

**Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)**

**Centro de Ciências Agrárias (CCA)**

**Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente**

**CRESCIMENTO DE SEIS ESPÉCIES MADEIREIRAS NATIVAS DA MATA  
ATLÂNTICA SOB DIFERENTES INTENSIDADES DE LUZ**

**André Junqueira Barros**

**Araras**

**2019**

**Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)**

**Centro de Ciências Agrárias (CCA)**

**Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente**

**CRESCIMENTO DE SEIS ESPÉCIES MADEIREIRAS NATIVAS DA MATA  
ATLÂNTICA SOB DIFERENTES INTENSIDADES DE LUZ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agricultura e Ambiente da Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, como requisito para obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente.

**Aluno:** André Junqueira Barros

**Orientador:** Ricardo Augusto Gorne Viani

**Co-orientadora:** Priscilla de Paula Loiola

**Araras**

**2019**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências Agrárias  
Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente

---

**Folha de Aprovação**

---

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato André Junqueira Barros, realizada em 12/07/2019:

---

Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani  
UFSCar

---

Profa. Dra. Renata Evangelista de Oliveira  
UFSCar

---

Prof. Dr. Pedro Henrique Santin Brancalion  
USP

Barros, André

CRESCIMENTO DE SEIS ESPÉCIES MADEIREIRAS NATIVAS DA  
MATA ATLÂNTICA SOB DIFERENTES INTENSIDADES DE LUZ / André  
Barros. -- 2019.  
99 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus  
Araras, Araras

Orientador: Ricardo Augusto Gorne Viani

Banca examinadora: Ricardo Augusto Gorne Viani, Renata Evangelista de  
Oliveira, Pedro Henrique Santin Brancalion  
Bibliografia

1. Silvicultura de espécies nativas. 2. Restauração florestal. I. Orientador.  
II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Maria Helena Sachi do Amaral – CRB/8 7083

## **SUMÁRIO**

<b>Introdução geral .....</b>	<b>1</b>
Demanda por restauração florestal .....	1
Desafios à restauração em larga escala .....	2
Produção madeireira em áreas de restauração florestal .....	4
Silvicultura de espécies nativas no Brasil .....	5
Manejo da luz em plantios de restauração florestal .....	7
Desbaste químico de indivíduos arbóreos .....	9
Dossel florestal .....	10
Objetivos e perguntas .....	12
<b>Referências bibliográficas .....</b>	<b>14</b>
<b>CAPÍTULO 1. Resposta de seis espécies madeireiras nativas da Mata Atlântica ao desbaste de espécies recobridoras dominantes do dossel .....</b>	<b>24</b>
Resumo .....	25
Introdução .....	26
Material e métodos.....	28
Resultados .....	35
Discussão .....	41
Conclusões .....	49
Referências bibliográficas .....	51
Anexos .....	57
<b>CAPÍTULO 2. Desbaste químico e uso de <i>clip fisheye</i> para criação e avaliação da intensidade de luz no sub-bosque de um plantio de restauração florestal.</b>	
<b>.....</b>	<b>62</b>
Resumo .....	63
Introdução .....	64
Objetivos e perguntas .....	66

Material e métodos .....	67
Resultados .....	74
Discussão .....	77
Conclusões .....	81
Referências bibliográficas .....	82
Anexos .....	86
<b>Considerações finais .....</b>	<b>87</b>

“A vida é dura, mas a vida é boa”

Zideina Bandeira Luna de Barros

## **Agradecimentos**

Diversas pessoas foram responsáveis pelo meu sucesso em concluir o mestrado. Agradeço primeiramente ao meu orientador, Ricardo Viani, e a minha coorientadora, Priscilla Loiolla, pela confiança, paciência e disponibilidade. Também agradeço aos professores Ricardo Rodrigues e Pedro Brancalion pela ajuda na fase inicial do projeto, assim como aos proprietários da Faz. Sto. Antônio, que permitiram que eu desenvolvesse meu trabalho na propriedade, me apoiando com material e mão de obra para a realização dos tratamentos. Um agradecimento especial ao gerente da fazenda, Sr. Udson, sempre disponível para ajudar com as demandas de campo.

Obrigado a todos os membros da banca de qualificação: Renata, Renato e Valéria, pelas correções e comentários, e de defesa: Ricardo, Renata, Pedro, Valéria e Edson, por aceitarem compor a banca. Agradeço a todos os integrantes do GESF (Grupo de Estudos em Silvicultura e Florestas) que me auxiliaram na coleta de dados, aos colegas e professores da pós-graduação, e a todas as pessoas que contribuíram direta ou indiretamente para a execução desse trabalho. Gratidão aos amigos Ana, Elielton, Jean, Thais e Priscilla, por todo o carinho e apoio ao longo dessa trajetória, sem vocês teria sido muito mais difícil. Um agradecimento especial aos amigos da República MST, pelo acolhimento e momentos de descontração.

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

O período como mestrando foi, sem dúvida, uma experiência muito importante do ponto de vista acadêmico e científico, porém, igualmente enriquecedor foi conhecer e me aproximar de pessoas que admiro e se tornaram especiais para mim. Por fim,



agradeço de coração a meus pais, Carla e Fabio, e a minhas irmãs, Victoria e Joanna, pelo amor incondicional e apoio em todos os momentos.

## Resumo

O histórico de degradação gerou milhões de hectares que demandam restauração florestal por proprietários rurais, na Mata Atlântica e em outras regiões tropicais do mundo. No entanto, o alto custo dos projetos inibe a restauração florestal em larga escala e uma forma de superar essa barreira é desenvolver modelos de restauração que preveem produção madeireira. Este trabalho tem como objetivo avaliar o desenvolvimento de seis espécies nativas da Mata Atlântica com potencial madeireiro (*Anadenanthera colubrina*, *Balfourodendron riedelianum*, *Cordia trichotoma*, *Astronium graveolens*, *Cariniana legalis* e *Parapiptadenia rigida*) plantadas no sub-bosque de uma área de restauração florestal de cinco anos, em Araras-SP, sob diferentes intensidades de luz. Esperávamos que o aumento na disponibilidade de luz levasse ao maior crescimento das espécies madeireiras. Os tratamentos consistiram no desbaste químico (morte em pé) de 0, 30, 60 e 100% da área basal das árvores de recobrimento. Foram coletados, em 20 parcelas de 600m<sup>2</sup> cada, dados de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) e abertura de dossel para validar a técnica do desbaste químico e relacioná-los entre si e com atributos silviculturais (altura, diâmetro e qualidade do fuste) dos indivíduos sob diferentes intensidades de luz. Foram amostradas a altura, o diâmetro ao nível do solo e a qualidade do fuste de 1.000 indivíduos antes e um ano após os tratamentos, para analisar crescimento em ambiente sombreado e taxa de crescimento relativo após os desbastes, além da infestação de gramíneas invasoras e espécies ruderais, em função de diferentes níveis de luz. O desbaste químico criou tratamentos de luz, e os métodos de amostragem de abertura de dossel e RFA apresentaram correlação positiva. O crescimento das espécies avaliadas foi lento em ambiente sombreado, com destaque positivo para *C. legalis* e negativo para *B. riedelianum*. Os níveis de desbaste afetaram o crescimento relativo em diâmetro das espécies e, individualmente, *C. legalis* e *C. tricochoma* apresentaram diferenças para taxa de crescimento relativo em altura e diâmetro, e *B. riedelianum* para diâmetro, em função dos níveis de desbaste e RFA. Conclui-se que o desbaste proporciona maior entrada de luz no sub-bosque e que isto pode favorecer o crescimento de algumas espécies, sem influenciar outras. Portanto, a decisão sobre práticas para aumentar níveis de luz no sub-bosque de plantios de restauração florestal é dependente da espécie.

**Palavras-chave** - Restauração florestal, silvicultura, desbaste químico, madeira.

## Summary

The history of degradation has generated millions of hectares that demand forest restoration by landowners in the Atlantic Rain Forest and other tropical regions of the world. However, the high cost of the projects inhibits large-scale forest restoration and one way to overcome this barrier is the develop of restoration models that foresee timber production. The objective of this work was to evaluate the development of six native species of the Atlantic Rain Forest that have potential to produce timber (*Anadenanthera colubrina*, *Balfourodendron riedelianum*, *Cordia trichotoma*, *Astronium graveolens*, *Cariniana legalis* e *Parapiptadenia rigida*), planted in a forest restoration area of five years, in Araras-SP, under different intensities of light. We expected that the increase in light availability would lead to higher growth of timber species. The treatments consisted of chemical thinning (standing death) of 0, 30, 60 and 100% of the basal area of the covering trees. In 20 plots of 600 m<sup>2</sup> each, photosynthetically active radiation (PAR) and canopy opening were used to validate the chemical thinning technique and to relate them to each other and with silvicultural attributes (height, diameter and stem quality) of individuals under different intensities of light. The height, diameter at the soil level and stem quality of 1.000 individuals were sampled before and one year after treatments, to analyze growth in a shaded environment and relative growth rate after thinning, and the infestation of invasive grasses and ruderal species under different levels of light. The chemical thinning created light treatments, and the canopy opening, and PAR sampling methods showed a positive correlation. The growth of the evaluated species was slow in a shaded environment, with a positive result for *C. legalis* and negative for *B. riedelianum*. The levels of thinning affected the relative growth in trunk diameter of the species and, individually, *C. legalis* and *C. tricochoma* presented differences for relative growth rate in height and diameter, and *B. riedelianum* for diameter, due to the levels of thinning and PAR. The thinning provides greater light input in the understory and this may favor the growth of some species, without influencing others. Therefore, the decision to use practices to increase light levels in the understory of forest restoration plantations is species dependent.

**Keywords** - Forest restoration, forestry, chemical thinning, timber.

## **1. Introdução Geral**

### **Demanda por restauração florestal**

Ao longo das últimas décadas, a proteção do ambiente e o uso sustentável dos recursos naturais se tornaram questões-chave para a humanidade, tornando a restauração ecológica um tema frequente na agenda política global (CHAZDON, 2017). O Desafio de Bonn, que prevê a restauração de 350 milhões de hectares de áreas degradadas até 2030, é um exemplo desse comprometimento ambiental (IUCN, 2015). Apesar disso, as florestas continuam sendo desmatadas em um ritmo alarmante. Entre 2010 e 2015, foram perdidos 3,3 milhões de hectares de florestas por ano no mundo (FAO, 2016).

Diversos países tropicais possuem demandas de restauração florestal em função da perda de áreas naturais (BRADSHAW, GIAM & SODHI, 2010). Em alguns países do sudeste asiático, o ritmo de destruição de florestas tropicais é intenso (WILCOVE et al., 2013; ABOOD et al., 2015), assim como em algumas nações africanas (OLANG & KUNDU, 2011; MAYAUX et al., 2013). No Brasil, a degradação ambiental afetou intensamente a Mata Atlântica, da qual restam apenas 12,4% dos 150 milhões de ha da sua cobertura original (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2017). A exploração predatória dos seus recursos madeireiros e a abertura de áreas para atividades agropecuárias tiveram como consequência a drástica redução da cobertura florestal (DEAN, 1996).

A Floresta Estacional Semidecidual foi uma das fitofisionomias mais impactadas da Mata Atlântica, uma vez que ocorre em locais de solo fértil e topografia favorável para a agricultura (RODRIGUES, MONTEIRO & CULLEN JUNIOR, 2010). Este histórico de degradação gerou milhões de hectares que

necessitam ser restaurados (RIBEIRO et al., 2011), boa parte deles localizados em áreas com alta declividade e baixa aptidão agrícola (VIDAL et al., 2014). De forma geral, devido aos impactos antrópicos, o bioma se tornou um arquipélago de fragmentos florestais cercados por culturas agrícolas (JOLY, METZGER & TABARELLI, 2014), com 80% de sua área remanescente pulverizada em fragmentos com menos de 50 ha (RIBEIRO et al., 2009).

Dos 19 milhões de hectares de déficit de áreas de preservação que o Brasil possui, entre Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente, 6,8 milhões correspondem a áreas de Mata Atlântica (GUIDOTTI et al., 2017). A área anteriormente ocupada por esta floresta foi a principal fonte de produtos agrícolas do país, e atualmente abriga grandes polos industriais, silviculturais e agrícolas, além de grandes aglomerados urbanos (PINTO et al., 2009; COLOMBO & JOLY, 2010). Nesse contexto, a restauração florestal é um instrumento para resgatar parte da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos perdidos com a degradação de ecossistemas florestais (CHAZDON, 2008).

### **Desafios à restauração em larga escala**

Existem diversos desafios para viabilizar a restauração florestal em larga escala. A ciência da restauração tem abordado vários pontos importantes com o objetivo de desenvolver métodos eficientes para restaurar ecossistemas degradados. Trata-se de um desafio, uma vez que existem inúmeras particularidades regionais, tanto ecológicas como sociais, que influenciam o sucesso de projetos de restauração florestal (ARONSON, MILTON & BLIGNAUT, 2007; RODRIGUES et al., 2011). Desde questões técnicas, como o

método escolhido e as espécies utilizadas, até questões sociais, que envolvem a participação de comunidades e proprietários de terra, são importantes para que a restauração seja bem-sucedida. Porém, a geração de renda em áreas de restauração florestal é um dos maiores desafios para fomentar a recuperação de extensas áreas degradadas ao redor do mundo, já que tais iniciativas possuem alto custo e não fornecem benefícios financeiros diretos à curto prazo ao proprietário rural (LAMB, ERSKINE & PARROTA, 2005; GROOT et al., 2013).

Na Mata Atlântica, estima-se que o custo da restauração florestal varie entre R\$ 7 e 21 mil por ha (TNC, 2017), podendo atingir valores superiores em função do nível de degradação do solo (GUIMARÃES et al., 2013). Além disso, existe o custo indireto ligado à perda de área produtiva (VERDONE, 2015), o que desestimula a regularização de passivos ambientais na área rural. Na prática, isso gera protelação da restauração de áreas degradadas, que acontece usualmente após cobranças e aplicação de multas pelos órgãos ambientais fiscalizadores. No entanto, a fiscalização frequentemente não ocorre, em função da falta de recurso financeiros, humanos e logísticos dos órgãos e entidades governamentais responsáveis (FONSECA et al., 2003).

Para Fasiaben et al. (2012), a limitação econômica acarreta o não cumprimento da legislação florestal pelos produtores rurais, havendo uma resistência generalizada à manutenção de áreas com florestas nativas, e ainda mais, à sua recuperação. Muitos proprietários rurais alegam que a conservação ambiental gera encargos exclusivamente privados, enquanto os benefícios se refletem para toda a sociedade (CLEWEL & ARONSON, 2006; GONÇALVES & CASTANHO FILHO, 2006; FASIABEN et al., 2012). Em alguns países, existe suporte financeiro governamental para auxiliar proprietários rurais na

restauração e compensar os mesmos pela perda de produção agrícola da área restaurada (ARONSON et al., 2011; WILSON et al., 2012). No Brasil, apesar de existirem alguns exemplos (BRANCALION et al., 2012), isso não é comum, e a responsabilidade e os custos da restauração recaem sobre o dono da terra. Assim, desde a década de 70, menos de 10% dos imóveis rurais brasileiros mantiveram a Reserva Legal, e mesmo estes não cumpriram os limites mínimos fixados em lei (BACHA, 2005). Por estas razões, a geração de renda a partir das áreas em processo de restauração florestal, amortizando parte de seus custos, é uma alternativa que vem sendo considerada (BRANCALION et al., 2012).

