collection

In July 2019, 14 years after the management treatments, all woody individuals with dbh lower than 5 cm and height over 50 cm, were inventoried, in two 1x 40 m subsamples established within each 20 x 40m plot. The trees were identified to the species level, whenever possible, and voucher specimens were collected for taxonomic determinations, following the APG IV Classification System (APG, 2016). Non-identified species were named as morphospecies for the diversity indexes estimation. All trees and saplings had their stem base measured, using a digital caliper.

The remaining Eucalyptus trees of all treatments were measured (dbh) in the whole 20 x 40 plot.

The fine litter (leaves, twigs and branches with diameter up to 1 cm) accumulated over the ground was sampled during summer (January and February) and winter (June-July) seasons, in 2019. We sampled five 50 x 50 quadrats, using a PVC frame, in the central part of each plot, both in the Eucalyptus and native forest plots. The samples were screened, and dried up in a laboratory oven (65C°), until a constant weight was achieved, to estimate dry biomass with precision laboratory scales (0,01 g). The biomass average (between summer and winter samples) of each plot was computed in t/ha for the analysis.

A subsample of each plot was sent for macro and micronutrient analysis, using the protocols as described in Tedesco et al, 1985. Macro and micronutrients content were transformed in nutrient stocks, by multiplying the concentration by the dry mass. We also estimated The carbon to nitrogen (C:N) ratios.

Data analysis

Stems density (ind/ha) and basal area (m²/ha) for both the Eucalyptus trees and the natural regeneration plants, using the software Mata Nativa® For the natural regeneration, the basal area was expressed as the absolute dominance, according to Mueller-Dombois & ElleMBERG (1974). The richness and diversity indexes (Magurran, 2013) were estimated, using the software PAST3.19® (Hammer et al., 2018).

The effect of the Eucalyptus stand basal area and tree density on soil litter accumulation was investigated using a stepwise multiple regression approach and the software Statistica ® Litter biomass was compared among treatments (main-effects ANOVA), including the native forest. The macro and micronutrient contents and stocks (N-nitrogen; P-phosphorus; K-potassium; Ca-calcium; Mg-magnesium; Na – sodium, Mn – Manganese, Zn – zinc, Cu – copper, Fe – iron), as well as organic matter (OM) and C:N relationship were tested for treatments effect, using an ANOVA approach. All data were submitted to normality tests (Shapiro-Wilk's test) and variance homogeneity prior to the analyses. Data transformation was used, when necessary. In the case of significant effect at 5% probability level, post-hoc tests for means comparisons were undertaken. The relationship between soil litter biomass and natural regeneration

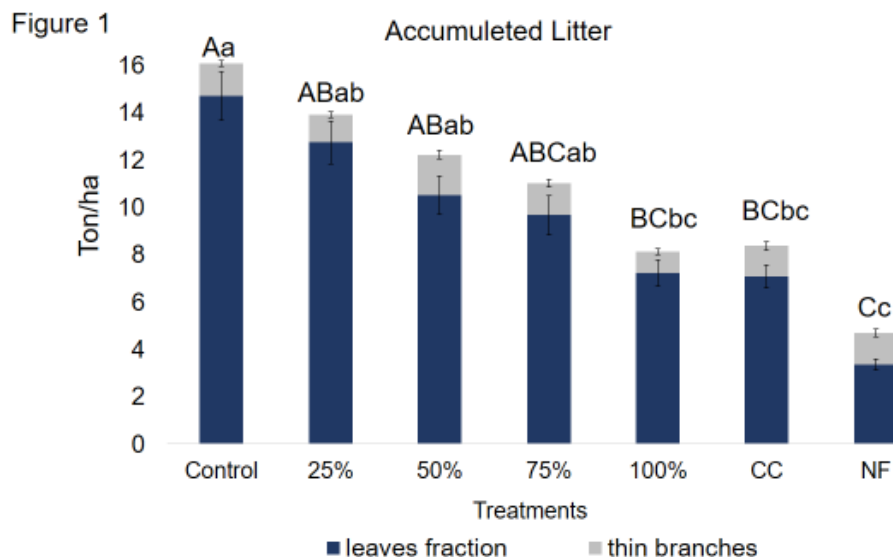
parameters of absolute dominance; density; species mean richness, species diversity (Shannon-Wiener, H' , and Fisher's alpha, F , indexes) has been studied using linear regression analysis and the software Statistica ®.

2.3 RESULTS

Effect of the adaptive management techniques on soil litter accumulation

The treatments affected accumulated litter biomass. When considering the total litter biomass, only the treatments T5 (100% thinning by tree poisoning) and T6 (clear-cut) had levels equal to the native forest ($F(6, 18) = 9.5061$; $p=0.00009$), while all other treatments did not differ from each other, and had litter biomass significantly higher than the native forest. Leaf fraction was responsible for most of the litter material accumulated over the forest ground (Figure 1), both in the Eucalyptus stand (75-88%) and in the native forest (74.6%), with significant effects ($F=7.52$, $p<0.05$) and the same pattern of variation as the total biomass, while no significant differences were observed for the fine branches and twigs ($F=1.11$; $p=0.3$).

Figure 1 – Soil fine litter stocks (Mg/ha) in a Eucalyptus stand, subjected to different management treatments (T1-T6) and in the reference native forest. For treatments description, please refer to Table 1. Columns marked with the same letter (Upper case letters: leaf fraction; lower case letters: twigs and small branches) are not different at 5% level. Error bar indicates standard error of the mean.



Soil litter differences among treatments were explained by contrasting Eucalyptus stands tree densities ($F= 51.1770$; $p=0.0000$), but not by stand basal area

differences ($F=2.47963$; $p=0.127901$), (Table 3 and 4). Stand tree density explained around 66% of litter biomass variation, while the inclusion of the second variable in the model contributed only 3% more, to explaining this variation (Table 2). After that, we have runned a simple linear regression analysis, using the only significant explanatory variable (Figure 2), showing that the adaptive management (forest thinning) practice was effective to reduce litter accumulation over the soil.

Figure 2. Effect of Eucalyptus stand density on litter biomass accumulated over the forest ground.

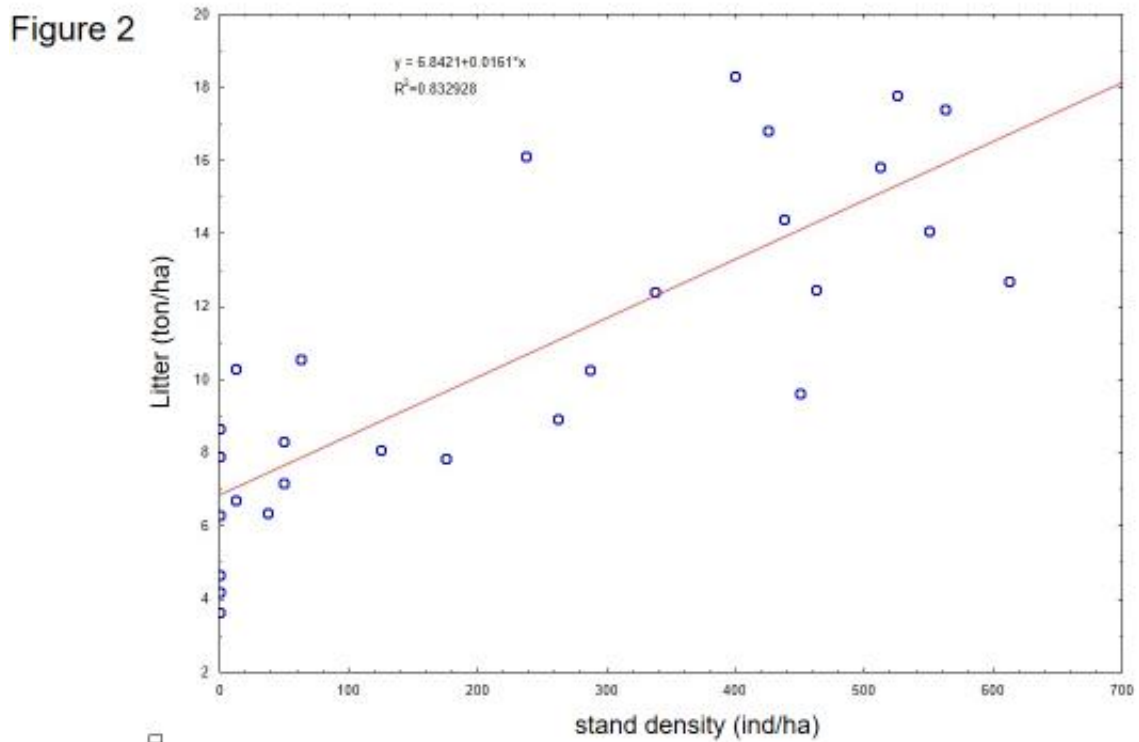


Table 2. Multiple stepwise regression summary for dependent variable Litter Biomass (ton/ha). Regression R= 0.83277320; R²= 0.69351121; Adjusted R²= 0.66899211; F(2,25)=28.285; p=0.0000; N=28.

Variables	b*	Std.Err. of b*	b	Std.Err. of b	t(25)	Multiple R	Multiple R ²	R ² change	F to enter	P value	Partial correlations
Intercept			5.95866	0.897626	6.638250					0.000	
Eucalyptus density (ind/ha)	0.86254	0.114881	0.01708	0.002275	7.508182	0.814317	0.663112	0.663112	51.17700	0.000	0.832329
Eucalyptus basal area (m ² /ha)	0.18090	0.114881	0.01991	0.012646	1.574684	0.832773	0.693511	0.030399	2.47963	0.1279	0.300392

Table 4 - Humidity, organic matter and C:N ratio (means ± standard deviation) in different management treatments (T1-T6) and the reference native forest. For treatment description, according to Table 1. Means followed by equal letters in the same column are not different at 5% level.