### **Produção madeireira em áreas de restauração florestal**

A exploração econômica madeireira de espécies nativas é uma das possibilidades de geração de renda por meio da restauração florestal. No Brasil, isso pode ser implementado, por exemplo, na Reserva Legal, uma área destinada ao uso econômico sustentável e à conservação dos recursos naturais nas propriedades rurais privadas. A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012) permite a exploração econômica sustentável nessas áreas, abrindo possibilidades à produção de madeira de espécies nativas da Mata Atlântica, que foi muito abundante até o início do século XX, e hoje praticamente inexistente (SANTOS, 1995).

No Centro-Sul do Brasil, existe um desequilíbrio entre consumo elevado e a reposição quase nula de espécies madeireiras regionais aptas para processamento mecânico (CARVALHO, 2003a). A indústria brasileira absorve grande parte da madeira extraída da Amazônia, sendo o Estado de São Paulo o principal mercado consumidor (BUAINAIN & BATALHA, 2007; HUMMEL et al.,

2010). Com a perspectiva de redução da madeira explorada na região amazônica, a produção de madeira nativa próxima aos grandes centros consumidores na região sudeste tende a ser um negócio financeiramente interessante, com potencial para fomentar a restauração (BRANCALION, SILVA & KLAUBERG, 2012).

O desenvolvimento de um modelo de restauração florestal com possibilidade de aproveitamento econômico de espécies madeireiras nativas surge como um caminho para que isto seja implantado em larga escala. A criação de um mecanismo legal para a exploração racional de recursos madeireiros em áreas de restauração reforça a importância do avanço sobre a silvicultura de espécies nativas.

### **Silvicultura de espécies nativas no Brasil**

No Brasil, poucas espécies nativas são plantadas para a produção madeireira. Dos 7,18 milhões de hectares de florestas plantadas, cerca de 92% corresponde a espécies exóticas de *Pinus* spp., *Corymbia* spp. e *Eucalyptus* spp. (IBA, 2017), que são foco de extensos estudos desde o início do século XX e tiveram plantios estimulados por incentivos fiscais (VALVERDE et al., 2004; BACHA, 2008). Espécies nativas foram objeto de diversos estudos (MORI, BONN & PRANCE, 1981; SHIMAMOTO, BOTOSSO & MARQUES, 2014; CAMPOE et al., 2014; DUTRA, ALVES-ARAUJO & CARRIJO, 2015), mas possuem pouco destaque nas pesquisas voltadas à produção madeireira (ROLIM & PIOTTO, 2018).



Além da abundância de madeira nativa nas formações florestais brasileiras, em especial na Amazônia, e do lento crescimento dessas espécies em comparação com exóticas, a tortuosidade do fuste e a alta susceptibilidade a pragas também levaram ao pequeno enfoque científico aprofundado na área silvicultural das espécies nativas (MATTOS, DURLO & LÚCIO, 2003; PEÑA-RAMÍREZ et al., 2011). Apesar da dificuldade na domesticação dessas espécies para plantios em larga escala (VALVERDE et al., 2012), há alta diversidade de espécies arbóreas nativas com potencial madeireiro, algumas com potencial para produção com fins industriais nobres (CARVALHO, 1998).

O plantio de espécies nativas em escala comercial está limitado pela escassez de informações sobre o comportamento silvicultural de espécies potenciais (CARVALHO, 2003a). Para incrementar a produção madeireira com espécies nativas, é necessário levantar informações relacionadas aos tratamentos culturais, variáveis dendrométricas e aos métodos de plantio (SÃO PAULO, 2014). Deve-se considerar que agricultores possuem receio em investir em plantios de espécies nativas com pouca informação silvicultural, preferindo o uso de espécies exóticas de rápido crescimento (LAMB, 1998; LAMB, ERSKINE & PARROTA, 2005).

Além de estimular proprietários rurais a restaurar áreas degradadas, o avanço no conhecimento silvicultural e o uso de espécies nativas na restauração seria interessante sob outros aspectos: conectar áreas naturais remanescentes na paisagem; elevar a permeabilidade da matriz agrícola para a fauna e a flora; restaurar e preservar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos na área rural; e gerar recursos com produtos madeireiros (LAMB, 1998; LAMB, ERSKINE & PARROTA, 2005; CARNEIRO & RODRIGUES, 2007; VIANI, DURIGAN &

MELO, 2010; BRANCALION, 2012; BRANCALION & CHAZDON, 2017; AMAZONAS et al., 2018).

### **Manejo da luz em plantios de restauração florestal**

Um modelo econômico de restauração na Reserva Legal deve ser composto por inúmeras espécies de grupos sucessionais distintos, já que, de acordo com a legislação estadual, a área deve atingir níveis de indicadores ecológicos, tal como percentual de cobertura de solo e número de indivíduos arbóreos regenerantes (veja CHAVES et al., 2015 para exemplo no Estado São Paulo). Desse modo, espécies de rápido crescimento devem se desenvolver e sombrear a área rapidamente, competindo por recursos com espécies madeireiras nobres, de crescimento lento (LAMB, ERSKINE & PARROTA, 2005; NGUYEN et al., 2014). O manejo da área por meio de podas e/ou desbastes, aumentando a intensidade de luz no sub-bosque, pode ser necessário para acelerar o crescimento das espécies de interesse econômico e permitir retorno financeiro mais rápido (MONTAGNINI et al., 1995; SCHULZE, 2008). No entanto, a maior disponibilidade de luz pode ter efeitos negativos, tais como a redução na qualidade de fuste das mudas madeireiras, que tendem a investir menos em crescimento vertical e ramificar precocemente (KAGEYAMA & CASTRO, 1989; FONSECA, BUENO & ESPERANDIO, 1990; SILVA, 2013; SAMIR & PIOTTO, 2018).

Outro contraponto do aumento da intensidade de luz com podas ou desbastes é o possível estabelecimento de gramíneas invasoras (SCHREINER, 1987; DURIGAN et al., 2013) e espécies ruderais (DECOCG et al., 2005) nos plantios de restauração. Gramíneas invasoras são um dos maiores entraves

para o sucesso da restauração florestal (CAMPOE, STAPE & MENDES, 2010; AMMONDT e LITTON, 2012). Elas possuem rápido crescimento e alta capacidade reprodutiva e competitiva, estabelecendo-se rapidamente, dificultando a regeneração natural e o desenvolvimento de mudas plantadas (FLORENTINE & WESTBROOKE, 2004; SILVEIRA et al., 2018). Além de formarem um banco de sementes persistente (MILTON, 2004; SILVEIRA et al., 2018), a presença de gramíneas invasoras leva ao aumento na frequência de queimadas, já que formam um banco de biomassa altamente combustível na estação seca (VELDMANN et al, 2009). Em formações florestais, gramíneas surgem geralmente quando a densidade de árvores é baixa, as copas são ralas, ou quando existe excesso de árvores decíduas no local (TOREZAN & MANTOANI, 2013). Mesmo em sub-bosque parcialmente sombreado, as gramíneas podem se estabelecer e competir por recursos com as plântulas regenerantes e mudas plantadas, reduzindo, ou até mesmo inviabilizando, seu desenvolvimento (TOREZAN & MANTOANI, 2013; GANDOLFI, 2017).

Já espécies ruderais são aquelas que possuem ampla distribuição geográfica, sendo comuns em ambientes antropizados, mas não necessariamente indesejadas ou responsáveis por prejuízos em áreas em processo de restauração (ARONSON, DURIGAN & BRANCALION, 2011). Cabe lembrar que a infestação de tais espécies é comum em áreas florestais submetidas a desbastes (DECOCG et al., 2004, 2005; SOUZA FILHO et al., 2007; AUKEMA & CAREY, 2008), e que, apesar de não possuírem a característica de competir por recursos com espécies nativas em ambiente natural (MORO et al, 2012), elas podem causar prejuízos ao estabelecimento de indivíduos arbóreos jovens em áreas alteradas (AGUIRRE et al., 2015). Logo, o

favorecimento de maior entrada de luz por meio da manipulação do dossel pode ser limitado pela contrapartida do aumento da biomassa de gramíneas invasoras e espécies ruderais em plantios de restauração.

Portanto, se de um lado mais luz promove mais crescimento de espécies madeireiras, por outro pode aumentar a incidência de herbáceas invasoras e proporcionar um crescimento menos retilíneo das árvores. Assim, é interessante determinar o nível de intensidade de luz mais adequado de maneira a permitir o desenvolvimento das espécies madeireiras sem favorecer demasiadamente a colonização da área por gramíneas e sem prejudicar a arquitetura de crescimento das árvores.

### **Desbaste químico de indivíduos arbóreos**

A supressão de indivíduos arbóreos em florestas plantadas é comumente realizada por meio do corte com motosserra (NUTTO et al., 2013), mas também pode ser feita pelo desbaste químico com uso de herbicida (DECHOUM & ZILLER, 2013). Esta técnica é usada para controlar espécies exóticas em áreas de proteção ambiental (SAPORETTI et al., 2003), nas quais a queda de árvores e o arraste de toras causariam prejuízos aos indivíduos regenerantes (MENDES & SEIXAS, 2017).

O desbaste químico também serve como alternativa segura e menos custosa para suprimir indivíduos arbóreos de grande porte em propriedades rurais (MCIVOR & VAN DEN DIJSSEL, 2017), e para realizar desbastes em áreas de difícil acesso, onde a retirada da madeira não é economicamente viável (TUBBY, WILLOUGHBY & FOSTER, 2017). Outras vantagens associadas à

essa técnica são os poleiros naturais formados pelas árvores secas, que servem de abrigo para a fauna e favorecem a dispersão de sementes na área (BECHARA, 2003), além da maior agilidade operacional em campo (DITOMASO & KAYSER, 2007).

A operação consiste no anelamento da árvore com machado ou facão, e subsequente aplicação de herbicida no local (ONOFRE, 2009; ISERNHAGEN et al., 2009; SANTOS & DURIGAN, 2013). Alternativamente, a aplicação do produto pode ser feita em orifícios realizados com furadeira elétrica no tronco da árvore (MCIVOR & VAN DEN DIJSEL, 2017; TUBBY, WILLOUGHBY & FOSTER, 2017). Geralmente, as árvores perdem suas folhas e morrem, abrindo clareiras no dossel florestal e deixando de competir por recursos como luz, água e nutrientes. Entretanto, os estudos são concentrados em árvores exóticas e pouco se sabe sobre como espécies arbóreas nativas responderiam ao desbaste químico. Entender essas respostas é interessante em um cenário no qual haja necessidade de desbastar árvores plantadas visando atenuar a competição e favorecer espécies de interesse.

### **Avaliação do dossel florestal**

A cobertura do dossel determina a qualidade e a quantidade de radiação solar que atinge o sub-bosque, e pode ser definida como a fração não visível do céu a partir de determinado ângulo (KORHONEN et al., 2006). Essa variável está intimamente ligada ao índice de área foliar (IAF) do dossel, que é a relação entre a área foliar e a área de solo ocupada pelas folhas (WATSON, 1947). Ambos estão relacionados com a variação estrutural e vertical que ocorre em tipos

distintos de vegetação (NELSON, 1997). O IAF pode ser determinado por métodos diretos e indiretos, sendo que os primeiros são medidos diretamente na planta. Esses apresentam maior precisão, porém são mais custosos e demandam maior tempo para as análises, sendo geralmente inviáveis em formações florestais pelo porte e número de folhas de indivíduos arbóreos (ENGELBRECHT & HERZ, 2001; FILHO et al., 2012).

Os métodos indiretos, baseados na medição de transmissão de luz direta e difusa do dossel, costumam ser os mais usados em florestas (GALVANI & LIMA, 2014). Eles não são destrutivos e são ágeis operacionalmente, registrando a fração de radiação solar que não foi bloqueada pela estrutura do dossel (COELHO FILHO et al., 2012). Os principais instrumentos usados na medição indireta são: (1) densiômetros (STRICKLER, 1959; PALETTO & TOSI, 2009); (2) máquinas fotográficas digitais com lente “olho de peixe” (ZANG et al., 2005; MONTE et al., 2007); e (3) ceptômetros (FRANCONE et al., 2014), apesar de existirem outros, como densitômetros e quadros reticulados (LIMA, 2016). Alguns desses equipamentos, como as máquinas fotográficas e os ceptômetros, possuem alto custo, representando uma restrição para que mais estudos sobre o tema sejam desenvolvidos. Uma alternativa é a obtenção de fotografias hemisféricas do dossel com o uso de lente hemisférica *clip fisheye* acoplada a celular (LIMA, 2016; TICHÝ, 2016; BIANCHI et al., 2017).

O uso de celulares na avaliação do dossel é inovador, porém existe uma tendência crescente de usá-los como ferramenta para fins científicos (BIJAK & SARZYNSKI, 2015). Tais equipamentos são portáteis, estão cada vez mais acessíveis e possuem inúmeros recursos, tais como: fotografias de alta resolução, alta capacidade de armazenagem, GPS e poder de processamento

(CANFALONIERI et al., 2013), além de aplicativos específicos para avaliação do dossel (FRANCONE et al., 2014; QU et al., 2017). Porém, não se sabe se seu uso é eficaz para mensurar a abertura do dossel e, indiretamente, a RFA sob plantios florestais.

### **Objetivos e perguntas**

O objetivo principal desse trabalho foi avaliar a resposta no desenvolvimento e crescimento de seis espécies madeireiras nativas e a infestação de espécies invasoras a diferentes níveis de luz proporcionados pelo desbaste químico de árvores de recobrimento. Também objetivou-se avaliar a eficiência do desbaste químico em espécies de recobrimento e o uso de *clip fisheye* como alternativa para avaliar as condições de luz no sub-bosque de plantios de restauração. Em suma, buscou-se responder as seguintes perguntas:

- 1) Espécies madeireiras apresentam crescimento satisfatório quando plantadas em sub-bosque de um plantio de restauração?
- 2) O crescimento de espécies nativas madeireiras é estimulado pelo aumento da intensidade de luz?
- 3) A qualidade do fuste de espécies nativas madeireiras é afetada negativamente pelo aumento da intensidade de luz?
- 4) Maiores incidências de luz irão favorecer a ocupação da área por gramíneas invasoras e espécies ruderais?

- 5) O desbaste químico é uma técnica eficiente para suprimir árvores nativas?
- 6) O desbaste químico, aplicado em diferentes intensidades em um plantio de restauração florestal, gera um gradiente de luz?
- 7) É possível usar celular com *clip fisheye* como alternativa ao ceptômetro?

Esta dissertação foi dividida em dois capítulos com o objetivo de explorar melhor os resultados das técnicas de desbaste e avaliação da intensidade de luz no sub-bosque. Desse modo, o primeiro capítulo trata da resposta das espécies madeireiras e espécies invasoras a diferentes intensidades de luz, e o segundo aborda a viabilidade e eficácia dos métodos utilizados para gerar e avaliar diferentes níveis de intensidade de luz no sub-bosque de plantios de restauração florestal.



## Referências bibliográficas

ABOOD, S. A.; LEE, J. S. H.; BURIVALOVA, Z.; GARCIA-ULLOA, J.; KOH, L. P. Relative contributions of the logging, fiber, oil palm, and mining industries to forest loss in Indonesia. **Conservation Letters**, v. 8, n. 1, p. 58-67, 2015.

AGUIRRE, A. G.; LIMA, J. T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 4, p. 629-40, 2015.

AMAZONAS, N. T.; FORRESTER, D. I.; SILVA, C. C.; ALMEIDA, D. R. A.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S. High diversity mixed plantations of Eucalyptus and native trees: An interface between production and restoration for the tropics. **Forest Ecology and Management**, v. 417, p. 247-256, 2018.

AMMONDT, S. A.; LITTON, C. M. Competition between native Hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrsus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 5, p. 638-646, 2012.

ARONSON J.; BRANCALION, P. H. S.; DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; ENGEL, V. L.; TABARELLI, M.; TOREZAN, J. M. D.; GANDOLFI, S.; MELO, A. C. G.; KAGEYAMA, P. Y.; MARQUES, M. C. M.; NAVE, A. G.; MARTINS, S. V.; GANDARA, F. B.; REIS, A.; BARBOSA, L. M.; SCARANO, F. R. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 6, p. 690–695, 2011.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. IF. Série Registros, São Paulo, n. 44, p. 1-38, 2011.

ARONSON, J.; MILTON, S. J.; BLIGNAUT, J. **Restoring Natural Capital: Science, Business and Practice**. Island Press, Washington, DC, 2007.

AUKEMA, J. E.; CAREY, A. B. Effects of variable-density thinning on understory diversity and heterogeneity in young Douglas-fir forests. **Res. Pap. PNW-RP-575. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 20 p.**, v. 575, 2008.

BACHA, C. J. C. Análise da evolução do reflorestamento no Brasil. **Revista de Economia Agrícola**, v. 55, n. 2, p. 5-24, 2008.

BACHA, C. J. C. Eficácia da Política de Reserva legal no Brasil. **Teoria e Evidência Econômica**, Passo Fundo, v.13, n.25, p. 9-27, 2005.

BECHARA, F. C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2003.

BIANCHI, S.; CAHALAN, C.; HALE, S.; GIBBONS, J. M. Rapid assessment of forest canopy and light regime using smartphone hemispherical photography. **Ecology and evolution**, v. 7, n. 24, p. 10556-10566, 2017.

BIJAK, S.; SARZYŃSKI, J. Accuracy of smartphone applications in the field measurements of tree height. **Folia Forestalia Polonica**, v. 57, n. 4, p. 240-244, 2015.

BRADSHAW, C. J. A.; GIAM, X.; SODHI, N. S. Evaluating the relative environmental impact of countries. **PLoS One**, v. 5, n. 5, p. 1-16, 2010.

BRANCALION, P. H. S.; CHAZDON, R. L. Beyond hectares: four principles to guide reforestation in the context of tropical forest and landscape restoration. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 4, p. 491-496, 2017.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; STRASSBURG, B. B. N.; RODRIGUES, R. R. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, Roma, v. 63, n. 239, p. 41-50, 2012.

BRANCALION, P. H. S.; SILVA, E. J. V.; KLAUBERG, C. Reserva Legal pode ser boa oportunidade de negócios em propriedades rurais. **Visão Agrícola**, v. 7, n. 10, p. 19-21, 2012.

BUAINAIN, A.; BATALHA, M. (Coord.) **Cadeia produtiva da madeira**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília: IICA, 82 p. 2007.

CAMPOE, O. C.; STAPE, J. L.; MENDES, J. C. T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 9, p. 1808-1814, 2010.

CAMPOE, O. C.; IANNELLI, C.; STAPE, J. L.; COOK, R. L.; MENDES, J. C. T.; VIVIAN, R. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. **Forest Ecology and Management**, v. 313, p. 233-242, 2014.

CARNEIRO, P. H. M.; RODRIGUES, R. R. Management of monospecific commercial reforestations for the forest restoration of native species with high diversity. In: RODRIGUES, R. R. et al. **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, cap. 3.1, p. 129-144, 2007.

CARVALHO, P. E. R. Espécies Arbóreas Nativas: Silvicultura e Usos. In: SEMANA DO ESTUDANTE UNIVERSITÁRIO, 1. 2003, Colombo. **Florestas e Meio Ambiente**. Colombo: Embrapa Florestas, 2003a.

CARVALHO, P. E. R. Espécies nativas para fins produtivos. In: CARVALHO, P. E. R. **Espécies não tradicionais para plantios com finalidades produtivas e ambientais**. Colombo: EMBRAPA CNPF, p. 103-125, 1998.

CHAVES, R. B.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S.; ARONSON, J. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, 753-759, 2015.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, R. L.; BRANCALION, P. H. S.; LAMB, D.; LAESTADIUS, L.; CALMON, M.; KUMAR, C. A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. **Conservation Letters**, 10, 125–132, 2017.

CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. Motivations for the restoration of ecosystems. **Conservation Biology**, v. 20, n. 2, p. 420-428, 2006.

COELHO FILHO, M. A.; VILLA-NOVA, N. A.; ANGELOCCI, L. R.; MARIN, F. R.; RIGHI, C. A. Método para estimativa do IAF de árvores isoladas ou de plantações com dossel fechado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, 2012.

COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 697-708, 2010.

CONFALONIERI, R.; FOI, M.; CASA, R.; AQUARO, S.; TONA, E.; PETERLE, M.; BOLDINI, A.; DE CARLI, G.; FERRARI, A.; FINOTTO, G.; GUARNERI, T.; MANZONI, V.; MOVEDI, E.; NISOLI, A.; PALEARI, L.; RADICI, I.; SUARDI, M.; VERONESI, D.; BREGAGLIO, S.; CAPELLI, G.; CHIODINI, M. E.; DOMINONI, P.; FRANCONI, C.; FRASSO, N.; STELLA, T.; ACUTIS, M. Development of an app for estimating leaf area index using a smartphone. Trueness and precision determination and comparison with other indirect methods. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 96, p. 67-74, 2013.

DEAN, Warren. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. 1. ed. São Paulo: Cia. das Letras, 2004.

DECHOUM, M.; ZILLER, S. R. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. **Biotemas**, v. 26, n. 1, p. 69-77, 2013.

DECOCQ, G.; ALBERT, M.; DUPONT, F.; BARDAT, J.; WATTEZ-FRANGER, A.; SAGUEZ, R.; DE FOUCAULT, B.; ALARD, D.; DELELIS-DUSOLLIER, A. Silviculture-driven vegetation change in a European temperate deciduous forest. **Annals of forest science**, v. 62, n. 4, p. 313-323, 2005.

DECOCQ, G.; AUBERT, M.; DUPONT, F.; ALARD, D.; SAGUEZ, R.; WATTEZ-FRANGER, A.; FOUCAULT, B.; DELELIS-DUSOLLIER, A.; BARDAT, J. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 6, p. 1065-1079, 2004.

DECOCQ, G.; AUBERT, M.; DUPONT, F.; BARDAT, J.; WATTEZ-FRANGER, A.; SAGUEZ, R.; FOUCAULT, B.; ALARD, D.; DELELIS-DUSOLLIER, A. Silviculture-driven vegetation change in a European temperate deciduous forest. **Annals of forest science**, v. 62, n. 4, p. 313-323, 2005.

DITOMASO, J. M.; KYSER, G. B. Control of *Ailanthus altissima* using stem herbicide application techniques. **Arboriculture and Urban Forestry**, v. 33, n. 1, p. 55, 2007.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R.; MELO, A. C. G. Desbaste em plantio de restauração de mata ciliar. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. Páginas & Letras: São Paulo, 2013.

DUTRA, V. F.; ALVES-ARAÚJO, A.; CARRIJO, T. T. Angiosperm checklist of Espírito Santo: using electronic tools to improve the knowledge of an Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1145-1152, 2015.

ENGELBRECHT, B. M. J.; HERZ, H. M. Evaluation of different methods to estimate understorey light conditions in tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 2, p. 207-224, 2001.

FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). **Global Forest Resources Assessment 2015: How are the World's Forests Changing?** Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2016.

FASIABEN, M. C. R.; ROMEIRO, A. B.; PERES, F. C.; MAIA, A. G. Impacto Econômico da Reserva Legal Sobre Diferentes Tipos de Unidades de Produção Agropecuária. **Revista de Ecologia e Sociologia Rural**, v. 49, n. 04, p. 105-1095. 2012.

FLORENTINE, S. K.; WESTBROOKE, M. E. Restoration on abandoned tropical pasturelands - do we know enough? **Journal for Nature Conservation**, v. 12, n. 2, p. 85-94, 2004.

FONSECA, C. E. L.; BUENO, D. M.; SPERÂNDIO, J. P. Comportamento do Jacarandá-da-baía aos cinco anos de idade, em quatro diferentes espaçamentos em Manaus, AM. **Revista Árvore, Viçosa**, v. 14, n. 2, p. 78-84, 1990.

FONSECA, G. A. B.; ALGER, K.; PINTO, L. P.; ARAÚJO, M.; CAVALCANTI, R. Corredores de biodiversidade: o Corredor Central da Mata Atlântica. In: ARRUDA, M. B.; SÁ, L. F. S. N. (Orgs.). **Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. MMA/IBAMA. Brasília. pp. 47-65, 2003.

FRANCONE, C.; PAGANI, V.; FOI, M.; CAPPELLI, G.; CONFALONIERI, R. Comparison of leaf area index estimates by ceptometer and PocketLAI smart app in canopies with different structures. **Field Crops Research**, v. 155, p. 38-41, 2014.

GALVANI, E.; LIMA, N. G. B. Hemispherical photographs in microclimatic studies: theoretical-conceptual and applications. **Ciência e Natura**, v. 36, n. 3, p. 215-221, 2014.

GANDOLFI, S. **Uma teoria sobre o processo de restauração ecológica de florestas tropicais e subtropicais: proposta e aplicação**. Dissertação (Livre Docência em Ecologia Vegetal). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

GONÇALVES, J. S.; CASTANHO FILHO, E. P. Obrigatoriedade da Reserva Legal e impactos na agropecuária paulista. **Informações Econômicas**, v. 36, n. 9, p. 71-84, 2006.

GROOT, R. S.; BLIGNAUT, J.; PLOEG, S. V. D.; ARONSON, J.; ELMQVIST, T.; FARLEY, J. Benefits of investing in ecosystem restoration. **Conservation Biology**, v. 27, n. 6, p. 1286-1293, 2013.

GUIDOTTI, V.; FREITAS, F. L. M.; SPAROVEK, G.; PINTO, L. F. G.; HAMAMURA, C.; CARVALHO, T.; CERIGNONI, F. Números detalhados do novo código florestal e suas implicações para os PRAs. 2017. IMAFLORA, **Sustentabilidade em debate**, n. 5, p. 1-9, 2017.

GUIMARÃES, J. C. C.; BARROS, D. A. D.; PEREIRA, J. A. A.; SILVA, R. A.; OLIVEIRA, A. D. D.; BORGES, L. A. C. Cost analysis and ecological benefits of environmental recovery methodologies in bauxite mining. **Cerne**, v. 19, n. 1, p. 9-17, 2013.

HUMMEL, A. C.; ALVES, M. V. S.; PEREIRA, D.; VERÍSSIMO, A.; SANTOS, D. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados**. Serviço Florestal Brasileiro – SFB. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia – Imazon. Belém, 2010. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/sfb/\\_arquivos/miolo\\_resexec\\_polo\\_03\\_95\\_1.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sfb/_arquivos/miolo_resexec_polo_03_95_1.pdf)>. Acesso em: 16/09/2018.

IBÁ – INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. **Relatório anual da IBÁ 2017**, ano base 2016. 2017. Disponível em: <[https://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA\\_RelatorioAnual2017.pdf](https://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf)>. Acesso em: 10/09/2018.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S. Cap. 2: Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, p. 87-127, 2009.

IUCN (International Union for the Conservation of Nature). **The Bonn Challenge**. Disponível em: <<https://www.iucn.org/theme/forests/our-work/forest-landscape-restoration/bonn-challenge>>. Acesso em: 20/06/2019.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF, Piracicaba**, v. 41, n. 42, p. 83-93, 1989.

KORHONEN, L.; KORHONEN, K. T.; RAUTIAINEN, M.; STENBERG, P. Estimation of forest canopy cover: a comparison of field measurement techniques. **Silva Fennica**, v. 40, n. 4, p. 577-588, 2006.

LAMB, D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical lands: the potential role of timber plantations. **Restoration Ecology**, Malden, v. 6, n. 3, p. 271-279, Sept. 1998.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005.

LIMA, J. O. S. **Comparação de quatro métodos indiretos na medição de densidade de dossel em fragmento de mata nativa, recuperada e floresta de *Eucalyptus urophylla* (S. T. Blake)**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

MATTOS, R. B.; DURLO, M. A.; LÚCIO, A. D. Possibilidade de ganho de fuste em espécies euxilóforas nativas da região central do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 111-120, 2003.

MAYAUX, P.; PEKEL, J. F.; DESCLÉE, B.; DONNAY, F.; LUPI, A.; ACHARD, F.; CLERICI, M.; BODART, C.; BRINK, A.; NASI, R.; BELWARD, A. State and evolution of the African rainforests between 1990 and 2010. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1625, 2013.

MCIVOR, I; VAN DEN DIJSSEL, M. Killing old popular trees using chemicals. **Plant e food rechearch**. 18p., 2017. Disponível em: <<http://www.poplarandwillow.org.nz/documents/killing-old-poplar-trees-using-chemicals.pdf>>. Acesso em: 10/03/2019.

MENDES, J. C. T.; SEIXAS, F. Impacts of logging on the structure of the native understory vegetation in an area of legal reserve. **Scientia Forestalis**, v. 45, n. 116, p. 685-695, 2017.

MILTON, S. J. Grasses as invasive alien plants in South Africa: working for water. **South African Journal of Science**, v. 100, n. 1, p. 69-75, 2004.

MONTE, M. A.; REIS, M. D. G. F.; REIS, G. G.; LEITE, H. G.; STOCKS, J. J. Métodos indiretos de estimação da cobertura de dossel em povoamentos de clone de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 6, p. 769-775, 2007.

MONTAGNINI, F.; GONZÁLEZ, E.; PORRAS, C.; RHEINGANS, R. Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics: a comparison of early growth, pest damage and establishment costs. **The Commonwealth Forestry Review**, p. 306-314, 1995.

MORI, S. A.; BOOM, B. M.; PRANCE, G. T. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. **Brittonia**, v. 33, n. 2, p. 233-245, 1981.

MORO, M. F.; SOUZA, V. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; QUEIROZ, L. P.; FRAGA, C. N.; RODAL, M. J. N.; ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.

NELSON, R. Modeling forest canopy heights: the effects of canopy shape. **Remote Sensing and Environment**, v.60, p.327-334, 1997.

NGUYEN, H.; LAMB, D.; HERBOHN, J.; FIRN, J. Designing mixed species tree plantations for the tropics: balancing ecological attributes of species with landholder preferences in the Philippines. **Plos one**, v. 9, n. 4, p. e95267, 2014.

NUTTO, L.; MALINOVSKI, R. A.; BRUNSMEIER, M.; SANT'ANNA, F. S. Ergonomic aspects and productivity of different pruning tools for a first pruning lift of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden. **Silva Fennica**, v. 47, n. 4, p. 1-10, 2013.

OLANG, L. O.; KUNDU, P. M. Land degradation of the Mau forest complex in Eastern Africa: a review for management and restoration planning. In: **Environmental Monitoring**. IntechOpen, 2011.

ONOFRE, F. F. **Restauração da Mata Atlântica em antigas unidades de produção florestal com *Eucalyptus saligna* Smith. no Parque das Neblinas, Bertiooga, SP**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

PALETTO, A.; TOSI, V. Forest canopy cover and canopy closure: comparison of assessment techniques. **European Journal of Forest Research**, v. 128, n. 3, p. 265-272, 2009.

PEÑA-RAMÍREZ, Y. J.; GARCÍA-SHESEÑA, I.; HERNÁNDEZ-ESPINOZA, Á.; DOMÍNGUES-HERNÁNDEZ, A.; BARREDO-POOL, F. A.; GONZÁLEZ-RODRÍGUES, J. A.; ROBERT, M. L. Induction of somatic embryogenesis and plant regeneration in the tropical timber tree Spanish red cedar [*Cedrela odorata* L. (Meliaceae)]. **Plant Cell Tissue and Organ Culture**, v. 105, n. 2, p. 203-209, 2011.