Treatments	Humidity (%)	Organic Matter (%)	C:N ratio
T1	9.09(±0.53) a	79.57(±2.67) a	40.50:1 (±7.04) a
T2	9.13(±0.39) a	80.86(±1.40) ab	41.75:1 (±1.73) a
T3	9.12(±0.18) a	78.37(±1.88) a	40.00:1 (±4.16) a
T4	9.15(±0.25) a	79.94(±1.22) a	40.00:1 (±5.71) a
T5	8.93(±0.4) a	78.98(±4.52) a	45.00:1 (±5.12) a
T6	8.77(±0.15) a	78.90(±0.85) a	40.75:1 (±2.06) a
MN	3.36(±0.88) b	85.52(±2.4) b	27.50:1 (±2.38) b

Table 3 - Litter (leaf fraction) macro and micronutrient content (means \pm standard deviation) in different management treatments (T1-T6) and the reference native forest. For treatment description, according to Table 1. Means followed by equal letters in the same column are not different at 5% level.

Treatments	Macronutrients (g/Kg)				
	N	K	P	Ca	Mg
T1	11.66(\pm 0.8) a	1.16(\pm 0.24) a	0.32(\pm 0.14) a	5.68(\pm 0.80) a	1.67(\pm 0.15) a
T2	10.62(\pm 0.17) a	1.19(\pm 0.02) a	0.17(\pm 0.11) a	4.44(\pm 0.37) a	1.70(\pm 0.07) a
T3	11.03(\pm 0.62) a	1.25(\pm 0.18) a	0.30(\pm 0.23) a	5.97(\pm 1.18) a	1.79(\pm 0.18) a
T4	11.22(\pm 0.87) a	1.29(\pm 0.35) a	0.27(\pm 0.15) a	5.37(\pm 1.03) a	1.76(\pm 0.19) a
T5	11.25(\pm 1.46) a	1.16(\pm 0.11) a	0.32(\pm 0.20) a	5.93(\pm 0.86) a	1.78(\pm 0.08) a
T6	11.78(\pm 0.8) a	1.15(\pm 0.15) a	0.37(\pm 0.20) a	5.50(\pm 1.64) a	1.50(\pm 0.12) a
MN	17.41(\pm 0.6) b	2.01(\pm 0.13) a	0.73(\pm 0.16) a	8.61(\pm 0.43) a	2.79(\pm 0.14) b

Treatments	Micronutrients (g/Kg)				
	Na	Mn	Cu	Zn	Fe
T1	703.76(\pm 20.23) a	381.52(\pm 48.3) a	6.27(\pm 0.56) a	45.61(\pm 3.19) a	1175.05(\pm 238.3) a
T2	699.59(\pm 40.41) a	328.38(\pm 52.2) ab	6.36(\pm 1.18) a	43.16(\pm 2.38) a	1151.65(\pm 287.35) a
T3	654.27(\pm 22.16) a	532.90(\pm 42.26) a	5.45(\pm 1.05) a	43.62(\pm 2.24) a	2181.88(\pm 1006.4) a
T4	758.53(\pm 110.9) a	313.54(\pm 69.96) ab	5.90(\pm 0.46) a	45.42(\pm 1.65) a	1068.07(\pm 175.78) a
T5	751.20(\pm 62.09) a	404.69(\pm 66.01) ab	5.91(\pm 1.36) a	40.53(\pm 2.35) a	1087.15(\pm 238.20) a
T6	697.90(\pm 47.50) a	376.82(\pm 24.87) ab	6.84(\pm 0.46) a	44.70(\pm 1.59) a	1574.19(\pm 135.53) a
MN	1078.08(\pm 77.9) b	599.11(\pm 64.31) b	8.70(\pm 0.59) a	55.11(\pm 3.50) b	2044.57(\pm 583.58) a

Table 4 - Humidity, organic matter and C:N ratio (means \pm standard deviation) in different management treatments (T1-T6) and the reference native forest. For treatment description, according to Table 1. Means followed by equal letters in the same column are not different at 5% level.

Treatments	Humidity (%)	Organic Matter (%)	C:N ratio
T1	9.09(\pm 0.53) a	79.57(\pm 2.67) a	40.50:1 (\pm 7.04) a
T2	9.13(\pm 0.39) a	80.86(\pm 1.40) ab	41.75:1 (\pm 1.73) a
T3	9.12(\pm 0.18) a	78.37(\pm 1.88) a	40.00:1 (\pm 4.16) a
T4	9.15(\pm 0.25) a	79.94(\pm 1.22) a	40.00:1 (\pm 5.71) a
T5	8.93(\pm 0.4) a	78.98(\pm 4.52) a	45.00:1 (\pm 5.12) a
T6	8.77(\pm 0.15) a	78.90(\pm 0.85) a	40.75:1 (\pm 2.06) a
MN	3.36(\pm 0.88) b	85.52(\pm 2.4) b	27.50:1 (\pm 2.38) b

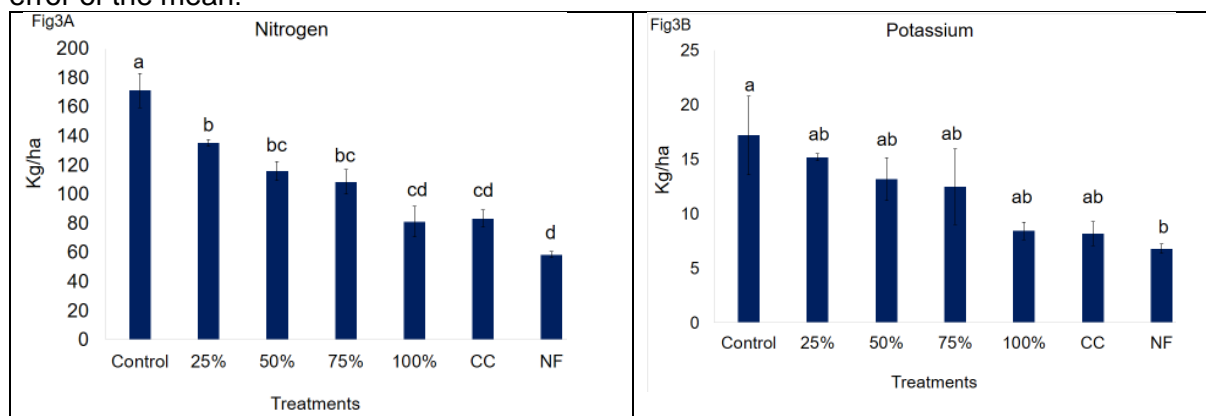
Litter nutrient content

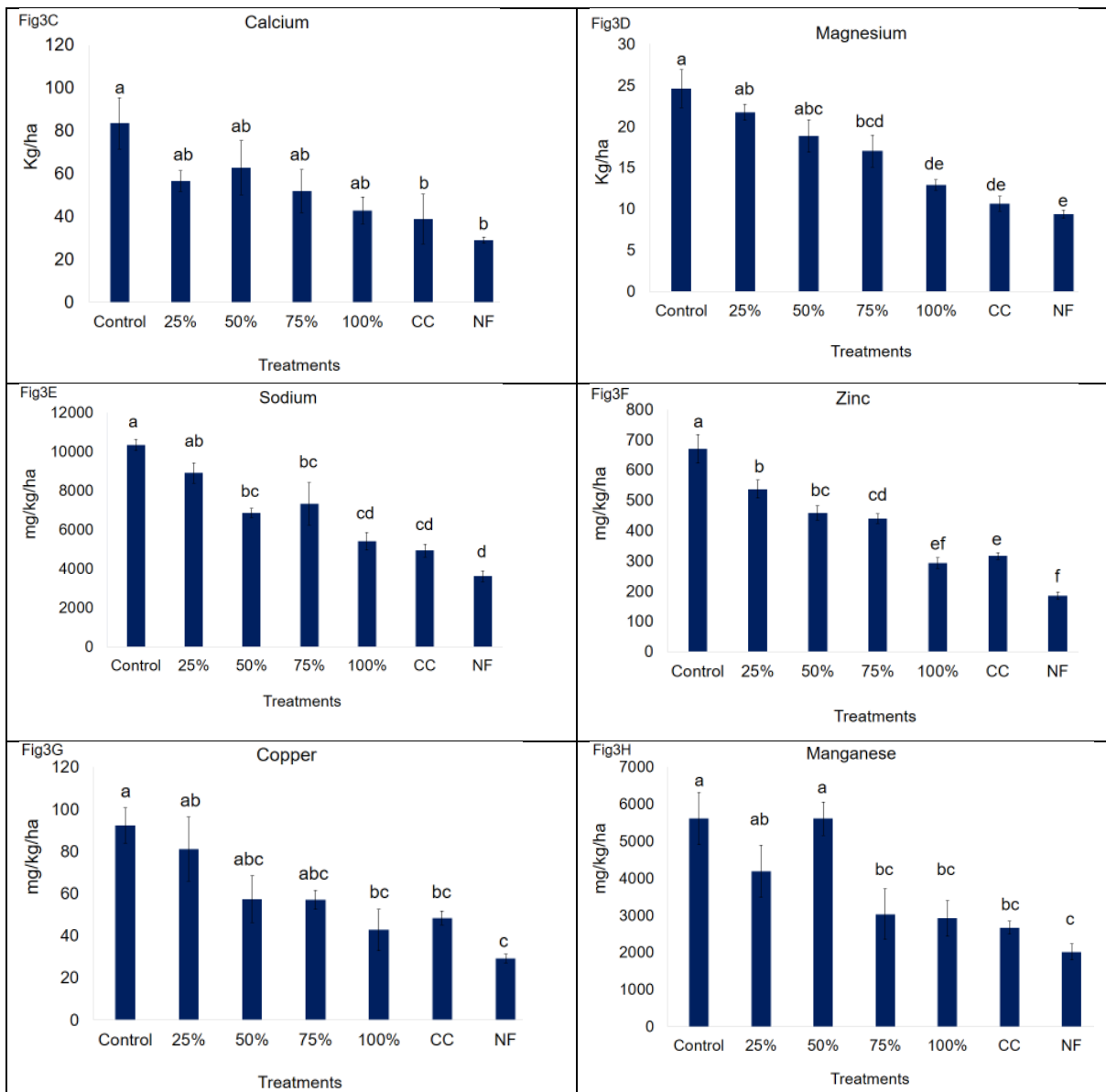
Macro and micronutrients content of accumulated litter was similar in all treatments, and lower than in the native forest, which had significantly higher nutrient concentration for N ($F=7.82$; $p<0.05$); Mg ($F=8.41$; $p<0.05$); Na ($F=5.31$; $p<0.05$); Mn ($F=3.75$; $p<0.05$) and Zn ($F=3.35$; $p<0.05$) (Table 3).