PINTO, L. P.; HIROTA, M.; CALMON, M.; RODRIGUES, R. R.; ROCHA, R. Introdução: A mata atlântica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, p. 6-8, 2009.

QU, Y.; WANG, J.; SONG, J.; WANG, J. Potential and limits of retrieving conifer leaf area index using smartphone-based method. **Forests**, v. 8, n. 6, p. 217, 2017.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 405-434, 2011.

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

RODRIGUES, E. R.; MONTEIRO, R.; CULLEN JUNIOR, L. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Árvore Viçosa**, v. 34, n. 5, p. 853-861, 2010.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLF, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y.; BRANCALION, P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605-1613, 2011.

ROLIM, S. G.; PIOTTO, D. (Eds). **Silvicultura e tecnologia de espécies da Mata Atlântica**. Editora Rona, Belo Horizonte. 160 p. 2018.

SANTOS, A. J. Contribuição para a formulação da política florestal brasileira. **Floresta**, v. 23, n. 1/2, p. 63-73, 1995.

SANTOS, W. L.; DURIGAN, G. Plantio de enriquecimento sob matas ciliares em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. Páginas & Letras: São Paulo, 2013.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Florestas Nativas com Finalidade Econômica - Modelos de florestas nativas ou mistas, Indicadores de avaliação de funções ecológicas em florestas plantadas**. Produtos Técnicos - Vol. 1; N° 1. 2014. Disponível em: < [http://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/476/Documentos/estudos/P\\_roduto\\_tecnico\\_v1\\_n1\\_modelos\\_indicadores.pdf](http://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/476/Documentos/estudos/P_roduto_tecnico_v1_n1_modelos_indicadores.pdf) >. Acesso em: 10/09/2018.

SAPORETTI JR, A. W.; MEIRA NETO, J. A. A.; ALMADO, R. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 6, p. 905-910, 2003.

SCHREINER, H. G. Tolerância de quatro gramíneas forrageiras a diferentes graus de sombreamento. **Embrapa Florestas - Boletim de Pesquisa Florestal**, n. 15, p. 61-72, 1987.

SCHULZE, M. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 3/4, p. 866-879, 2008.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C.M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1-9, 2014.

SILVA, C. C. **Potencial de espécies nativas para a produção de madeira serrada em plantios de restauração florestal**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.



SILVEIRA, L. P.; PIUZANA, D.; PEREIRA, I. M.; LAFETA, B. O.; SANTOS, J. B. Evaluation of different methods to control invasive alien grass weeds in a degraded area. **African Journal of Agricultural Research**, v. 13, n. 32, p. 1655-1660, 2018.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica – período de 2015–2016. **Fundação SOS Mata Atlântica**, São Paulo, 2017.

SOUZA FILHO, P. C.; BECHARA, F. C.; CAMPOS FILHO, E. M.; BARRETO, K. D. Regeneração Natural após Diferentes Níveis de Perturbação em Sub-Bosque de *Eucalyptus* sp. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. S1, p. 96-98, 2007.

STRICKLER, G. S. Use of the densiometer to estimate density of forest canopy on permanent sample plots. **PNW Old Series Research Notes No. 180**, p. 1-5, v. 180, 1959.

TICHÝ, L. Field test of canopy cover estimation by hemispherical photographs taken with a smartphone. **Journal of vegetation science**, v. 27, n. 2, p. 427-435, 2016.

TNC. The Nature Conservancy. Economia da restauração florestal. São Paulo - SP: The Nature Conservancy. 2017.

TOREZAN, J. M. D.; MANTOANI, M. C. Controle de gramíneas no subosque de florestas em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. Páginas & Letras: São Paulo, 2013.

TUBBY, K. V.; WILLOUGHBY, I. H.; FORSTER, J. The efficacy of chemical thinning treatments on *Pinus sylvestris* and *Larix kaempferi* and subsequent incidence and potential impact of *Heterobasidion annosum* infection in standing trees. **Forestry: An International Journal of Forest Research**, v. 90, n. 5, p. 728-736, 2017.

VALVERDE, S. R.; MAFRA, J. W. A.; MIRANDA, M. A.; SOUZA, C. S.; VASCONCELOS, D. C. **Coleção de estudos sobre diretrizes para uma economia verde no Brasil**. 2012. Disponível em: <<http://www.fbds.org.br/fbds/IMG/pdf/doc-549.pdf>>. Acesso em: 11/09/2018

VALVERDE, S. R.; SOARES, N. S.; SILVA, M. D.; JACOVINE, L. A. G.; NEIVA, S. D. A. O comportamento do mercado da madeira de eucalipto no Brasil. **Biomassa & Energia**, v. 1, n. 4, p. 393-403, 2004.

VELDMAN, J. W.; MOSTACEDO, B.; PEÑA-CLAROS, M.; PUTZ, F. E. Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 7, p. 1643-1649, 2009.

VERDONE, M. A cost-benefit framework for analyzing forest landscape restoration decisions. **IUCN** (International Union for Conservation of Nature), Gland, Switzerland, 2015.

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, n. 3, p. 533-552, 2010.

VIDAL, C. Y.; FAGUNDES, I. C.; NAVE, A. G.; BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Adequação ambiental de propriedades rurais e restauração florestal: 14 anos de experiência e novas perspectivas. In: SAMBUICHI, R. H. S.; SILVA, A. P. M.; OLIVEIRA, M. A. C.; SAVIAN, M. (Orgs.). **Políticas agroambientais e sustentabilidade - desafios, oportunidades e lições aprendidas**. IPEA, p. 125-148, 2014.

WATSON, D. J. Comparative physiological studies on the growth of field crops: I. Variation in net assimilation rate and leaf area between species and varieties, and within and between years. **Annals of botany**, v. 11, n. 41, p. 41-76, 1947.

WILCOVE, D. S.; GIAM, X.; EDWARDS, D. P.; FISHER, B.; KOH, L. P. Navjot's nightmare revisited: logging, agriculture, and biodiversity in Southeast Asia. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 9, p. 531-540, 2013.

WILSON, K. A.; LULOW, M.; BURGER, J.; MCBRIDE, M. F. The economics of restoration. In: **Forest landscape restoration**. Springer, Dordrecht, p. 215-231, 2012.

ZHANG, Y.; CHEN, J. M.; MILLER, J. R. Determining digital hemispherical photograph exposure for leaf area index estimation. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 133, n. 1-4, p. 166-181, 2005.

## **CAPÍTULO 1**

# **Crescimento de seis espécies madeireiras da Mata Atlântica após desbaste de espécies recobridoras do dossel**

## Resumo

Modelos de restauração com aproveitamento madeireiro podem fomentar a restauração dos milhões de hectares de florestas tropicais degradadas ao redor do mundo. Porém, precisam ser desenvolvidos e avaliados no campo. Nosso objetivo foi testar se há diferença no crescimento de seis espécies arbóreas da Mata Atlântica com potencial madeireiro, plantadas no sub-bosque de um plantio de restauração florestal com cinco anos, em Araras-SP: *Anadenanthera colubrina*, *Balfourodendron riedelianum*, *Cordia trichotoma*, *Astronium graveolens*, *Cariniana legalis* e *Parapiptadenia rigida*. Os indivíduos foram avaliados antes e depois de desbaste químico (morte em pé) de árvores recobridoras dominantes do dossel, realizado para gerar um gradiente de intensidade de luz no sub-bosque. No desbaste químico, houve remoção de 0%, 30%, 60% e 100% da área basal das árvores recobridoras, em 20 parcelas de 600 m<sup>2</sup>, com cinco repetições por nível de desbaste. Foram amostradas a altura, o diâmetro do tronco ao nível do solo e a qualidade do fuste de 1.000 indivíduos antes e após os desbastes. Também foram coletados dados de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) e abertura de dossel para relacioná-los com variáveis silviculturais de um subconjunto com 300 indivíduos, e de biomassa epígea de gramíneas invasoras e espécies ruderais em subparcelas de 1m<sup>2</sup>. *C. legalis* e *B. riedelianum* apresentavam, respectivamente, o melhor e o pior desempenho silvicultural na avaliação antes dos desbastes. Um ano após os desbastes, árvores de *C. legalis* e *C. trichochoma* tiveram maior crescimento relativo em diâmetro e altura, e *B. riedelianum* em diâmetro, sob maiores intensidades de luz. Houve pouca variação da qualidade do fuste em função dos níveis de desbaste e, ao contrário do esperado, a biomassa de gramíneas invasoras não aumentou com desbastes mais intensivos. Combinando todas as variáveis silviculturais, *C. legalis* e *C. trichotoma* foram as espécies com maior desempenho após a realização dos tratamentos. Ressalta-se, que a viabilidade do uso de desbastes para aumentar a intensidade de luz e incrementar a produção madeireira é dependente da espécie, sendo necessário estudos mais extensos e com mais espécies para recomendações seguras sobre a técnica.

**Palavras chave:** Espécies nativas, silvicultura, restauração florestal.

## **Introdução**

A elevada capacidade humana em alterar a superfície do planeta tem levado a degradação ambiental de extensas áreas naturais. Milhões de hectares de florestas foram e continuam sendo perdidos em todo mundo (FAO, 2016). No Brasil, a formação florestal mais impactada pelo histórico de uso e ocupação do solo foi a Mata Atlântica. O bioma teve quase 90% de sua cobertura original destruída em função de ciclos agrícolas e exploração predatória de seus recursos madeireiros (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2017). Isso levou ao desenvolvimento de técnicas de restauração florestal para recuperar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos em paisagens degradadas (CHAZDON, 2008). No entanto, tais iniciativas possuem alto custo e, geralmente, nenhum retorno financeiro direto para o proprietário rural (ARONSON et al., 2011).

A produção de madeira nativa em projetos de restauração florestal poderia suprir a demanda por esse produto e ao mesmo tempo fomentar a restauração de extensas áreas degradadas (BRANCALION et al., 2012). No entanto, apesar da enorme riqueza de espécies arbóreas existente na Mata Atlântica, a silvicultura de espécies nativas está limitada pela escassez de informações silviculturais das espécies potenciais (CARVALHO, 2003a), o que gera receio dos produtores rurais, que optam pelo plantio de espécies exóticas (LAMB, ERSKINE & PARROTA, 2005). Desse modo, a seleção das melhores espécies e de técnicas de plantio e manejo é fundamental para viabilizar a silvicultura de espécies nativas (SÃO PAULO, 2014).

A produção de madeira em áreas de restauração florestal deve ocorrer através de plantios mistos com espécies de crescimento lento (madeireiras), e

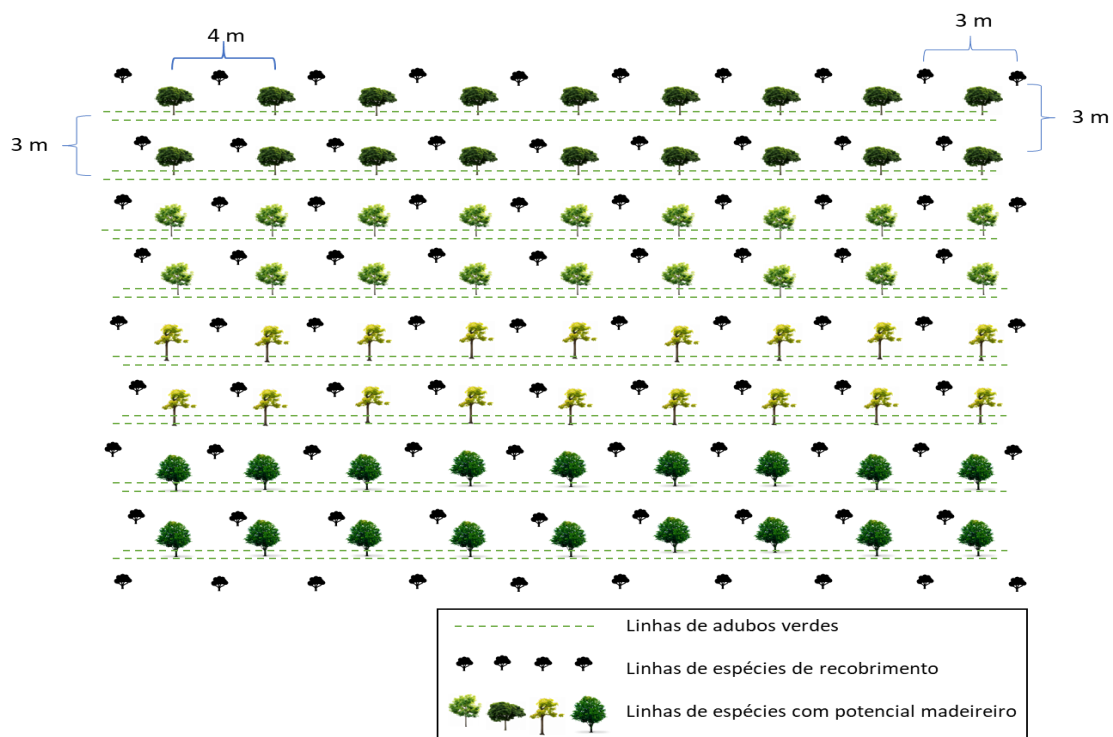
espécies pioneiras e secundárias iniciais de crescimento rápido (recobridoras) (PUETTMANN et al., 2015), já que, de acordo com a legislação brasileira, é necessário que níveis de indicadores ecológicos, como cobertura do solo e riqueza e número de regenerantes, sejam atingidos nessas áreas (veja CHAVES et al., 2015 para exemplo em São Paulo). Portanto, a realização de podas e desbastes pode ser necessária para reduzir a competição das espécies recobridoras e permitir o maior crescimento das madeireiras, reduzindo o tempo de corte destas e acelerando ganhos financeiros para o proprietário rural (MONTAGNINI et al., 1995; SCHULZE, 2008).

Apesar da maior entrada da luz no sub-bosque acelerar o crescimento dos indivíduos madeireiros, ela pode também reduzir a qualidade do fuste dos mesmos (KAGEYAMA & CASTRO, 1989; ROLIM & PIOTTO, 2018), e favorecer a infestação da área por espécies herbáceas agressivas (gramíneas e ruderais) (DECOCG et al., 2005; DURIGAN et al., 2013). Desse modo, é preciso saber como espécies nativas de interesse madeireiro respondem a maiores intensidades de luz no sub-bosque, e também seus eventuais malefícios em plantios de restauração com perspectiva de produção madeireira. Nesse contexto, nosso objetivo foi testar se existem diferenças no crescimento de seis espécies de interesse madeireiro, nativas da Mata Atlântica, no sub-bosque de um plantio de restauração florestal, sob diferentes níveis de luz. Também avaliamos se há maior recolonização por gramíneas invasoras e espécies ruderais com maiores níveis de desbaste no plantio de restauração florestal.

## **Material e Métodos**

Este estudo foi desenvolvido na Fazenda Santo Antônio (22°22'57" S e 47°19'13" O), em Araras, SP, em plantio de restauração florestal implantado em área agrícola visando à exploração da madeira. O clima regional apresenta verões quentes e chuvosos e invernos secos e frios, sendo a média pluviométrica anual igual a 1.426 mm.ano<sup>-1</sup>, com 77% dessa chuva entre outubro e março (CCA/UFSCar, 2015). A área experimental foi anteriormente usada para fins agrícolas e se encontra no mesmo nível topográfico, possuindo em geral, solos de alta fertilidade construída (Anexo I), com textura semelhante ao longo de toda sua extensão (Anexos I e II).

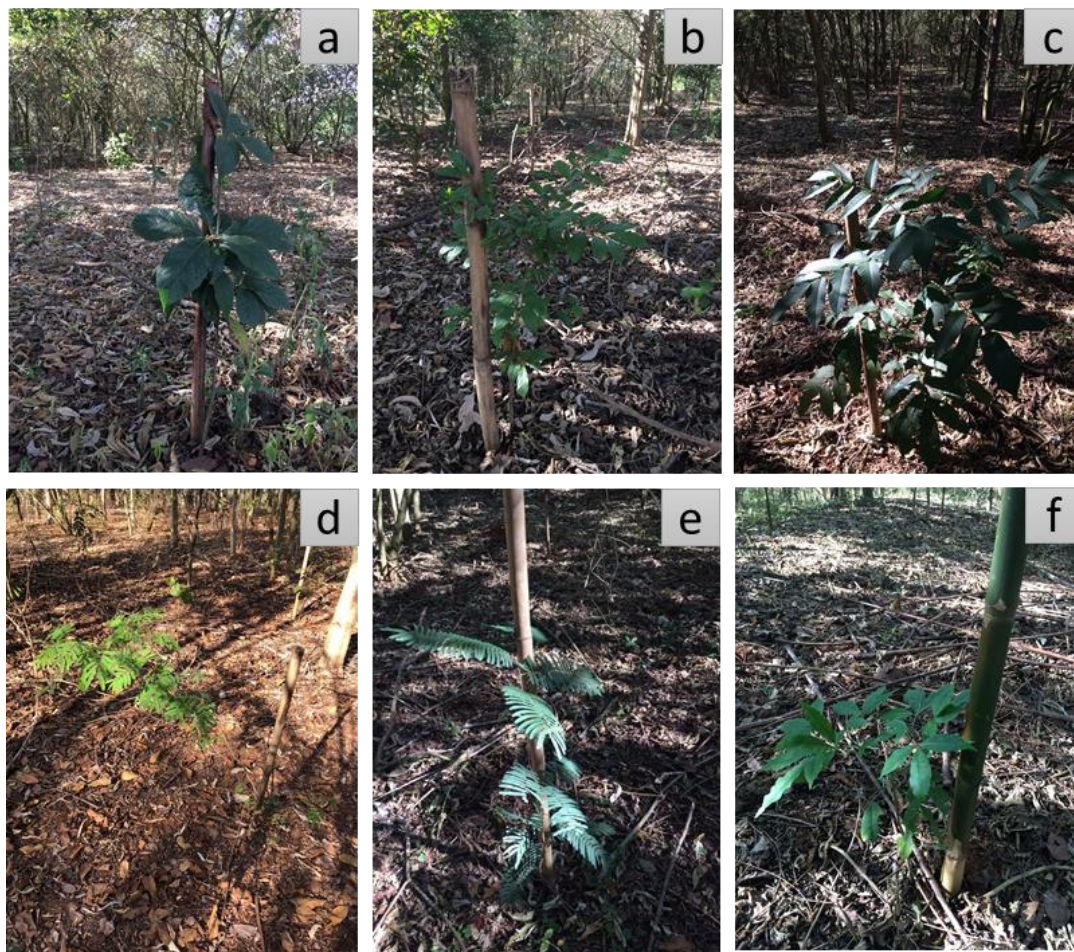
O plantio de restauração foi escalonado. Em janeiro de 2014, foram plantadas 11 espécies arbóreas de rápido recobrimento, em espaçamento 3 x 3 m, juntamente com quatro espécies de adubo verde (Anexos III e IV). Em outubro e novembro de 2015, quando os adubos verdes estavam em senescência e as arbóreas recobridoras haviam formado uma estrutura florestal, foram plantadas, à sombra das recobridoras, no espaçamento 4 x 3 m, 11 espécies madeireiras nativas da Mata Atlântica (Figura 1, Anexo V). Antes e após os plantios (até abril de 2018), as gramíneas invasoras foram controladas periodicamente, sempre que necessário, com aplicação de herbicida glifosato e controle mecânico com enxada. Periodicamente, houve coroamento de mudas e o controle de formigas cortadeiras com iscas à base de sulfluramida.



**Figura 1** - Esquema do plantio de restauração florestal implantado em área agrícola com perspectiva de colheita madeireira realizado na Fazenda Santo Antônio/Araras-SP. As espécies com potencial madeireiro foram plantadas cerca de dois anos depois das espécies de recobrimento, nas linhas dos adubos verdes em senescência.

Foram avaliadas seis das 11 espécies madeireiras plantadas: *Anadenanthera colubrina*, *Balfourodendron ridelianum*, *Cariniana legalis*, *Cordia trichotoma*, *Astronium graveolens* e *Parapiptadenia rigida*, esta última plantada por engano nas linhas de *A. colubrina* (Figura 2). As espécies foram selecionadas por serem de famílias botânicas diferentes entre si e pela disposição em campo, já que foram plantadas lado a lado em linhas duplas monoespecíficas, com exceção de *A. colubrina* e *P. rigida*, que estão nas mesmas linhas.





**Figura 2** - Espécies nativas com potencial madeireiro que foram avaliadas: a) *Cordia trichotoma*; b) *Cariniana legalis*; c) *Astronium graveolens*; d) *Parapiptadenia rigida*; e) *Anadenanthera colubrina*; f) *Balfourodendron ridelianum*.

Para propiciar o gradiente de luz, foi realizado o desbaste químico dos indivíduos do grupo funcional de recobrimento. A criação deste gradiente foi realizada em 20 parcelas de 20 m x 30 m (600 m<sup>2</sup>) montadas em campo, totalizando uma área experimental de 1,2 ha (Figura 3), com 50 indivíduos madeireiros cada, 10 indivíduos de cada espécie, posicionados em linhas duplas mono específicas. No total, foram avaliados 1.000 indivíduos, 200 de cada espécie madeireira, com exceção de *A. colubrina* e *P. rigida*, que contabilizam respectivamente 75 e 125 indivíduos, por terem sido misturadas acidentalmente em suas linhas de plantio. Os tratamentos de intensidades de luz consistiram no

desbaste químico das árvores recobridoras, com anelamento e aplicação de glifosato, de modo a ter 0%, 30%, 60% e 100% de desbaste da área basal da parcela (Ver Cap. 1). O experimento foi composto por quatro tratamentos, com cinco repetições cada.



**Figura 3** - Esquema das parcelas na área de restauração florestal da Fazenda Santo Antônio/Araras-SP, ilustrando a área total restaurada (primeira foto; delimitada em amarelo) e a localização das parcelas (P1 a P20) e tratamentos (desbaste químico de árvores recobridoras, representando 0%, 30%, 60% e 100% da área basal da parcela).

Os indivíduos madeireiros foram avaliados quanto ao crescimento em altura, diâmetro ao nível do solo (DAS) e qualidade do fuste antes da realização dos desbastes. Após os desbastes, foram avaliadas as taxas de crescimento

relativo (TCR) em altura e DAS, e também a diferença na qualidade de fuste dos indivíduos (nota final de qualidade após o desbaste subtraída da nota antes do desbaste). Para cálculo das TCRs foram usadas as fórmulas:

$$\text{TCR} = \frac{H_i - H_F}{H_i} \qquad \text{TCR} = \frac{\text{DAS}_i - \text{DAS}_F}{\text{DAS}_i}$$

$H_i$  = Altura inicial

$\text{DAS}_i$  = DAS inicial

$H_F$  = Altura final

$\text{DAS}_F$  = DAS final

Foram realizadas três coletas de dados, a primeira em setembro de 2017, antes dos desbastes, e a segunda e terceira após os desbastes, em junho de 2018 e fevereiro de 2019, respectivamente.

A medição da altura dos indivíduos, desde o colo até o ápice (última gema apical), foi realizada com régua graduada, e do DAS, com paquímetro digital (Figura 4). Para aferir a qualidade do fuste, foi realizada uma avaliação com notas expressando o número de ramificações e a tortuosidade do tronco principal. Foram atribuídas notas de 1 a 4, sendo 1 equivalente a fuste tortuoso com ramificações abundantes, e 4 para fuste retilíneo sem ramificações.

Também foram amostrados os níveis da radiação solar fotossinteticamente ativa (RFA) com ceptômetro, antes e após o desbaste, sobre três mudas de cada espécie sistematicamente selecionadas por parcela, somando 15 mudas por parcela (Figura 4). No total, foram amostrados 300 indivíduos, 60 de cada espécie (Ver Cap. 2). Para *A. colubrina* e *P. rigida*, o número de indivíduos foi diferente, 21 e 39, respectivamente. Levando em conta que as parcelas são contíguas, foram desconsiderados os indivíduos das bordas das parcelas, para evitar os efeitos dos tratamentos das parcelas vizinhas.

A biomassa epigea das espécies herbáceas presentes nas parcelas foi coletada para relacionar o aumento da intensidade de luz com a quantidade de gramíneas invasoras e espécies ruderais. Esta coleta foi realizada em quatro subparcelas de 1m<sup>2</sup> sistematicamente alocadas dentro das parcelas (Fig. 3). As espécies de gramíneas e ruderais foram cortadas e separadas em campo, sendo depois levadas para o laboratório, onde foram ensacadas, rotuladas e alocadas para secar em estufa a 65°C por 72h. Após esse processo, a massa seca de herbáceas correspondente a cada uma das parcelas foi pesada em balança digital Shimadzu modelo BL 320H, para obtenção da massa seca de herbáceas total, massa seca de gramíneas e massa seca de ruderais.



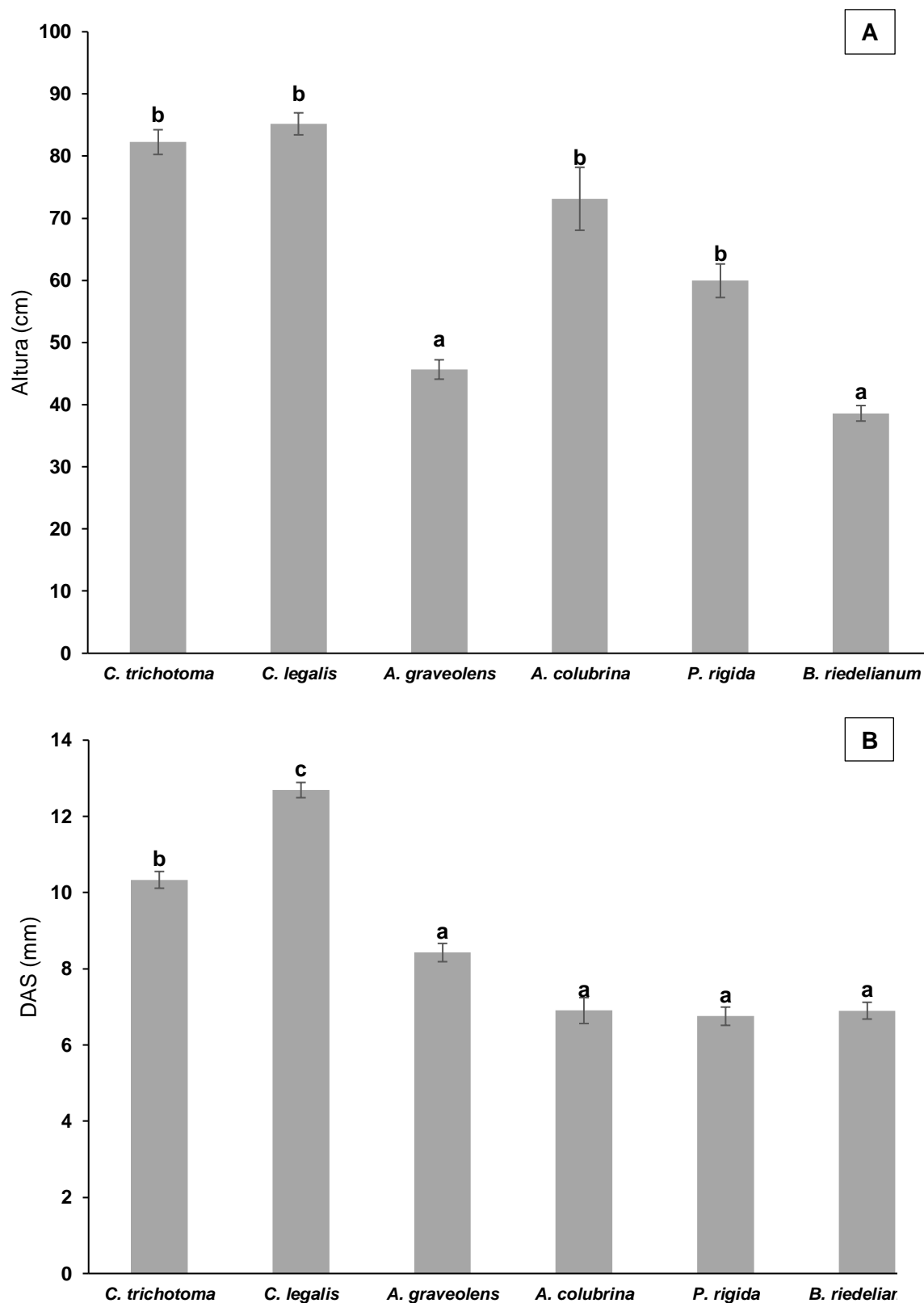
**Figura 4** - Coleta de dados das árvores madeireiras no plantio de restauração florestal: a) Medição da altura; b) Medição do diâmetro ao nível do solo (DAS); c) Subparcela antes da coleta da biomassa epigea de herbáceas; d) Subparcela após coleta de biomassa epigea de herbáceas.

As variáveis silviculturais das espécies madeireiras foram comparadas no tempo zero, antes do desbaste, sendo a altura e as notas de qualidade do fuste comparados pelo teste de Kruskal-Wallis seguido pelo teste de Dunn e o DAS com uma análise de variância seguida do teste de Tukey, de acordo com a adequação às premissas dos testes. Após os desbastes, TCR em altura, TCR em DAS e a diferença da qualidade do fuste foram submetidas à análise de variância (ANOVA) de dois fatores (espécies e nível de desbaste) seguida de teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). Para verificar a relação da massa seca de gramíneas, ruderais e total com os tratamentos de luz, foi realizada uma ANOVA seguida por um teste de Tukey.

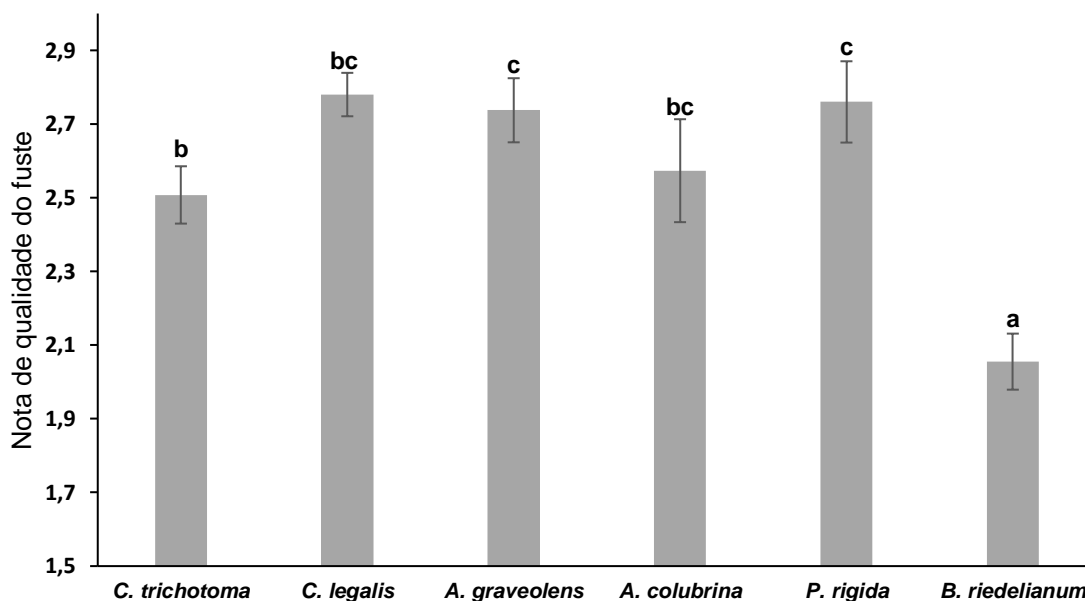
A relação das variáveis silviculturais com a disponibilidade de RFA foi testada com uma regressão linear múltipla e a seleção dos modelos foi feita usando o critério de Akaike. Todas as análises foram realizadas no R (R Core Team, 2018).