All treatments had the same C:N ratio, ranging around 40:1, and significantly higher than the native forest (27.5:1) ($F=6.35$; $p=0.05$). Similarly, litter of all treatments had the same humidity and organic matter, all of them significantly different from the native forest ($F=85.74$; $p<0.05$ and $F=4.04$; $p<0.05$, respectively). Only the treatment T2 showed the same organic matter content than the native forest (Table 3).

Although nutrient content has not been affected by the treatments, nutrient stocks were different among them and the native forest. In all cases, the stocks were higher for the control, in comparison to the native forest, with intermediate levels for all others. (Figure 3). For nitrogen and zinc (Fig.3A and 3F), litter content was significantly higher in T1 in comparison to all other treatments, which were intermediate between T1 and the native forest, with lower stocks. For potassium (Fig. 3B), the control differed only from the native forest, for calcium (Fig. 3C), differences were significant between T1 and T6, and for phosphorus and iron didn't differ between treatments and native forest. For sodium (Fig. 3E), T2 was equal to T2, only; and for manganese and magnesium (Fig. 3D and 3H), T1, T2 and T3 were equal.

Figure 3. Macro and micronutrient stocks in soil accumulated litter of different management treatments and the reference native forest. For treatments description, please refer to Table 1. Means marked with the same letters do not differ at 5% level. Error bar indicates standard error of the mean.





Effect of litter stock over the native vegetation regeneration

Soil litter stocks affected significantly the total absolute dominance (basal area, in m²/ha, relatively to stems base diameter) ($F=10.8553$; $p=0.0003$); stems density ($F=6.7767$; $p=0.106229$); and mean species richness ($F=10.8553$; $p=0.000333$). In all cases, the effect was negative (Figure 4): the more litter accumulated; the less native species regenerating in the forest understory, with lower stem density and basal area. No significant effects were observed for species diversity (Shannon-Wiener index, H' , $F=4.26225$; $p=0.050948$; and Fisher's alpha index, $F=0.362322$; $p=0.553373$).

Figure 4. Effect of soil litter biomass on natural regeneration of native vegetation (trees and saplings with DBH < 5 cm and height ≥ 50 cm) in a Eucalyptus plantation stand (Fig 4A, B and C).

Figure 4A

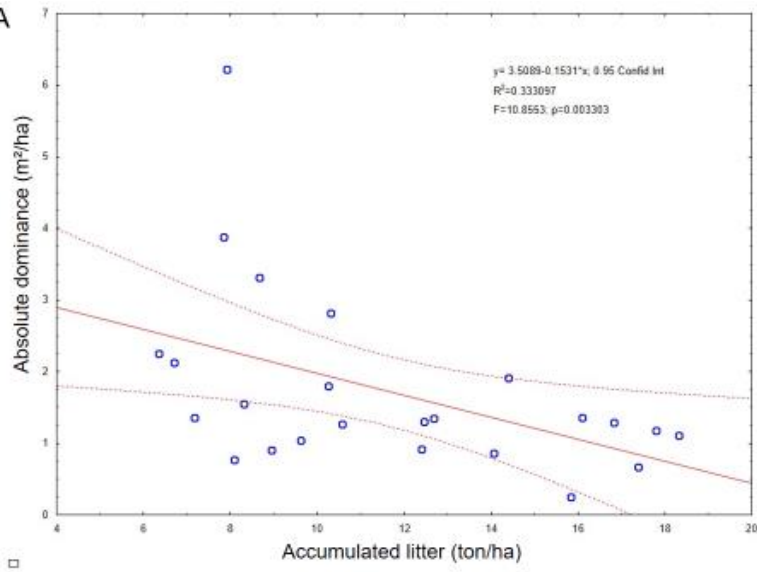


Figure 4B

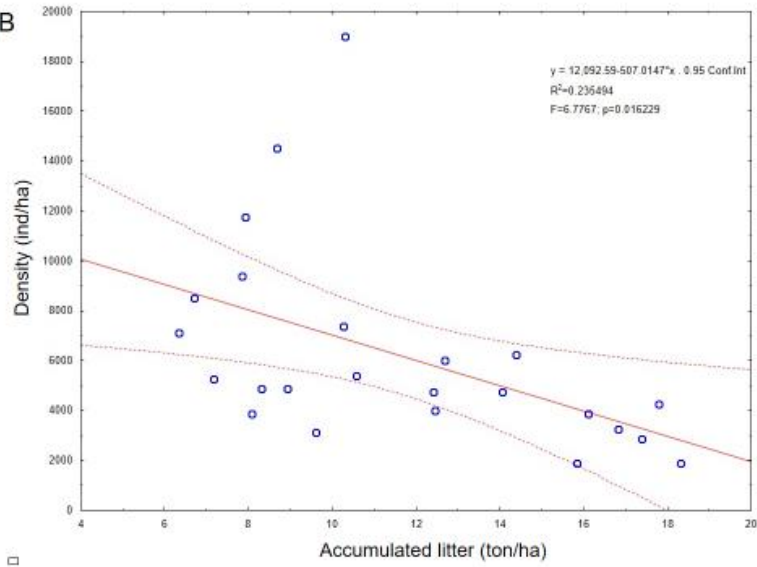
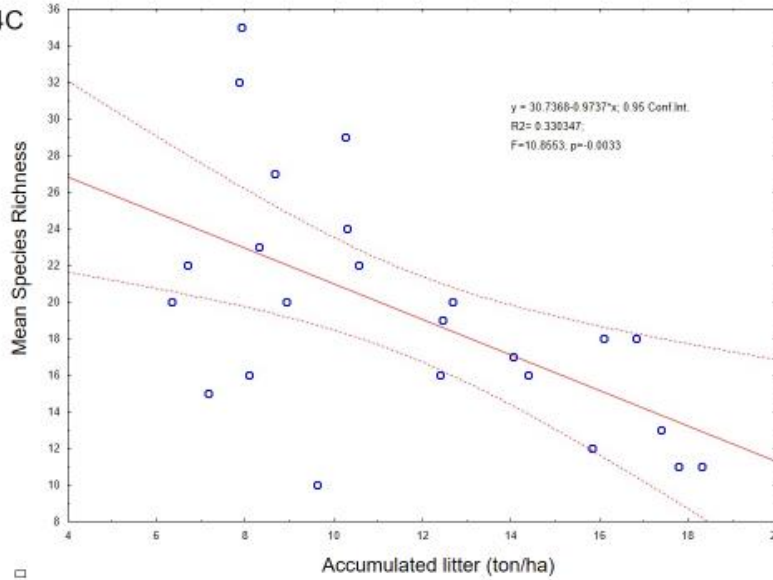


Figure 4C



2.4 DISCUSSION

Litter production and decomposition are fundamental processes in the nutrient cycling of ecosystems, as they represent the main organic matter and nutrient transfer pathways from the vegetation to the soil (Vitousek & Sanford, 1986). This is even more important for tropical forests, where around 70% of soils have low mineral nutrient pools (Sanchez & Logan, 1992). Litter production and accumulation in ecosystems can be considered as a good indicator for ecological studies, including successional patterns (Machado et al, 2015); restored forest development (Rodrigues 2010; Celentano et al. 2011); forest growth and carbon uptake, forest disturbances and interaction with environmental variables (Vasconcelos & Luizão 2004; Zhou et al. 2007).