## Resultados

As espécies madeireiras diferiram para altura ( $P < 0,001$ ) e para DAS ( $P < 0,001$ ) no tempo zero, antes dos desbastes. No tempo zero, *B. riedelianum* e *A. graveolens* tiveram menores alturas que as demais espécies (Figura 8A), enquanto *C. legalis* teve o maior DAS, seguida por *C. trichotoma* e na sequência pelas demais espécies (Figura 8B). As espécies também diferiram em relação à qualidade do fuste ( $P = 0,04$ ), com destaque para *B. riedelianum*, que apresentou a menor média de nota de fuste, indicando o fuste menos retilíneo e/ou mais bifurcado entre as espécies madeireiras avaliadas no plantio em ambiente sombreado (Figura 9).



**Figura 8** – Altura (A) e diâmetro ao nível do solo (DAS; B) médios ( $\pm$  erro padrão) de espécies madeireiras em sub-bosque de plantio de restauração florestal aos dois anos, antes da realização dos desbastes nas espécies recobridoras. Colunas com letras diferentes diferem entre si pelo teste de Dunn para altura e pelo teste de Tukey para DAS ( $P < 0,05$ ).



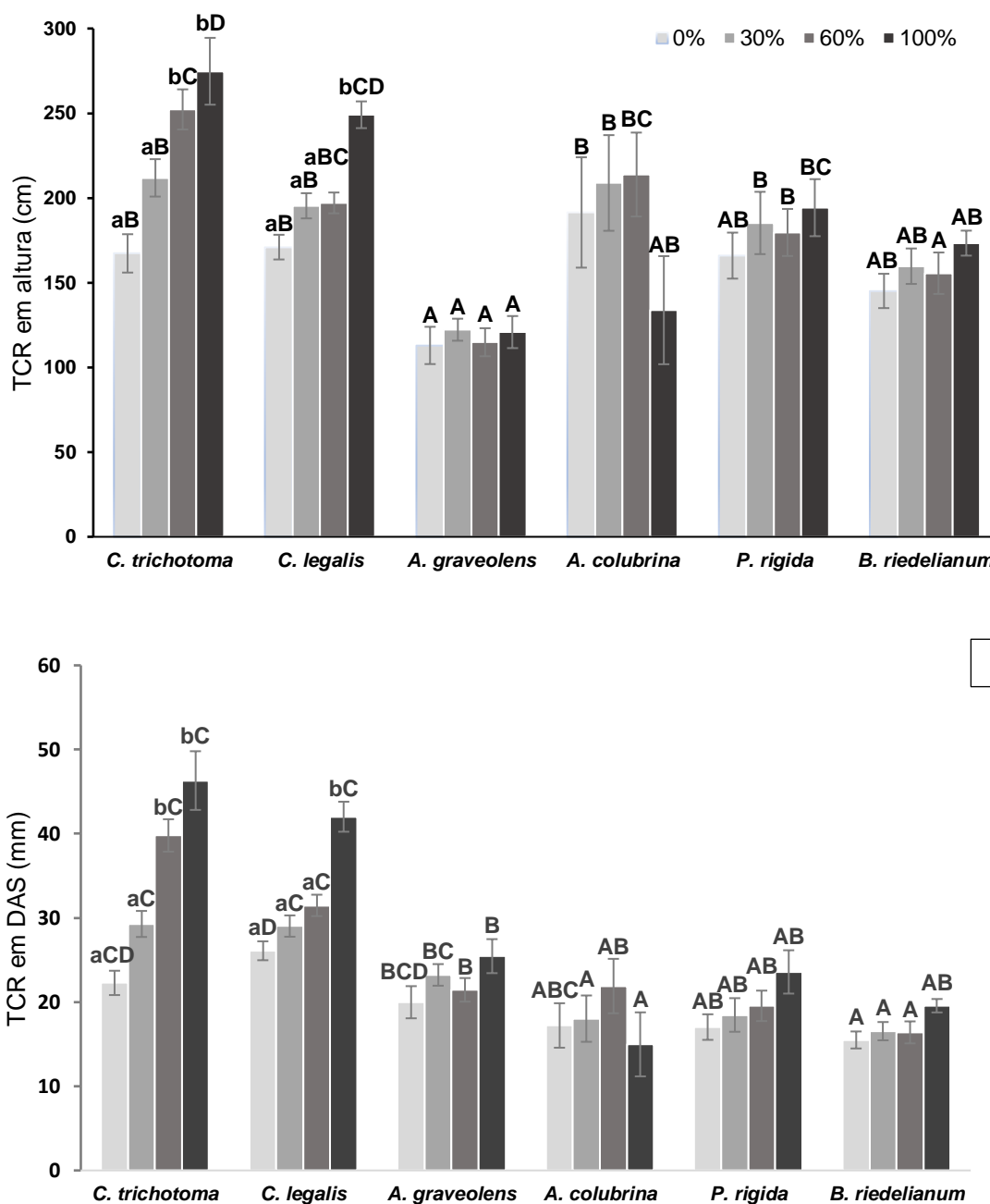
**Figura 9** – Notas médias ( $\pm$  erro padrão) de qualidade do fuste de espécies madeireiras em sub-bosque de plantio de restauração florestal aos dois anos, antes da realização dos desbastes. Colunas com letras diferentes diferem entre si pelo teste de Dunn ( $P < 0,05$ ).

A TCR em altura variou em função dos níveis de desbaste e das espécies madeireiras e houve interação entre esses fatores (ANOVA fatorial;  $P = 0,0087$ ). As espécies *C. trichotoma* e *C. legalis* tiveram maior TCR em altura com 100% de desbaste das espécies recobridoras (Figura 10A). A TCR em DAS variou em função dos níveis de desbaste e das espécies madeireiras e houve interação entre os fatores (ANOVA fatorial;  $P < 0,0001$ ). Três das seis espécies (*C. trichotoma*, *C. legalis* e *B. riedelianum*) tiveram maior crescimento em DAS com maiores níveis de desbaste das espécies recobridoras (Figura 10B).

Já dentro de cada nível de desbaste, houve interação significativa entre as espécies para TCR em altura e DAS (Figura 10). *C. trichotoma* foi a espécie que apresentou maior TCR em altura, se diferenciando de *P. rigida*, *B. riedelianum* e *A. graveolens* nos tratamentos com 60% e 100% de desbaste. Já para TCR em

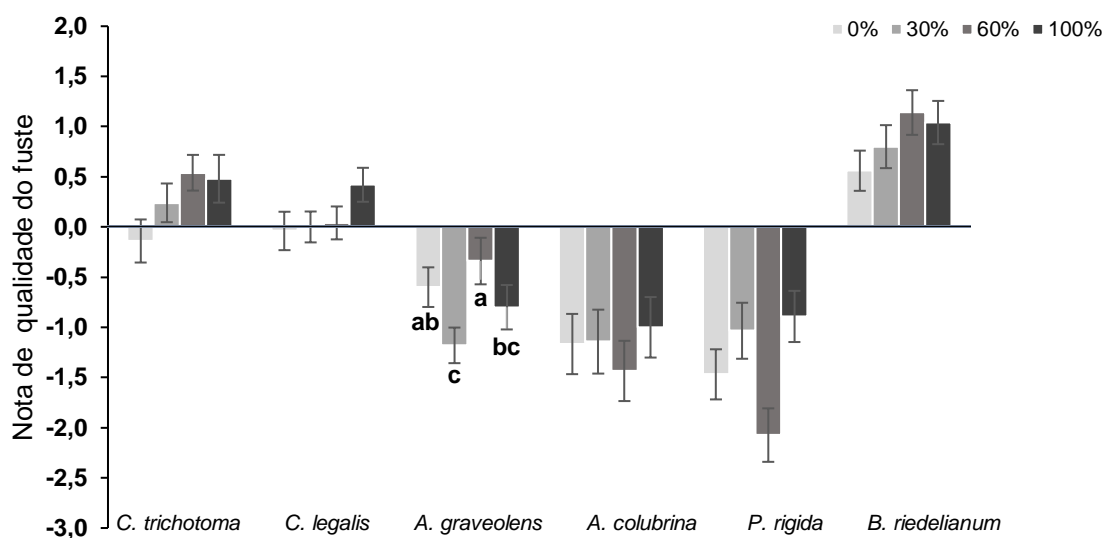


DAS, *C. legalis* e *C. trichotoma* se destacaram das demais espécies nos tratamentos com 60% e 100% de desbaste (Figura 10).



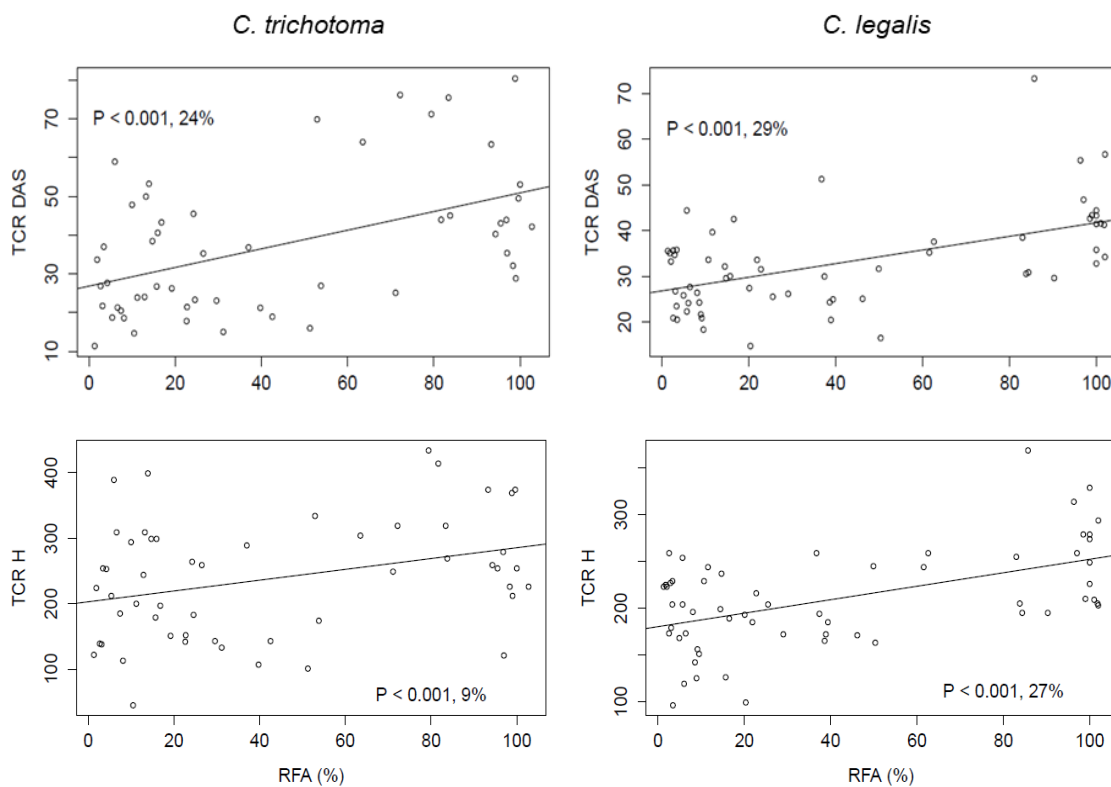
**Figura 10** – Taxas de crescimento relativo (TCR) em altura (A) e diâmetro do tronco ao nível do solo (DAS) (B) das espécies madeireiras em plantio de restauração florestal aos 3,5 anos, um ano após a realização do desbaste químico de 0%, 30%, 60% e 100% da área basal de espécies recobridoras. Letras minúsculas indicam diferença intraespecífica e letras maiúsculas diferenças interespecíficas em função dos diferentes níveis de desbaste de acordo com o teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ).

Somente *A. graveolens* variou a qualidade de fuste em função dos desbastes, com piora acentuada nos tratamentos (Figura 11). O nível de RFA diretamente sobre os indivíduos madeireiros afetou somente TRC em altura e em DAS de *C. legalis* e *C. trichotoma*, que responderam positivamente em crescimento, quando sob maiores intensidades de RFA (Figura 12).

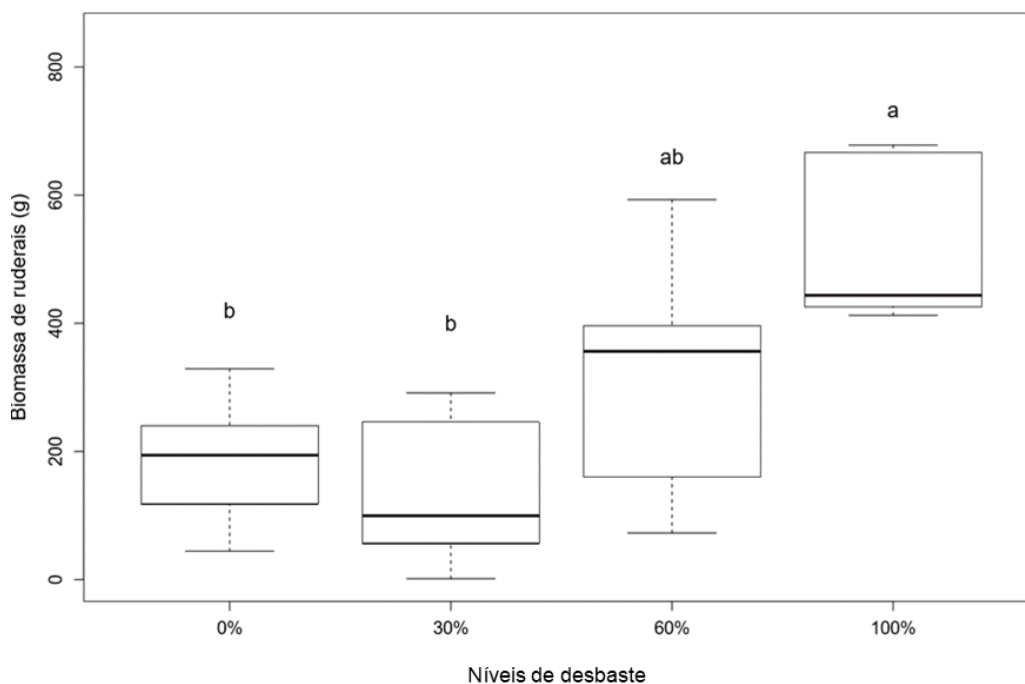


**Figura 11** – Diferença da qualidade do fuste das espécies madeireiras (Nota final – Nota inicial) em plantio de restauração florestal aos 3,5 anos, levando-se em conta bifurcações e tortuosidade, um ano após a realização do desbaste químico de 0%, 30%, 60% e 100% da área basal das árvores recobridoras. Letras diferentes indicam diferença intraespecífica das espécies em função dos níveis de desbaste de acordo com o teste Dunn ( $P < 0,05$ ).

A massa seca de gramíneas não variou em função das diferentes intensidades de desbaste, assim como a massa seca total de herbáceas (gramíneas e ruderais somadas). Foi encontrada relação positiva entre a massa seca de espécies ruderais e maiores intensidades de luz (Figura 13).



**Figura 12** - Variação da taxa de crescimento relativo em altura (TCR H) e em DAS (TCR DAS) de *C. trichotoma* e *C. legalis* em plantio de restauração florestal, em função do percentual de radiação fotossinteticamente ativa (RFA %) sobre os indivíduos.



**Figura 13** – Relação da biomassa epígea seca de espécies herbáceas ruderais em função do desbaste químico de 0%, 30%, 60% e 100% da área basal das árvores recobridoras em plantio de restauração visando produção madeireira. Boxplots com letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ).

## Discussão

A avaliação dos indivíduos antes dos desbastes mostrou que as espécies possuem diferentes taxas de crescimento quando plantadas em ambiente sombreado. Esse resultado era previsível, já que as espécies se enquadram em diferentes categorias sucessionais. *P. rigida*, *A. colubrina* e *C. trichotoma* são secundárias iniciais, enquanto *C. legalis*, *B. riedelianum* e *A. graveolens* são secundárias tardias (DURIGAN & NOGUEIRA, 1990), com diferentes características fisiológicas e velocidades de crescimento. A condição sombreada e de alta competição a que as mudas foram submetidas afetou negativamente o desempenho das espécies estudadas, uma vez que estas apresentam maiores alturas quando plantadas em ambiente parcialmente sombreado ou à pleno sol (SILVA et al., 1980; LORENZI, 2002; NOGUEIRA et al., 1982; FONSECA et al., 1974; CARVALHO, 2003b), em especial *P. rigida* e *A. colubrina*, características de formações secundárias (CARVALHO, 2003b; MARTINS et al., 2014).

*C. legalis* e *C. trichotoma* apresentaram as maiores médias de altura e DAS na avaliação realizada antes dos desbastes. Essas espécies são semi-heliófitas e possuem tolerância ao sombreamento quando jovens (CARVALHO, 2003b). *C. trichotoma*, apesar de ter sido classificada como secundária tardia por Piña-Rodrigues (1997), pode ser considerada uma secundária inicial com tendências pioneiras (HARRIT & JESUS, 1987). Maiores taxas de crescimento foram observadas em plantios realizados à pleno sol, com indivíduos apresentando altura média de 4,5 m e DAP médio de 9,2 cm após três anos (CARVALHO, 2003b), valores notadamente superiores aos do presente estudo, no qual a altura média dos indivíduos foi de aproximadamente 0,8 m e o DAS médio inferior a 1 cm após dois anos.

Por sua vez, *C. legalis* ocorre comumente no interior da floresta primária, e tem seu plantio recomendado em áreas sombreadas por espécies pioneiras e secundárias iniciais em fase adiantada de desenvolvimento (REGO & POSSAMAI, 2001). É uma espécie que tem a capacidade de crescer rapidamente quando moderadamente sombreada (REGO & POSSAMAI, 2006). Provavelmente, por essa característica, ela tenha apresentado a maior média de altura e DAS quando plantada em ambiente sombreado.

*P. rigida* e *A. colubrina*, apesar de não terem se diferenciado em altura de *C. legalis* e *C. trichotoma* antes dos desbastes, apresentaram menores DASs que estas, ficando no mesmo grupo de *B. riedelianum* e *A. graveolens*, espécies tardias na sucessão florestal. As duas últimas apresentaram as menores alturas, resultado esperado em função do lento crescimento descrito na literatura (NOGUEIRA, 1977; CARVALHO, 2003b). *B. riedelianum* é uma espécie esciófita, sendo a única entre as estudadas com experimento prévio de plantio em ambiente sombreado, no qual as médias de altura e DAP foram, respectivamente, 5,4 m e 4,5 cm aos sete anos (KAGEYAMA, 1992). Apesar da diferença de idade dos plantios, tal resultado contrasta com o obtido no nosso estudo, que encontrou médias de altura e DAS inferiores a 40 cm e 1 cm, respectivamente, após dois anos em ambiente sombreado.

A qualidade inicial do fuste entre as espécies variou pouco antes dos desbastes. *B. riedelianum* apresentou a pior nota, se diferenciando das demais espécies, e *A. graveolens* e *P. rigida* apresentaram as melhores notas, porém ficaram no mesmo grupo de *C. legalis* e *A. colubrina* se diferenciando apenas de *C. trichotoma*. É surpreendente *P. rigida* ter apresentado a nota mais alta, já que geralmente desenvolve ramificação precoce e inclinação do ramo principal

(CARVALHO, 2003b). Seu bom desenvolvimento no tempo zero deve ser devido ao ambiente sombreado, que favoreceu seu crescimento inicial mais retilíneo (SOUZA & FREIRE, 2018).

Os resultados iniciais mostraram que o intenso sombreamento levou a um baixo crescimento em todas as espécies estudadas. A altura média foi menor que 1 m após dois anos de plantio para todas as espécies e, para *A. graveolens* e *B. riedelianum*, foi inferior a 50 cm. Esses valores são baixos considerando o objetivo da exploração econômica madeireira em plantios de restauração. Mesmo espécies tolerantes à sombra apresentaram baixo crescimento, comparado a indivíduos da mesma espécie plantados em ambiente parcialmente sombreado ou à pleno sol (ZELAZOWSKY & LOPES, 1993; LORENZI, 2002; CARVALHO, 2003b). Assim, nossos resultados colocam em xeque a viabilidade do enriquecimento de áreas sombreadas de restauração florestal com espécies arbóreas visando fins madeireiros, sem que haja o manejo das espécies emergentes e dominantes no dossel dos plantios, para incrementar entrada de luz e acelerar o crescimento das espécies madeireiras em áreas sombreadas.

Levando-se em conta que a luz é o fator mais limitante ao desenvolvimento de plantas no sub-bosque de florestas tropicais (WRIGHT, et al., 2010), era esperado que os indivíduos, de modo geral, respondessem aos diferentes níveis de luz proporcionados pelos desbastes. Vários autores já relacionaram o crescimento de espécies arbóreas a diferentes níveis de luminosidade e encontraram que maiores níveis de luz proporcionaram maior crescimento em altura e diâmetro dos indivíduos (FELFILI et al., 1999; NAKAZONO et al., 2001; CÂMARA & ENDRES, 2008; AGUIAR et al., 2011). No entanto, a maioria desses experimentos foi realizado em casa de vegetação com

mudas jovens, nem sempre de espécies com potencial madeireiro, sendo raros estudos em condições de campo. Em poucos estudos, a relação positiva de maiores intensidades de RFA no crescimento vegetativo não foi verificada (LUSK, 2004; AIMI et al., 2017), o que ocorreu provavelmente em função de exigências de luz específicas para a espécie em questão (ALMEIDA et al., 2004), ou presença de algum fator limitante, como disponibilidade de água e nutrientes (SCALON et al., 2011).

No nosso estudo em campo, os desbastes elevaram a RFA sobre as mudas, afetando o crescimento de algumas das espécies madeireiras, e mostrando que o manejo pode ser uma estratégia viável para acelerar o crescimento de espécies arbóreas economicamente interessantes. O padrão geral de crescimento de plântulas é maior com o aumento da RFA até uma estabilização a partir de determinada intensidade de luz, que varia em função da espécie (TURNER, 2004). Porém, só três das seis espécies avaliadas apresentaram resposta positiva de crescimento, em pelo menos um dos atributos silviculturais avaliados, sob maior nível de luz. Assim, não é possível generalizar a decisão de realização ou não de desbastes e podas para incrementar a luz já que o crescimento das árvores é dependente da espécie. Além disso, estes resultados reforçam a necessidade de estudos mais longos (uma vez que o crescimento dos indivíduos foi monitorado somente por um ano após o desbaste) e com mais espécies, investigando se há atributos das espécies arbóreas capazes de prever o comportamento de crescimento em relação ao aumento da intensidade de luz.

Embora *C. trichotoma* e *C. legalis* tenham apresentado maior TCR em altura e DAS nos tratamentos com 100% de desbaste, no geral, os tratamentos

e níveis de RAF influenciaram mais o TCR em DAS do que em altura das árvores, pois não foram observadas diferenças para a altura do conjunto de espécies em função dos tratamentos, corroborando o encontrado para outras espécies arbóreas (AGUIAR et al. 2005; GUARIZ et al. 2006). Portanto, a altura é menos sensível ao aumento da intensidade de luz que o DAS (REGO, 2001; REGO & POSSAMAI, 2006). Espécies possuem respostas distintas em relação aos níveis de luz, mas ambientes sombreados estimulam maior crescimento em altura e, conseqüentemente, menor incremento em DAS (SOUZA & FREIRE, 2018).

As espécies que tiveram maior crescimento em altura e/ou DAS com incremento da RAF, ou seja, *C. trichotoma*, *C. legalis* e *B. riedelianum*, são espécies não pioneiras na sucessão florestal. Há estudos que demonstram que altos níveis de radiação solar podem prejudicar indivíduos de espécies características de ambiente sombreado, como *C. legalis* (RIBEIRO et al., 2005; FAVARETTO et al., 2011). Porém, outros estudos também relatam que diversas espécies tardias na sucessão florestal, mesmo tolerando menores intensidades de luz e conseguindo sobreviver no sub-bosque, podem responder positivamente a maiores níveis de radiação solar sem prejuízos em função de altas taxas de RFA (TABARELLI & MONTOVANI, 1997).

Já *A. colubrina* e *P. rigida*, consideradas secundárias iniciais (DURIGAN & NOGUEIRA, 1990), não apresentaram maior crescimento em função dos desbastes. Possivelmente, o fato dos indivíduos terem permanecido em condições sombreadas por dois anos desencadeou mudanças anatômicas e morfológicas na planta para lidar com baixos níveis de luz. Sabe-se que espécies arbóreas de florestas tropicais podem apresentar grande plasticidade frente às condições de luminosidade, principalmente espécies que demandam mais luz



(WHITMORE, 1990). O longo período em ambiente sombreado pode ter retardado o maior aproveitamento da RFA proporcionado pelos tratamentos, já que a adaptação de uma espécie a diferentes condições de RFA está relacionada à eficácia e à rapidez com que os padrões de alocação de biomassa e comportamento fisiológico são ajustados (MOTA, SCALON & HEINZ, 2012). O curto tempo de período chuvoso e a competição com espécies herbáceas após o desbaste, principalmente nos tratamentos de 100%, também podem ter limitado a ocorrência de um maior crescimento de *P. rigida* e *A. colubrina* sob maiores níveis de RFA.

Não encontramos diferenças acentuadas na qualidade do fuste das espécies em função dos níveis de luz, exceto para *A. graveolens*, que apresentou pior qualidade de fuste no tratamento de 30% e 100% de desbaste. Apesar de ter sido relatada elevada bifurcação de indivíduos de *C. legalis* em plantio misto realizado à pleno sol (MENDONÇA et al., 2017), essa espécie não teve a qualidade de seu fuste afetada por uma maior intensidade de luz, em nosso estudo. Estes resultados contrastam com nossa hipótese inicial, de que árvores jovens de espécies madeireiras piorariam a qualidade do fuste quando expostas a tratamentos com maiores níveis de RFA. Também contrastam com vários autores que afirmam que o sombreamento parcial é necessário para reduzir a tortuosidade e bifurcações em espécies madeireiras nativas (KAGEYAMA & CASTRO, 1989; CARVALHO, 1998; CARVALHO, 2003b; SILVA, 2013; SAMIR & PIOTTO, 2018). Por outro lado, os resultados trazem um aspecto positivo das práticas de desbastes e podas do dossel, pois não encontramos uma demanda conflitante fruto desta prática. As duas espécies que

incrementaram o crescimento em altura quando sob mais luz, não pioraram a qualidade dos seus fustes sob estas condições.

A tortuosidade e as bifurcações precoces podem inviabilizar o indivíduo madeireiro para fins industriais nobres. Porém, para que decisões seguras acerca da seleção ou descarte de determinada espécie sejam tomadas, são necessários estudos de médio a longo prazo sobre o comportamento das espécies, já que são necessários muitos anos para que elas atinjam um diâmetro do tronco comercial. O fato de os desbastes terem sido realizados no final da estação chuvosa de 2018 pode não ter permitido que os indivíduos madeireiros tivessem tempo suficiente para se desenvolver sob condições favoráveis para que maiores diferenças no crescimento e desenvolvimento das espécies fossem observadas. Sabe-se que durante o inverno, o déficit hídrico e temperaturas mais baixas reduzem, ou até mesmo cessam, a atividade cambial em indivíduos arbóreos (ZANON & FINGER, 2010).

Não foi encontrada relação entre maiores níveis de desbaste e maior presença de gramíneas, ao contrário do que se esperava com base na literatura (CAMPOE, STAPE & MENDES, 2010; AMMONDT & LITTON, 2012). Espécies de gramíneas invasoras podem ocupar rapidamente áreas florestais após distúrbios, como desmatamento, incêndios e manejo florestal (D' ANTONIO & VITOUSEK, 1992; VITOUSEK et al., 1996; VELDMAN et al., 2009; VELDMAN & PUTZ, 2010). Considerando que a área experimental era anteriormente destinada para agricultura intensiva, é possível que o controle sistemático de plantas daninhas ao longo de décadas tenha reduzido o banco de sementes de gramíneas, favorecendo a ocorrência de outras espécies. Ressalta-se que nos primeiros anos após o plantio de restauração foi usado herbicida à base de

glifosato para controlar plantas daninhas. Sabe-se que o manejo intensivo com herbicidas pode selecionar determinadas espécies em função da seletividade do produto (MONQUERO & CRHISTOFFOLETI, 2005), sendo comum o domínio de 70% a 90% do banco de sementes por poucas espécies tolerantes as ações de controle (WILSON, 1998). A baixa infestação de gramíneas é positiva por não trazer uma desvantagem que estaria associada ao aumento da radiação no sub-bosque.

Diferente das gramíneas, a massa seca de espécies ruderais variou em função dos tratamentos, com maior quantidade de biomassa no tratamento com 100% de desbaste. Existe um efeito de prioridade das espécies que ocupam mais rapidamente a área, inibindo o aparecimento das demais (GRMAN & SUDING, 2010). Espécies ruderais podem ter se desenvolvido mais rapidamente, prevenindo o estabelecimento de gramíneas. Sabe-se que o controle de espécies invasoras com herbicidas a base de glifosato favorece a regeneração de espécies ruderais (FLÓRIDO, 2015). A maior incidência de luz que atingiu o solo nas parcelas com 100% de desbaste foi, provavelmente, o fator chave para essa diferença, pois inúmeras espécies possuem sementes fotoblásticas positivas, ou necessitam de grande amplitude de variação térmica para desencadear o processo germinativo (YAMAUTI et al., 2011).

## Conclusões

De modo geral, o crescimento de espécies madeireiras é lento no sub-bosque de plantio de restauração florestal. Foi observado pouco efeito do incremento de luz no sub-bosque sobre a qualidade do fuste das árvores. Maiores intensidades de RFA, originadas por meio de desbastes de árvores recobridoras, geraram maiores TCR para altura e/ou DAS para três espécies arbóreas madeireiras plantadas no sub-bosque, mas não afetaram outras três. Portanto, o incremento do crescimento em função de uma maior intensidade de luz varia de espécie para espécie e a opção por realização de práticas de podas e/ou desbastes para manejar o sombreamento da área não deve ser nem descartada a priori, nem generalizada. Deve-se considerar as respostas de cada espécie ao aumento de luz no sub-bosque.

*C. legalis* e *C. trichotoma* se mostraram as espécies mais promissoras para cultivo em áreas de restauração florestal. Ambas cresceram com o aumento da RAF, sem, no entanto, terem a qualidade de seu fuste negativamente afetada. Além disso, os resultados mostraram que, ao contrário do esperado, a infestação de gramíneas não foi maior nos tratamentos com maior desbaste de área basal. Cabe lembrar que tal resultado deve ser visto com ressalvas, já que áreas com outros históricos podem apresentar um amplo banco de sementes de gramíneas invasoras, que pode ser ativado em função da maior entrada de luz no sub-bosque (SOUZA & BATISTA, 2004).