Litter accumulation in ecosystems depends on the balance between production and decomposition rates. In this study, the litter biomass within the Eucalyptus stand spanned from 8.37 to 16.09 ton/ha, among the thinning levels, while in the native forest the average biomass was only 4.56 ton/ha. These results are compatible with other studies that have been undertaken in Eucalyptus sp plantations with different ages, reflecting its high productivity and low decomposition rates: 11.84 t/ha (7 years, Balieiro et al, 2004); 13.4-18.1 ton/ha (20 years, Kolm & Poggiani, 2003); 11.98 ton/ha (6 years, Barbosa et al, 2017); 13.1 ton/ha (6 years, Barbosa et al, 2017). Eucalyptus plantations can produce as much as 0.3-0.35 ton of litter for each ton of wood (Vital, apud Maeda & Medrado, 2016). By another side, studies made in tropical wet and moist forests, including the Atlantic Forest in Brazil have indicated lower soil litter stocks, between 3.9 to 7.0 ton.ha⁻¹ (Leitão Filho, 1993; Caldeira et al. 2008; Barbosa et al. 2017), attributed to higher decomposition rates.

Not all silvicultural treatments applied to the stand affected soil litter 14 years after the management techniques were applied. Only in T5 and T6 (T5 – 100% thinning by poisoning; T6- 100% thinning by clear-cut) litter stocks were reduced at similar levels of the native forest, while the decrease of 25 up to 75% of stand basal area by poisoning (T4) showed similar results to the control treatment. Other studies have reported similar results. Kolm & Poggiani (1993) reported a decrease from 18.1 to 14.2 ton/ha in soil litter biomass of *E. grandis* stands, after 86% thinning level, due to the lower stand stem densities and increased decomposition rates in this treatment.

Nevertheless, no effect of thinning treatment (25 and 50%) in litter biomass of *Eucalyptus* stands was observed, after 13 months (Silva et al. 2012).

In our study, thinning treatments reduced both stems density and total basal area, as both variables were correlated, but only the density significantly explained the decrease in litter productivity. Although both variables were reduced to zero just, after the treatments, some trees in treatment T5 and T6 were able to resprout and to produce new leaves, with almost no variation in tree individual basal area. By another side, the remaining *Eucalyptus* trees in T2, T3 and T4 were also favored by the decreased competition after thinning, and had an increase in individual basal area, without necessarily increasing their canopy size. These facts may help to explain the lack of correlation between soil litter and basal area, and the strong correlation with stem density.

Litter content of macro and micronutrients in the *Eucalyptus* stand was not affected by the treatments, and all levels were similar between the control, 25, 50, 75 and 100% thinning, and clear-cut. We expected an increase in nutrient concentration with the decrease in stems density, as in Kolm & Poggiani, 2003, due to higher mineralization rates and higher nutrient availability in the soil solution. In our case, the long time passed after the silvicultural treatments (13-14 years) might have buffered this effect, explaining our results.

All nutrient content levels were significantly higher in the native forest, except the litter humidity and C:N relation, both being lower in the latter than in the *Eucalyptus* forests. Nutrient levels found in our study are compatible with other studies that have been made in *Eucalyptus* plantations (Kolm; Poggiani, 2003; Zaia; Gama-Rodrigues, 2004; Carvalho et al. 2017; Vieira et al. 2014), and the higher nutrient content in the reference forest was as expected (Gama-Rodrigues & Barros, 2002; Carvalho et al, 2017). Lower nutrient concentrations in *Eucalyptus* litter are attributed to its high nutrient use efficiency and high capacity of translocating minerals within plant tissues before shedding the leaves (Gama-Rodrigues & Barros, 2002). Nevertheless, the higher litter water content in the *Eucalyptus* forest was the opposite as we expected, once the more closed canopy of the native forest would be supposed to favor lower soil evaporation rates and lower litter desiccation (Machado et al. 2015).

We expected some significant change in C:N among treatments, mainly in T5 e T6, what did not occur, as either C or N concentrations were not affected by thinning levels. Nevertheless, C: N in the native forest was significantly lower (27:1) than in the Eucalyptus forest (40:1), as expected (Gama-Rodrigues & Barros, 2002; Carvalho et al. 2017). High C:N ratios in Eucalyptus forests have been reported elsewhere (Garay et al. 2003; Kolm & Poggiani, 2003; Carvalho et al. 2017). C:N ratio affects the trade-off between organic matter mineralization and immobilization rates, (Stevenson, 1986). Values over 30:1 have been reported to favor net nitrogen immobilization (Bleam, 2017) and this can explain the higher litter accumulation within the Eucalyptus stands (Costa et al. 2005; Parsons & Congdon, 2008; Diniz et al. 2011). Moreover, the higher lignin and polyphenols and low potassium concentration in Eucalyptus leaves are factors that also explain low organic matter decomposition, helping to increase further the C:N ratio (Zaia & Gama-Rodrigues 2004; Costa, et al. 2005; Schumacher et. al. 2013).

Although nutrient contents haven't changed among treatments, nutrient stocks were affected by thinning, due to the differences in litter biomass, and reflecting the same variation patterns. Nevertheless, higher stocks will not mean higher nutrient soil transfer and plant availability, due to the high C:N ratio and low decomposition rates. Indeed, the T 1/2 (half-life, or time necessary to 50% decay of the organic matter) of Eucalyptus plantation litter can be 2-3 times higher than the ones observed in native forests (Carvalho et al. 2017), ranging between 1.2 and 1.5 years for Eucalyptus (Kolm & Poggiani), and 108 to 217 days for native forest at mid and late successional stages (Machado et al. 2015).

Our results suggest a negative effect of litter accumulation over the ground and the recruitment potential the understory native vegetation, similarly to what has been observed in other studies elsewhere (Guerrero & Bustamante, 2007; Ferracin et al. 2013). Approximately 50% (around 135 sp) of the local species pool can colonize the Eucalyptus stands understory in this forest management unit (Onofre, 2009). In this specific stand, the recruitment of trees seems to be limited by the high depth litter layer over the soil, as species richness, plant basal area and density were negatively correlated with litter biomass. This negative effect can be due to the physical barrier that might prevent dispersed seeds to reach the soil substrate, mainly for small-seeded species (Howe & Smallwood, 1982), or impeding photoblastic seeds to be exposed to

the light (Vasquez-Yanes; Orozco-Segovia, 1992), in spite of the canopy gaps created by the thinning treatments. We believe that the deep litter layer in treated plots is counterbalancing the beneficial effect of reduced competition and canopy openings created by the thinning. By another side, the deeper litter layer with higher water content in comparison to the native forest might be beneficial to large-seeded, recalcitrant, late successional tree species (Howe & Smallwood, 1982), what need to be further investigated.

In conclusion, plant communities dominated by Eucalyptus trees had higher litter biomass with lower nutrient content and higher C:N ratio than the native reference forest. The more intensive silvicultural treatments affected litter dynamics and accumulation in the ecosystem, where litter biomass got to be similar to the native reference forest. Litter nutrient pools were higher in the Eucalyptus stands in comparison to the native forest, due to the higher litter biomass, but the higher C: N levels suggest lower mineralization rates.

Our results suggest also that the high litter biomass accumulated over the soil in the Eucalyptus plantation stand is negatively affecting the recruitment of the natural regeneration native tree species, with lower basal area, density and species richness for the understory native species.

The silvicultural management treatments have created positive effects for the structure and dynamics of the native vegetation community, leading to ecosystem processes restoration at mid and long term. Although the litter quality was not affected by the treatments, the higher intensity thinning, and clear-cut treatments were able to decrease litter biomass and nutrient pools at levels similar to the native forest. Depending on the environmental context, erosion risks assessment, and cost-benefit analysis, the most recommended techniques can be tailored to promote faster recovery of the Atlantic Forest, in Eucalyptus spp. plantations.

Acknowledgments

FFO received a PhD Scholarship from CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (CAPES) – Finance Code 001). This research was partially funded and received logistic support from Ecofuturo Institute of Sustainable Development. Our acknowledgements to Paulo Henrique Groke Jr. for all support to

develop this research. The authors express profound appreciation by the valuable field and laboratory assistance given by the Forest Ecology and Restoration Lab students, especially Victoria Nogueira Vilches and Neblinas Park staff.

REFERENCES

APG IV (2016) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181:1-20

Araújo RS, Piña-Rodrigues FCM, Machado MR, Pereira MG, Frazão FJ (2006) Aporte de serapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. *Floresta e Ambiente* 12:16-24

Balieiro FC, Franco AA, Pereira MG, Campello FC, Dias LE, Faria SM (2004) Dinâmica da serapilheira e transferência de nitrogênio ao solo, em plantios de *Pseudosamanea guachapele* e *Eucalyptus grandis*. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 39:597-601

Barbosa V, Barreto-Garcia P, Gama-Rodrigues E, Paula, A (2017) Biomassa, Carbono e Nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativas. *Floresta e Ambiente* 24:1-9

Bernhard-Reversat F, Schwarz D (1997) Change in lignin content during litter decomposition in tropical forest soils (Congo): comparison of exotic plantations and native stands. *Earth e Planetary Sciences* 325:427-432.

Bleam WF (2017) *Soil and Environmental Chemistry, Second Edition*. New York: Academic Press, 586 p

Brockhoff EG, Hervé J, Parrotta JA, Ferraz SFB (2013) Role of Eucalypt and Other Planted Forests in Biodiversity Conservation and the Provision of Biodiversity-Related Ecosystem Services. *Forest Ecology and Management* 301:43–50

Brockhoff EG, Hervé J, Parrotta JA, Quine CP, Sayer J (2008) Plantation Forests and Biodiversity: Oxymoron or Opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17:925–51

Caldeira MVW, Vitorino MD, Schaadt SS, Moraes E, Balbinot R (2008) Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. *Ciências Agrárias* 29:53-68

Celentano D, Zahawi RA, Finegan B, Casanoves F, Ostertag R, Cole RJ, Holl KD (2011) Restauración ecológica de bosques tropicales em Costa Rica: efecto de vários modelos em la producción, acumulación y descomposición de hojarasca. *Revista de Biología Tropical* 59:1323-1336

Carnus JM, Parrotta J, Brockerhoff E, Arbez M, Jactel H, Kremer A, Lamb D, O'Hara K, Bradley W (2006) "Planted Forests and Biodiversity." *Journal of Forestry* 104:65–77

Carvalho D, Pereira, MG, Toledo, L, Simon, C, Rodrigues, J. Fernandes, J, Silva Neto, E (2017) Ciclagem de nutrientes de um plantio de eucalipto em regeneração de espécies nativas no sub-bosque. *Floresta* 47:17-27.

Costa GS, Gama-Rodrigues AC, Cunha GM (2005) Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no Norte Fluminense. *Revista Árvore* 29:563-570

Diniz AR, Pereira MG, Loss A (2011) Aporte de material decíduo e nutrientes para o solo em plantio de eucalipto e floresta secundária. *Pesquisa Florestal Brasileira* 31:19-26

FAO (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020: Key findings*. Rome: FAO. 15 p. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>

FAO (2015) *Global Forest Resources Assessment 2015*. Rome: FAO. 256 p. <http://www.fao.org/3/a-i4808e.pdf>

Ferracin TP, Medri PS, Batista ACR, Mota MC, Bianchini E, Torezan, JMD (2013) Passive Restoration of Atlantic Forest Following *Pinus taeda* harvesting in Southern Brazil. *Restoration Ecology* 21:1-7

Ferreira V; Boyero L; Calco C et al. (2019) A global assessment of the effects of *Eucalyptus* plantations on stream ecosystem functioning. *Ecosystems* 22:629-642

Gama-Rodrigues AC, Barros NF (2002) Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dendê no sudeste da Bahia, Brasil. *Revista Árvore* 26:193-207

Garay I, Kindel A, Carneiro R, Franco AA, Barros E, Abbadie L (2003) Comparação da matéria orgânica e de outros atributos do solo entre plantações de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 27:705-712

Gatti RC, Castaldi S, Lindsell JA, Coomes DA, Marchetti M, Maesano M, Paola AD, Paparella F, Valentini R (2015) The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. *Ecological Restoration* 30:119-132

Gilman LN, Wright SD, Ogden J (2003) Response of forest tree seedlings to simulate litterfall damage. *Plant Ecology* 169:53-60

Guerreiro PC, Bustamante RO (2007) Can native tree species regenerate in *Pinus radiata* plantations in Chile? Evidence from field and laboratory experiments. *Forest Ecology and Management* 253:97-102

Hammer O, Harper DAT, Ryan PD (2018) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis, version 3.19. available: <http://folk.uio.no/ohammer/past>>

He H, Song QM, Wang YF, Yu SX (2014) Phytotoxic effects of volatile organic compounds in soil water taken from a Eucalyptus urophylla plantation. *Plant Soil* 377:203-215

Howe H, Smallwood J (1982) Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228

Kiffer WP, Mendes F, Casotti CG, Costa LC, Moretti MS (2018) Exotic Eucalyptus leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil). *Plos One* 13:1-17

Kolm L, Poggiani F (2003) Ciclagem de nutrientes em povoamentos de Eucalyptus grandis submetidos à prática de desbastes progressivos. *Scientia Forestalis* 63:79-93

Leitão Filho H (Org.) (1993). *Ecologia da mata atlântica em Cubatão*. Campinas: EUEP.

Machado DL, Pereira G, Correia MEF, Diniz AR, Santos LL, Menzes CE (2015) Ciclagem de nutrientes em diferentes estágios sucessionais da mata atlântica na bacia do rio Paraíba do Sul, RJ. *Bioscience Journal* 31:1222-1237

Maeda S, Medrado MJS (2016). Plantações florestais comerciais e o solo. In: Oliveira, Y. M. M.; Oliveira, E. B. (Eds)(2016). *Plantações florestais: geração de benefícios com baixo impacto ambiental*. Colombo: EMBRAPA/CNPQ p.30-36

Magurran AE (2013) *Measuring Biological Diversity*. John Wiley & Sons. Magurran, A.E., McGill, B.J., 2011. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press.

Martinelli LA, Lins SRM, Santos-Silva JC (2017) Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 49:443-451

Moreira JMMAP, Simioni FJ, Oliveira EB (2017). Importância e desempenho das florestas plantadas no contexto do agronegócio brasileiro. *Floresta*, 47:85-94

Murovhi NR, Materechera SA, Mulugueta SD (2012) Seasonal changes in litterfall and its quality from three sub-tropical fruit tree species at Nelspruit, South Africa. *Agroforestry Systems* 86:61-71

Mueller-Dombois D, Ellenberg H. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: Willey, 1974. 547 p.

Oliveira EB, Oliveira YMM, Schaitza E,G (2016) Plantações florestais comerciais e a biodiversidade. In: Oliveira YMM; Oliveira EB (Eds)(2016). *Plantações florestais:*

geração de benefícios com baixo impacto ambiental. Colombo: EMBRAPA/CNPQ p.50-55

Onofre, F.F. Restauração da Mata Atlântica em antigas unidades de produção florestal com *Eucalyptus saligna* Smith. no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. Tese de Mestrado. Piracicaba, SP: Universidade de São Paulo, 2009.

Onofre F, Engel V, Cassola H (2010) Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das. *Scientia Forestalis* 38:39-52

Parsons SA, Congdon RA (2008) Plant litter decomposition and nutrient cycling in north Queensland tropical rainforest communities of differing successional status. *Journal of Tropical Ecology* 24:17-327

Paudel E, Dossa GGO, Xu J, Harrison RD (2015) Litterfall and nutrient return along a disturbance gradient in a tropical montane forest. *Forest Ecology and Management* 353:97-106

Rodrigues RR, Martins SV, Leite HG (2010) Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. *Revista Árvore* 34:65-73

Sanchez PA, Logan TJ (1992) Myths and science about the chemistry and fertility of soils in the tropics. In: Lal R, Sanchez PA (Ed.). *Myths and science of soil of the tropics*. Madison: Soil Science Society of America 29:35-46

Schumacher MV, Corrêa RS, Vieira M, Araújo EF (2013) Produção e decomposição de serapilheira em um povoamento de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus* maidenii. *Revista Cerne* 19:509-508

Silva JV, Nogueira GS, Santana, RC, Leite, HG, Oliveira MLR, Almado RP (2012) Produção e acúmulo de nutrientes em povoamento de eucalipto em consequência da intensidade do desbaste e da fertilização. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 47:1555-1562

Stevenson FJ (1986) *Nitrogen in agricultural soils*. Madison, American Society of Agronomy, 940p

Vasconcelos HL, Luizão FJ (2004) Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. *Ecological Applications* 14:884-892

Vázquez-Yanes C, Orozco-Segovia A (1992) Effect of litter from a tropical rain forest on tree seed germination and establishment under controlled conditions. *Tree Physiology* 11:391-400

Vieira M, Schumacher MV, Araújo EF, Corrêa RS, Caldeira MVW (2014) Deposição de serapilheira e nutrientes em plantio de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus*. *Floresta Ambiente* 21:327-338

Vitousek PM, Standord RL Jr (1986) Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:137-167

Wollum AG, Schubert GH (1975) Effect of thinning on the foliage and forest floor properties of ponderosa pine stands. *Soil Science Society of America Journal* 39:968-972

Zaia FC, Gama-Rodrigues AC (2004) Ciclagem e balanço de nutrientes em povoamentos de eucalipto na região norte fluminense. *Revista Brasileira Ciência Solo* 28:843-852

Zhou G, Guan L, Wei X, Zhang D, Zhang Q, Yan J, Wen D, Liu J, Liu S, Huang Z, Kong G, Mo J, Yu A (2007) Litterfall production along successional and altitudinal gradients of subtropical monsoon evergreen broadleaved forests in Guangdong, China. *Plant Ecology* 188:77-89

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossos resultados mostram que o manejo florestal, visando a restauração da Mata Atlântica em unidades de produção com eucaliptos, deve ser realizado a partir de uma análise conjunta entre a regeneração natural, população de eucaliptos e acúmulo de serapilheira sobre o solo.

O manejo florestal foi efetivo e positivo para a vegetação nativa a médio prazo, onde os tratamentos intermediários apresentaram melhores incrementos em diversidade e riqueza de espécies, e os mais intensivos para a estrutura e diminuição da camada de serapilheira, que poderá favorecer os processos de ciclagem e de regeneração natural a longo prazo. Isto é particularmente importante no contexto da restauração florestal, uma vez que a produção e decomposição da serapilheira são processos fundamentais na ciclagem de nutrientes (VITOUSEK; SANFORD, 1986), principalmente em ecossistemas florestais, e que os objetivos do processo de restauração, não se limita apenas em recuperar o ambiente degradado, mas também garantir que funções e processos ecológicos sejam semelhantes ao ecossistema de referência (SER, 2004).

Uma perspectiva interessante para estes ambientes é a adoção de práticas e métodos de manejo adaptativo com o objetivo de restauração e reabilitação de comunidades nativas, onde para o caso específico de antigos talhões de eucaliptos, visaria corrigir as trajetórias sucessionais e conciliar objetivos conservacionistas e de produção (PILGRIM et al., 2010; MURRAY; MARMOREK, 2003).

No contexto de restauração, o zoneamento dos talhões de eucalipto parece ser o recurso mais adequado, especialmente quando analisamos extensas áreas com plantações florestais, onde muitas vezes ocupam diferentes ambientes na paisagem, principalmente em biomas como a Mata Atlântica, formada por diversos ecossistemas associados e alta heterogeneidade ambiental (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010), com topos de morros e fundos de vale, e assim locais mais claros e abertos e outros, mais sombreados e fechados.

Nossos resultados indicaram que o manejo florestal, com adoção de técnicas de raleamento e desbastes, é uma ferramenta promissora quando o objetivo é a restauração da estrutura e a diversidade da Mata Atlântica à médio e longo prazo.

Enquanto todas as variáveis analisadas praticamente não mudaram ao longo do tempo para o tratamento controle, indicando um estado de estagnação para as duas classes de regeneração natural, nas parcelas onde houve desbaste foram observadas alterações significativas ao longo do tempo, indicando uma possível retomada da trajetória sucessional. Além disso, os desbastes provocaram uma diminuição do acúmulo de serapilheira sobre o solo e mudanças no estoque de macro e micronutrientes deste compartimento, com efeitos positivos na regeneração natural.

Para o manejo e conversão de talhões de eucaliptos em Mata Atlântica, sugerimos a combinação de 3 ou 4 tratamentos na paisagem, levando em consideração que os tratamentos de médias e altas intensidades (T4, T5 e T6) resultam numa melhor estrutura da floresta nativa e para diversidade os tratamentos de médias intensidades (T3 e T4). Também sugerimos que o tratamento corte raso deve ser utilizado apenas para criar clareiras pequenas e médias, de até 800 m², seguindo recomendações científicas para florestas tropicais (DESLOW, 1980, HUBBELL; FOSTER, 1986, JANS et al., 1993), e de acordo com D'Oliveira; Ribas (2011), e aplicar em locais preferencialmente onde a regeneração natural se encontre mais abundante na paisagem, utilizando técnicas de manejo de baixo impacto.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, F.F.M.; CARNEIRO, C.D.R. Origem e Evolução da Serra do Mar. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v.28, p.135-150, 1998.

ASHTON, P.M.S.; GAMAGE, S.; GUNATILLEKE, I.A.U.N.; GUNATILLEKE, C.V.S.; Restoration of a Sri Lankan rainforest: using Caribbean pine *Pinus caribaea* as a nurse for establishing late-successional tree species. **Journal of Applied Ecology** v. 34, p.915-925, 1997.

BALVANERA, P.; PFISTERER, A.B.; BUCHMANN, N.; HE, JING-SHEN; NAKASHIZUKA, T.; RAFFAELLI, D. & SCHMID, B. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecology Letters**, v. 9, p.1146-1156, 2006.

BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; ARAUJO, I.S.; ÁVILA-PIRES, T.C.; BONALDO, A.B.; COSTA, J.E.; ESPOSITO, M.C.; FERREIRA, L.V.; HAWES, J.; HERNANDEZ M.I.M.; HOOOGMOED, M.S.; LEITE, R.N.; LO-MAN-HUNG, N.F.; MALCOLM, J.R.; MARTINS, M.B.; MESTRE, L.A.M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL, W.L.; PARRY, L.; PETERS, S.L.; RIBEIRO-JUNIOR, M.A.; SILVA, M. N.F.; SILVA MOTTA, C.; PERES, C.A. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.104, n.47, p.18555-18560, 2007.

BERRY, N.J.; PHILLIPS, O.L.; ONG, R.C.; HAMER, K.C. Impacts of selective logging on tree diversity across rainforest landscape: The importance of spatial scale. **Landscape ecology**, v.23, p.915-929, 2008.

BLANCO, C.M.R.; MASSAMBANI, O. Processos de intensificação orográfica da precipitação na Serra do Mar em São Paulo, 2000. DOI: 10.13140/RG.2.1.2246.8726

BOURIS, K. Case Studies of Adaptive Management. In: MURRAY, C.L.; MARMOREK, D.R.; KURZ, W.A. 2000. **De-mystifying Adaptive Management**. Training course prepared by ESSA Technologies Ltd., Vancouver, for the BC Forest Service, Victoria, British Columbia, 1998.

BRANCALION, P.H.S; AMAZONAS, N.T; CHAZDON, R,L; MELLIS, J.V; RODRIGUES, R.R; SILVA, C.C; SORRINI, T.B; HOLL, K.D. Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration? **Journal of applied Ecology**, v.57, p.55-66, 2020.

BRASIL. **Código Florestal**. Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965.

BRASIL. **Código Florestal**. Lei nº 7.803 de 18 de julho de 1989.

BRASIL. **Código Florestal**. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012.

BROCKERHOFF, E.G.; ECROYD C.E.; LECKIE A.C.; KIMBERLEY, M.O. Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. **Forest Ecology and Management**, v.185, p. 307–326, 2003.

BROCKEROFF, E.G.; JACTEL, H.; PARROTTA, J.A. Biodiversity and planted forests—oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 925–951, 2008.

BROOKS, T.; BALMFORD, A. Atlantic forest extinctions. **Nature** v. 380, p. 115, 1996.

BUSTAMANTE, J.; KIRGIZBEKOVA, R. **Monitoring of Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil**. Workshop “Bridging the gap between forest information needs and forest inventory capacity”. Pietermaritzburg, South African Republic, 2015.

CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W.B. **Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010. 408 p.

CANNELL, M.G.R. Environmental impacts of forest monocultures: water use, acidification, wildlife conservation, and carbon storage. **New Forests**, v. 17, p. 239–262, 1999.

CARNEIRO, P.H.M. Caracterização florística, estrutura e da dinâmica de regeneração de espécies nativas em um povoamento comercial de *Eucalyptus grandis* em Itatinga, SP. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 131p, 2002.

CARNUS, J.M.; PARROTTA, J.A.; BROCKERHOFF, E.G.; ARBEZ, M.; JACTEL, H.; KREMER, A.; LAMB, D.; O’HARA, K.; WALTERS, B. Planted forests and biodiversity. **Journal of Forestry**, v.104, p.65-77, 2006.

CHU, C.J.; MORTIMER, P.E.; WANG, H.C.; WANG, Y.F.; LIU, X.B.; YU, S.X. Allelopathic effects of Eucalyptus on native and introduced tree species. **Forest Ecology and Management**, v.323, p.79–84, 2014.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M.S.; CHAZDON, R.L.; LINDENMAYER, D.B.; SANSEVERO, J.B.B.; MONTEIRO, L.; IRIBARREM, A.; LATAWIEC, A.E.; STRASSBURG, B.B.N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, 2017.

DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**. v.12, p.47-51, 1980.

D’OLIVEIRA, M.V.N.; RIBAS, L.A. Forest regeneration in artificial gaps twelve years after canopy opening in Acre State Western Amazon. **Forest Ecology and Management**, v.261, p.1722-1731, 2011.

DURIGAN, G.; ABREU, R.C.R. de.; PILON, N.A.L.; IVANAUSKAS, N.M.; VIRILLO, C.B.; PIVELLO, V.R. Invasão por Pinus spp: Ecologia, Prevenção, CONTROLE E RESTAURAÇÃO. São Paulo: Instituto Florestal, 2020. 63p.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seedling for restoration of degraded lands in Central São paulo State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.152, p.169-181, 2001.

ESSA. Environmental and Social Systems Analysts Ltd. **Review and Evaluation of Adaptive Environmental Assessment and Management**. Prepared for Environment Canada, Vancouver, British Columbia, 116 p, 1982.

FERRACIN, T.P.; MEDRI, P.S.; BATISTA, A.C.R.; MOTA, M.C.; BIANCHINI E.; TOREZAN, J.M.D. Passive Restoration of Atlantic Forest Following *Pinus taeda* Harvesting in Southern Brazil. **Restoration Ecology**, v.21, p.1-7, 2013.

FORBES, A.S.; NORTON, D.A.; CARSWELL, F.E. Underplanting degraded exotic *Pinus* with indigenous conifers assists forest restoration. **Ecological Management and Restoration**, v.16, p.41-49, 2015.

GANDOLFI, S. **Uma Teoria sobre o Processo de Restauração Ecológica de Florestas Tropicais e Subtropicais: Proposta e Aplicação**. Tese de Livre Docência, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, SP. 105p., 2017.

GAUI, T.D.; COSTA, F.R.C.; SOUZA, F.C.; AMARAL, M.R.M.; CARVALHO, D.C.; REIS, F.Q.; HIGUCHI, N. Long-term effect of selective logging on floristic composition: A 25year experiment in the Brazilian Amazon, **Forest ecology and managment**, v.440, p.258-266, 2019.

GELDENHUYS, C. J. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.101 – 115. 1997.

GIBSON, L., LEE, T.M., KOH, L.P., BROOK, B.W., GARDNER, T.A., BARLOW, J., ... & SODHI, N.S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, p. 378-381. 2011.

GOURLET-FLEURY, S.; FRAVRICHON, V.; SCHMITT, L.; PETRONELLI, P. Consequences of silvicultural treatments on stands at Paracou. In: Gourlet-Fleury, S.; GUEHL, J.M.; LAROUSSINIE, O. (Eds.), *Ecology and Management of a Rainforest. Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana*. **Elsevier, Paris**, p.254-280, 2004.

HE, H.; SONG, Q.M.; WANG, Y.F.; YU, S.X. Phytotoxic effects of volatile organic compounds in soil water taken from a *Eucalyptus urophylla* plantation. **Plant Soil**, v. 377, p.203–215, 2014.

HOOPER, D.U.; ADAIR, E.C.; CARDINALE, B.J.; BYRNES, J.E.K.; HUNGATE, B.A.; MATULICH, K.L.; GONZALEZ, A.; DUFFY, J.E.; GAMFELDT, L.; O'CONNOR, M.I. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. **Nature**, v. 486, p. 105-108, 2012.

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In *Plant Ecology* (M.J. Crawley, ed.). **Blackwell Scientific**, Oxford, v. 53, p.77-96, 1986.

IBGE/MMA. **Mapa de biomas do Brasil** (Primeira aproximação). Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/ Ministério do Meio Ambiente, 2004.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Série Manuais Técnicos em Geociências 1, 2ª edição revista e ampliada. IBGE, Rio de Janeiro, 2012.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Agropecuária, Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura (PESV), 2019.

JACTEL, H.; BROCKERHOFF, E.G. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. **Ecology letters**, v.10, p. 835-848, 2007.

JANS, L.; POORTER, L.; VAN ROMPAEY, R.S.A.R.; BONGERS, F. Gaps and forest zones in tropical moist forest in Ivory Coast. **Biotropica**, v.25, p.258-269, 1993.

JONSELL, M.; WESLIEN, J.; EHNSTROM, B. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. **Biodiversity Conservation**, v.7, p.749-764, 1998.

KÖEPPEN, W. Climatologia. México: **Fondo de Cultura Económica**, 1948, 317p.

KRURYS, N.; FRIES, C.; JONSSON, B.G.; LAMAS, T.; STAL, G. Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. **Canadian Journal Forest Research**, v.29, p.178-186, 1999.

KUCBEL, S.; JALOVJAR, P.; SANIGA, M.; VENCURIK, J.; KLIMAS, V. Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathian. **Europe Journal Forest Research**, v.129, p.249–259, 2010.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v.310, p.1628-1632, 2005.

LATAWIEC, A. E.; CROUZEILLES, R.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; SANSEVERO, J. B.; SANTOS, J. S. dos; MILLS, M.; NAVE, A. G.; STRASSBURG, B. B. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. **Biotropica**, v.48, n.6, 2016.

LINDH, B.C.; MUIR, P.S. Understory vegetation in young douglas-fir forests: does thinning help restore old-growth composition? **Forest Ecology and Management**, v.192, p.285-296, 2004.

LUGO, A.E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.9-19, 1997.

MACDONALD, G.B.; ARNUP, R.; JONES, R.K. Adaptive Forest Management in Ontario: A Literature Review and Strategic Analysis. Ontario Ministry of Natural Resources, **Forest Research Information Paper**, v.139, 1997.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R. Time-lag in the responses to landscape changes in highly dynamic Atlantic forest region (SE Brazil). **Biological Conservation**. v. 142, p. 1166– 1177, 2009.

MORAES, R.M.; DELITTI, W.B.C.; RINALDI, M.C.S.; REBELO, C.F.; Ciclagem mineral em Mata Atlântica de encosta e mata sobre restinga, Ilha do Cardoso, SP: nutrientes na serapilheira acumulada. In Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, 1998. Águas de Lindóia. São Paulo: **Academia de Ciências do Estado de São Paulo**. v.2. p. 71-77, 1998.

MURRAY, C.; MARMOREK, D. Adaptive Management and Ecological Restoration. Chapter 24, In: Freiderici, P. (Orgs.). Ecological Restoration of Southwestern Ponderosa Pine Forests. Washington: **Island Press**, p. 417-428, 2003.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853-858, 2000.

NAEEM, S. Power behind Nature's throne. **Nature**, v.401, p.653-654, 1999.

NILSSON, S.G.; NIKLASSON, M.; HEDIN, J.; ARONSSON, G.; GUTOWSKI, J.M.; LINDER, P.; LJUNGBERG, H.; MIKUSINSKI, G.; RANIUS, T. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. **Forest Ecology and Management** (In press), 2001.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v.32, p.793-810, 2000.

ONOFRE, F.F. **Restauração da Mata Atlântica em antigas unidades de produção florestal com *Eucalyptus saligna* Smith. no Parque das Neblinas, Bertioga, SP.** Tese de Mestrado. Piracicaba, SP: Universidade de São Paulo, 2009.

ONOFRE, F.; ENGEL, V.; CASSOLA, H. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das. **Scientia Forestalis**, v.38, p.39-52, 2010.

PARKER, W.C.; ELLIOT, K.A.; BOYSEN, D.C.E.; NEWMMASTER, S.G. Managing succession in conifer plantations: converting young red pine (*Pinus resinosa* Ait.) plantations to native forest types by thinning and underplanting. **Forestry Chronicle**, v.77, p.721-734, 2001.

PARROTTA, J.A.; TURNBULL, J.T.; JONES, N. (Eds.). Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management** (Special Issue), v. 99, p 1-8, 1997.

PARROTTA, J.A.; Restoration and management of degraded tropical forest landscapes. In: AMBOSHT, R.S AMBASHT, N.K (Ed.). **Modern trends in applied terrestrial Ecology**, New York, v. 9, p.135-148, 2002.

PEÑA-CLAROS, M.; PETERS, E.M.; JUSTINIANO, M.J.; BONGERS, F.; BLATE, G.M.; FREDERICKSEN, T.S.; PUTZ, F.E. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v.255, p.1283-1293, 2008.

PILGRIM, E.S.; MACLEOD, C.J.A.; BLACKWELL, M.S.A. Interactions Among Agricultural Production and Other Ecosystem Services Delivered from European **Temperate Grassland Systems**. [s.l.] Elsevier Ltd, v.109, 2010.

PODADERA, D.S.; ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A.; MACHADO, D.L. ; SATO, L.M.; DURIGAN, G. Influence of Removal of a Non-native Tree Species *Mimosa caesalpinifolia* Benth. on the Regenerating Plant Communities in a Tropical Semideciduous Forest Under Restoration in Brazil. **Environmental Management**, v.56, p.1148-1158, 2015.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S. & BATAGLIA, O.C. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas, Fundação Cargill, 170p., 1987.

REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSAD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: **An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

ROSSI, M.; QUEIROZ NETO, J.P. Relações solo/paisagem em regiões tropicais úmidas: o exemplo da Serra do Mar em São Paulo, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v.14, p.11-23, 2001.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v.142, p.1242-1251, 2009.

ROUVINEN, S.; KOUKI, J. Tree regeneration in artificial canopy gaps established for restoring natural structural variability in a Scots pine stand. **Silva Fennica**, v. 45, p.1079–1091, 2011.

SÃO PAULO. **Secretaria do Meio Ambiente**. Resolução SMA - IBAMA/ SP 01/94 de 31 de janeiro de 1994. Orienta procedimentos de caracterização de vegetação nativa no Estado de São Paulo, em seu artigo 2º, parágrafo 4º.

SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. The SER primer in ecological restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson, v.2, p.1-15, 2004.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Florestas do Brasil em Resumo: 2013: dados de 2007-2012. 1a. ed. Brasília: **Ministério do Meio Ambiente/SFB**, 2013.

SILVA, J.M.C.; CASTELETTI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In Galindo-Leal, C. & I. G. Câmara (eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. **Center for Applied Biodiversity Science and Island Press**, Washington, D.C. p.43-59, 2003.

SIST, P.; NGUYEN-THÉ, N. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan. **Forest Ecology and Management**, v.205, p.85-103, 2005.

SLIK, J.W.F.; VERBURG, R.W.; KEBLER, P.J.A. Effects off fire and selective logging on the tree species composition on lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. **Biodiversity conservation**, v.11, p.85-98, 2002.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE 2014. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2012-2013**. Relatório Técnico, São Paulo.
https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2014/05/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_20141.pdf (acesso 10/01/19).

SWAINE, M.D.; AGYEMAN, V.K. Enhanced tree recruitment following logging in two forest reserves in Ghana, **Biotropica**, v.40, p.370-373, 2008.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v.1, p.132-138, 2005.

VITOUSEK, P.M.; SANFORD, R.L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.17, p137-167, 1986.

WALTERS, C. **Adaptive Management of Renewable Resources**. MacMillan Publishing Company, New York, 1986.

WOODALL, C.; OSWALT, C.M.; WESTFALL, J.A.; PERRY, C.H.; NELSON, M.D.; FINLEY, A.O. An indicator of tree migration in forests of the eastern United States. **Forest Ecology and Management**, v.257, p.1434-1444, 2009.

ZHU, J.; MATSUZAKI, T.; LEE, F.; GONDA, Y. Effect of gap size created by thinning on seedling emergency, survival and establishment in a coastal pine forest. **Forest Ecology and Management**, v.182, p.339-354, 2003.

APÊNDICE A - Parâmetros estruturais gerais da vegetação nativa do sub-bosque do eucalipto com DAP \geq 5 cm: 2005 e após 140 meses as intervenções, onde: DA= Densidade, H' = Diversidade de Shannon-Winner, D= Diversidade de Simpson; R= Riqueza de espécies, J= Equidade, α = Índice de diversidade log-normal de Fisher e AB= área basal total ou dominância absoluta, considerando-se todas as parcelas (Geral)

Variável	T1 - controle			T2 - redução de 25% área basal eucalipto		
	2005	2008	2017	2005	2008	2017
Densidade	893(\pm 89,9)	744(\pm 73,3)	966(\pm 114,4)	1281(\pm 192)	1103(\pm 181,3)	1234(\pm 128,2)
Área basal	6,37(\pm 0,73)	5,896(\pm 0,88)	10,31(\pm 0,40)	7,453(\pm 0,22)	6,836(\pm 1,35)	10,92(\pm 1,20)
Shannon-Winner	2,664(+0,13;-0,28)	3,285(+0,07;-0,24)	3,649(+0,04;-0,19)	2,125(+0,14;-0,22)	3,084(+0,08;-0,17)	3,467(+0,04;-0,18)
Alfa de Fisher	18,06(-0,52;-4,95)	20,53(0;-5,2)	27,58(+1,25;-6,5)	11,72(0;-2,214)	15,9(0;-3,06)	22,14(-1;-5,67)
Riqueza	51(-1;-10)	52(0;-9)	69(-2;-9)	42(0;-6)	50(0;-7)	65(-2;-8)
Simpson	0,796(+0,04;-0,05)	0,932(+0,01;-0,02)	0,961(0;-0,009)	0,682(+0,04;-0,05)	0,923(+0,01;-0,02)	0,95(0;-0,01)
Equidade	0,677(+0,05;-0,05)	0,831(+0,03;-0,036)	0,862(+0,02;-0,02)	0,5685(+0,04;-0,04)	0,788(+0,03;-0,03)	0,830(+0,03;-0,02)
Variável	T3 - redução de 50% área basal eucalipto			T4 - redução de 75% área basal eucalipto		
	2005	2008	2017	2005	2008	2017
Densidade	1094(\pm 193,8)	1053(\pm 153,3)	1162(\pm 254,1)	825(\pm 98,4)	1006(\pm 120,1)	1235(\pm 61,9)
Área basal	6,417(\pm 1,31)	6,969(\pm 0,75)	11,89(\pm 2,27)	5,367(\pm 1,19)	7,473(\pm 1,50)	13,32(\pm 1,11)
Shannon-Winner	2,382(+0,13;-0,22)	3,043(+0,08;-0,20)	3,626(+0,04;-0,20)	3,244(+0,06;-0,17)	3,374(+0,07;-0,15)	3,55(+0,1;-0,14)
Alfa de Fisher	13,3(-0,4;-3,62)	16,23(0;-4)	28,31(-1,71;-7,57)	15,59(0;-2,95)	19,59(0;-3,5)	28,55(0;-3,83)
Riqueza	44(-1;-9)	50(0;-9)	75(-3;-14)	45(0;-9)	56(0;-7)	77(0;-7)
Simpson	0,780(+0,04;-0,04)	0,911(+0,01;-0,02)	0,955(0;-0,01)	0,944(0;-0,01)	0,95(+0,04;-0,01)	0,948(0;-0,01)
Equidade	0,629(+0,05;-0,03)	0,777(+0,03;-0,03)	0,839(+0,02;-0,02)	0,852(+0,02;-0,02)	0,8381(+0,02;-0,02)	0,817(+0,02;-0,02)

Variável	T5 - redução de 100% área basal eucalipto			T6 - corte raso		
	2005	2008	2017	2005	2008	2017
Densidade	1084(±197,1)	1084(±291,7)	1231(±260,9)	1081(±255,1)	1163(±99,6)	1422(±203,7)
Área basal	5,856(±0,52)	8,06(±2,30)	14,309(±3,16)	6,459(±1,52)	9,026(±0,86)	16,69(±0,94)
Shannon-Winner	2,66(+0,12;-0,2)	3,144(+0,09;-0,18)	3,315(+0,07;-0,2)	2,362(+0,13;-0,22)	2,921(+0,11;-0,16)	3,418(+0,06;-0,17)
Alfa de Fisher	15,11(0;-3,43)	17,92(0;-2,81)	21,17(0;-4,68)	12,1(-,41;-3,86)	15,55(0;-2,57)	24,07(-0,48;-5,56)
Riqueza	48(0;-8)	54(0;-6)	63(0;-8)	41(-1;-10)	50(0;-6)	72(-1;-8)
Simpson	0,843(+0,03;-0,03)	0,918(+0,01;-0,02)	0,927(+0,01;-0,02)	0,775(+0,04;-0,05)	0,899(+0,01;-0,02)	0,940(0;-0,01)
Equidade	0,687(+0,04;-0,03)	0,788(+0,03;-0,03)	0,800(+0,03;-0,03)	0,636(+0,05;-0,03)	0,747(+0,03;-0,03)	0,799(+0,03;-0,02)

APÊNDICE B - Parâmetros estruturais gerais da vegetação nativa do sub-bosque do eucalipto com DAP < 5 cm: 2005, após 40 meses (2008) e após 173 meses as intervenções (2019), onde: DA= Densidade, H' = Diversidade de Shannon-Wiener, D= Diversidade de Simpson; R= Riqueza de espécies, J= Equidade, α = Índice de diversidade log-normal de Fisher e AB= área basal total ou dominância absoluta, considerando-se todas as parcelas (Geral)

Variável	T1 - controle			T2 - redução de 25% área basal eucalipto		
	2005	2008	2019	2005	2008	2019
Densidade	2750 (±413)	3719 (±698,7)	3187(±764,6)	4531(±978,1)	3750(±512,8)	5031(±634,04)
Área basal	1,52(±0,373)	2,01(±0,292)	0,86(±0,211)	3,12(±0,519)	2,83(±0,452)	1,48(±0,144)
Shannon - Winner	3,153(+0,08;-0,37)	3,303(+0,05;-0,33)	3,104(+0,15;-0,16)	3,363(+0,03;-0,22)	3,178(+0,05;-0,23)	3,176(+0,19;-0,14)
Alfa de Fisher	22,74(-1,24;-8,56)	24,17(-1,04;-9,05)	18,83(0;-3,67)	19,04(0;-4,38)	15,81(0;-3,66)	21,51(0;-1,55)
Riqueza	36(+0;-8)	43(-1;-10)	35(0;-4)	41(0;-6)	34(0;-5)	46(0;-2)
Simpson	0,931(+0,01;-0,04)	0,941(+0,01;-0,03)	0,931(+0,02;-0,02)	0,955(0;-0,02)	0,946(0;-0,02)	0,920(+0,02;-0,02)
Equidade	0,880(+0,04;-0,06)	0,878(+0,03;-0,04)	0,873(+0,05;-0,03)	0,905(+0,02;-0,03)	0,901(+0,02;-0,04)	0,829(+0,05;-0,03)

Variável	T3 - redução de 50% área basal eucalipto			T4 - redução de 75% área basal eucalipto		
	2005	2008	2019	2005	2008	2019
Densidade	3562(±1067,4)	3125(±1039,6)	5031(±1506,3)	3844(±966)	2656(±493,1)	4844(±907,7)
Área basal	1,87(±0,277)	1,27(±0,204)	1,61(±0,759)	3,55(±0,964)	2,99(±1,102)	1,19(±0,23)
Shannon - Winner	3,243(+0,07;-0,21)	3,008(+0,11;-0,31)	3,417(+0,09;-0,12)	2,854(+0,13;-0,36)	3,091(+0,05;-0,38)	3,627(+0,06;-0,16)
Alfa de Fisher	19,03(0;-4,25)	18,15(0;-6)	20,73(0;-1,52)	17,96(-0,83;-6,64)	19,81(-1,15;-8,68)	26,51(0;-2,71)
Riqueza	37(0;-5)	34(0;-7)	45(0;-2)	37(0;-9)	33(-1;-9)	51(0;-3)
Simpson	0,9469(0;-0,02)	0,919(+0,02;-0,04)	0,954(0;-0,01)	0,8872(+0,03;-0,05)	0,931(+0,01;-0,04)	0,964(0;-0,01)
Equidade	0,898(+0,03;-0,04)	0,853(+0,04;-0,05)	0,897(+0,03;-0,03)	0,790(+0,05;-0,05)	0,884(+0,03;-0,05)	0,922(+0,02;-0,03)
Variável	T5 - redução de 100% área basal eucalipto			T6 - corte raso		
	2005	2008	2019	2005	2008	2019
Densidade	4500(±1271,6)	3594(±1021)	9406(±3299)	4250(±919,9)	3000(±667,3)	9688(±2093,2)
Área basal	3,36(±0,539)	1,89(±0,581)	1,96(±0,327)	2,82(±0,545)	1,67(±0,505)	3,26(±10,70)
Shannon - Winner	3,107(+0,07;-0,20)	3,097(+0,04;-0,26)	2,885(+0,21;-0,10)	3,322(+0,04;-0,22)	3,23(+0,03;-0,295)	3,369(+0,14;-0,09)
Alfa de Fisher	14,05(0;-1,92)	13,93(0;-4,09)	18,65(0;-1,03)	19,1(0;-4,55)	18,78(0;-6,29)	22,73(0;-1,68)
Riqueza	34(0;-3)	31(0;-6)	53(0;-2)	40(0;-7)	34(0;-7)	61(0;-3)
Simpson	0,9373(+0,01;-0,02)	0,942(0;-0,02)	0,862(+0,04;-0,02)	0,953(0;-0,02)	0,950(0;-0,02)	0,9429(+0,01;-0,01)
Equidade	0,881(+0,03;-0,04)	0,902(+0,02;-0,04)	0,726(+0,05;-0,02)	0,900(+0,02;-0,03)	0,916(+0,02;-0,04)	0,8194(+0,03;-0,01)