Por fim, considerando que não podemos generalizar o comportamento das espécies, reforçamos a necessidade de estudos com mais espécies e por períodos mais longos, visando identificar eventuais atributos das espécies arbóreas capazes de prever o comportamento destas em crescimento e qualidade silvicultural, em relação ao aumento da intensidade de luz.

## 7. Referências bibliográficas

AGUIAR, F. F. A. KANASHIRO, S.; TAVARES, A. R.; PINTO, M. M.; STANCATO, G. C.; AGUIAR, J. D.; NASCIMENTO, T. D. Germinação de sementes e formação de mudas de *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil): efeito de sombreamento. **Revista Árvore**, v. 29, n. 6, p. 871-875, 2005.

AGUIAR, F. F. A.; KANASHIRO, S.; TAVARES, A. R.; NASCIMENTO, T. D. R.; ROCCO, F. M. Crescimento de mudas de pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.), submetidas a cinco níveis de sombreamento. **Revista Ceres**, v. 58, n. 6, p. 729-734, 2011.

AIMI, S. C.; ARAUJO, M. M.; TONETTO, T. S.; TABALDI, L. A.; SALDANHA, C. W.; FARIAS, J. G.; OLIVEIRA, G. G. Shading as a conditioning factor to forest species planting: a study with *Apuleia leiocarpa*. **Bosque**, v. 38, n. 2, p. 371-379, 2017.

ALMEIDA, L. P.; ALVARENGA, A. A.; CASTRO, E. M.; ZANELA, S. M.; VIEIRA, C. V. Crescimento inicial de *Cryptocarya aschersoniana* Mez. submetidas a diferentes níveis de radiação solar. **Ciência Rural**, v.34, n.1, p.83-88, 2004.

AMMONDT, S. A.; LITTON, C. M. Competition between native Hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrsus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 5, p. 638-646, 2012.

ARONSON J.; BRANCALION, P. H. S.; DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; ENGEL, V. L.; TABARELLI, M.; TOREZAN, J. M. D.; GANDOLFI, S.; MELO, A. C. G.; KAGEYAMA, P. Y.; MARQUES, M. C. M.; NAVE, A. G.; MARTINS, S. V.; GANDARA, F. B.; REIS, A.; BARBOSA, L. M.; SCARANO, F. R. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 6, p. 690–695, 2011.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; STRASSBURG, B. B. N.; RODRIGUES, R. R. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, Roma, v. 63, n. 239, p. 41-50, 2012.

CAMPOE, O. C.; STAPE, J. L.; MENDES, J. C. T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 9, p. 1808-1814, 2010.

CARVALHO, P. E. R. Espécies Arbóreas Nativas: Silvicultura e Usos. In: SEMANA DO ESTUDANTE UNIVERSITÁRIO, 1. 2003, Colombo. **Florestas e Meio Ambiente**. Colombo: Embrapa Florestas, 2003a.

CARVALHO, P. E. R. Espécies nativas para fins produtivos. In: CARVALHO, P. E. R. **Espécies não tradicionais para plantios com finalidades produtivas e ambientais**. Colombo: EMBRAPA CNPF, p. 103-125, 1998.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (Volume 1)**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2003b.

CHAVES, R. B.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S.; ARONSON, J. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, 753-759, 2015.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual review of ecology and systematics**, v. 23, n. 1, p. 63-87, 1992.

DECOCQ, G.; ALBERT, M.; DUPONT, F.; BARDAT, J.; WATTEZ-FRANGER, A.; SAGUEZ, R.; DE FOUCAULT, B.; ALARD, D.; DELELIS-DUSOLLIER, A. Silviculture-driven vegetation change in a European temperate deciduous forest. **Annals of forest science**, v. 62, n. 4, p. 313-323, 2005.

DURIGAN, G.; NOGUEIRA, J. C. B. Recomposição de matas ciliares. **São Paulo: Instituto Florestal**, p. 1-14, 1990.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R.; MELO, A. C. G. Desbaste em plantio de restauração de mata ciliar. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. Páginas & Letras: São Paulo, 2013.

FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). **Global Forest Resources Assessment 2015: How are the World's Forests Changing?** Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2016.

FAVARETTO, V. F.; MARTINEZ, C. A.; SORIANI, H. H.; FURRIEL, R. P. M. Differential responses of antioxidant enzymes in pioneer and late-successional tropical tree species grown under sun and shade conditions. **Environmental and Experimental Botany**, v. 70, n. 1, p. 20-28, 2011.

FELFILI, J. M.; HILGBERT, L. F.; FRANCO, A. C.; SOUSA-SILVA, J. C.; RESENDE, A. V.; NOGUEIRA, M. V. P. Comportamento de plântulas de *Sclerolobium paniculatum* Vog. var. *rubiginosum* (Tul.) Benth. sob diferentes níveis de sombreamento, em viveiro. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 2, p. 13-17, 1999.

FLÓRIDO, F. G. **Controle de plantas competidoras na restauração ecológica**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

FONSECA, J. M. M. A.; AGUIAR, I. B.; FERNANDES, P. D. Comportamento florestal de essências nativas e exóticas em condições de arboreto. **Científica**, São Paulo, v. 2, n. 2, p. 198-207, 1974.

GRMAN, E.; SUDING, K. N. Within-year soil legacies contribute to strong priority effects of exotics on native California grassland communities. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 5, p. 664-670, 2010.

GUARIZ, H. R.; FARIA, P. A. S.; PEZZOPANE, E. M.; REIS, E. F. Avaliação do crescimento em diâmetro e altura de mudas de canela (*Posoqueira acutifolia* Mart.) sob diferentes níveis de radiação solar. In: **Anais do X Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e VI Encontro Latino Americano de Pós-Graduação – Universidade do Vale do Paraíba**; São José dos Campos, SP: UNIVAP; p. 2828-2830, 2006.

HARRIT, M. M.; JESUS, R. M. Ecology of four hardwood species of the atlantic forest of Brazil. Raleigh: North Carolina State Universidade; Linhares: Reserva Florestal da CVRD, mimeografado, 29 p., 1987.

KAGEYAMA, P. Y. Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas de CESP. **IPEF Série Técnica**, v.8, p.1-43, 1992.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF, Piracicaba**, v. 41, n. 42, p. 83-93, 1989.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Plantarum, São Paulo, 1992.

LUSK, C. H. Leaf area and growth of juvenile temperate evergreens in low light: species of contrasting shade tolerance change rank during ontogeny. **Functional Ecology**, v. 18, n. 6, p. 820-828, 2004.

MARTINS, S. V.; SARTORI, M.; RAPOSO FILHO, F. L.; SIMONELI, M.; DADALTO, G.; PEREIRA, M. L.; SILVA, A. E. S. Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do Estado do Espírito Santo. Vitória: CEDAGRO, 2014.

MENDONÇA, G. C.; CHICHORRO, J. F.; MENDONÇA, A. R.; GUIMARÃES, L. A. O. P. Avaliação silvicultural de dez espécies nativas da mata atlântica. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, 2017.

MONQUERO, P. A.; CHRISTOFFOLETI, P. J. Banco de sementes de plantas daninhas e herbicidas como fator de seleção. **Bragantia**, v. 64, n. 2, 2005.

MONTAGNINI, F.; GONZÁLEZ, E.; PORRAS, C.; RHEINGANS, R. Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics: a comparison of early growth, pest damage and establishment costs. **The Commonwealth Forestry Review**, p. 306-314, 1995.

MOTA, L. H. S.; SCALON, S. P. Q.; HEINZ, R. Sombreamento na emergência de plântulas e no crescimento inicial de *Dipteryx alata* Vog. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 3, p. 423-431, 2012.



NAKAZONO, E. M.; COSTA, M. C.; FUTATSUGI, K.; PAULILO, M. T. S. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 2, p. 173-179, 2001.

NOGUEIRA, J. C. B. **Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas**. São Paulo: Instituto Florestal (IF. Boletim Técnico, 24), 71 p., 1977.

NOGUEIRA, J. C. B.; SIQUEIRA, A. C. M. F.; GARRIDO, M. A. O.; GARRIDO, L. M. A. G.; ROSA, P. R. F.; MORAES, J. L.; ZANDARIN, M. A.; GURGEL FILHO, O. A. Ensaio e competição de algumas essências nativas em diferentes regiões do Estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo**, v. 16 A, pt. 2, p. 1051-1063, 1982. Edição de Anais do Congresso Nacional sobre Essências Nativas, Campos do Jordão, SP, set. 1982

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; LOPES, L.; BLOOMFIELD, D. K. Análise do desenvolvimento de espécies arbóreas da mata atlântica em Sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas em encosta, no entorno do Parque Estadual do Desengano (RJ). In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., Ouro Preto. **Do substrato ao solo: trabalhos voluntários**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, p. 283-291, 1997.

PUETTMANN, K. J.; WILSON, S. M.; BAKER, S. C.; DONOSO, P. J.; DRÖSSLER, L.; AMENTE, G.; HARVEY, B. D.; KNOKE, T.; LU, Y.; NOCENTINI, S.; PUTZ, F. E.; YOSHIDA, T.; BAUHUS, J. Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management-what limits global adoption? **Forest Ecosystems**, v. 2, n. 1, p. 8, 2015.

REGO, G. M. **Ecofisiologia do jequitibá rosa e do jacarandá-da-Bahia: morfogênese, germinação e crescimento inicial**. 2001. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

REGO, G. M.; POSSAMAI, E. Efeito do Sombreamento sobre o Teor de Clorofila e Crescimento Inicial do Jequitibá-rosa. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n. 53, p. 179, 2006.

REGO, G. M.; POSSAMAI, E. Recomposição florestal: cultivo do jequitibá-rosa (*Cariniana legalis*). **Embrapa Tabuleiros Costeiros - Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2001.

RIBEIRO, R. V.; SOUZA, G. M.; OLIVEIRA, R. F.; MACHADO, E. C. Photosynthetic responses of tropical tree species from different successional groups under contrasting irradiance conditions. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, n. 1, p. 149-161, 2005.

ROLIM, S. G.; PIOTTO, D. (Eds). **Silvicultura e tecnologia de espécies da Mata Atlântica**. Editora Rona, Belo Horizonte. 160 p. 2018.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Florestas Nativas com Finalidade Econômica - Modelos de florestas nativas ou mistas, Indicadores de avaliação de funções ecológicas em florestas plantadas.** Produtos Técnicos - Vol. 1; N° 1. 2014. Disponível em: < [http://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/476/Documentos/estudos/Produto\\_tecnico\\_v1\\_n1\\_modelos\\_indicadores.pdf](http://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/476/Documentos/estudos/Produto_tecnico_v1_n1_modelos_indicadores.pdf) >. Acesso em: 10/09/2018.

SCALON, S. P. Q.; MUSSURY, R. M.; EUZÉBIO, V. L. M.; KODAMA, F. M.; KISSMANN, C. Estresse hídrico no metabolismo e crescimento inicial de mudas de mutambo (*Guazuma ulmifolia* Lam.). **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, p. 655-662, 2011.

SCHULZE, M. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 3/4, p. 866-879, 2008.

SILVA, H. D., PIRES, I. E.; RIBASKI, J.; DRUMOND, M. A.; LIMA, P. C. F.; SOUZA, S. M.; FERREIRA, C. A. Comportamento de essências florestais nas regiões árida e semi-árida do Nordeste: resultados preliminares. **Embrapa Semiárido-Documentos (INFOTECA-E)**, 1980.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest ecology and Management**, v. 191, n. 1-3, p. 185-200, 2004.

SOUZA, R. R.; FREIRE, A. L. O. Relação entre o sombreamento, o crescimento e a qualidade de mudas de craibeira. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 17, n. 2, p. 220, 2018.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 20, n. 1, p. 57-66, 1997.

TURNER, I. M. **The ecology of trees in the tropical rain forest.** Cambridge University Press, 2001.

VELDMAN, J. W.; MOSTACEDO, B.; PEÑA-CLAROS, M.; PUTZ, F. E. Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 7, p. 1643-1649, 2009.

VELDMAN, J. W.; PUTZ, F. E. Long-distance dispersal of invasive grasses by logging vehicles in a tropical dry forest. **Biotropica**, v. 42, n. 6, p. 697-703, 2010.

VITOUSEK, P.M., D'ANTONIO, C.M., LOOPE, L.L. & WESTBROOKS, R. Biological invasions as global environmental change. **American Scientist**, n. 84, p. 468-478, 1996.

WHITMORE, T. C. Tropical Rain Forest dynamics and its implications for management. In: GOMESPOMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management.** Paris, UNESCO and The Par Eeon Publishing Group, p.67-89, 1990.

WRIGHT, S. J.; KITAJIMA, K.; KRAFT, N. J. B.; REICH, P. B.; WRIGHT, I. J.; BUNKER, D. E.; CONDIT, R.; DALLING, J. W.; DAVIES, S. J.; DÍAZ, S.; ENGELBRECHT, B. M. J.; HARMS, K. E.; HUBBELL, S. P.; MARKS, C. O.; RUIZ-JAEN, M. C.; SALVADOR, C. M.; ZANNE, A. E. Functional traits and the growth-mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, v. 91, n. 12, p. 3664-3674, 2010.

YAMAUTI, M. S.; BARROSO, A. A. M.; GIANCOTTI, P. R. F.; SQUASSONI, V. L.; REVOLTI, L. T. M.; ALVES, P. L. C. A. Emergência de plantas daninhas em função da posição da semente e quantidade de palha de cana-de-açúcar. **Scientia Agraria**, v. 12, n. 2, p. 75-80, 2011.

ZANON, M. L. B.; FINGER, C. A. G. Relação de variáveis meteorológicas com o crescimento das árvores de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em povoamentos implantados. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 467-476, 2010.

ZELAZOWSKI, V. H.; LOPES, G. L. Avaliação preliminar da competição de crescimento entre 39 espécies arbóreas, em área sombreada com leucena (*Leucaena leucocephala*). In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7. Curitiba. **Anais**. Curitiba: SBS: Sbef, v. 2, p. 755, 1993.

## Anexos

**Anexo I** – Análise química do solo das 20 parcelas da área experimental.

Parcela	P Resina	M.O.	pH	K	Ca	Mg	H + Al	SB	CTC	V
	Mg. dm <sup>-3</sup>	g. dm <sup>-3</sup>	Ca Cl	mol. dm <sup>-3</sup>						%
01	59	26	6,9	3,6	55	36	15	94,6	109,6	86
02	55	30	7,1	3,6	62	42	11	107,6	118,6	91
03	46	25	7,1	3,5	44	34	13	81,5	94,5	86
04	46	28	7,2	2,8	59	40	9	101,8	110,8	92
05	34	25	7,1	3,6	38	32	11	73,6	84,6	87
06	23	24	6,9	3,8	39	30	13	72,8	85,8	85
07	23	31	6,8	3,0	33	22	15	58,0	73,0	79
08	56	33	6,8	4,3	49	31	13	84,3	97,3	87
09	17	27	6,8	3,3	35	24	16	62,3	78,3	80
10	20	32	6,6	5,0	36	27	16	68,0	84,0	81
11	15	30	6,5	4,3	28	20	18	52,3	70,3	74
12	11	30	6,3	3,3	28	24	20	55,3	75,3	73
13	19	32	6,3	2,7	29	23	19	54,7	73,7	74
14	14	35	6,3	3,1	36	30	19	69,1	88,1	78
15	15	30	6,3	3,7	35	27	18	65,7	83,7	78
16	13	40	6,2	2,9	36	28	18	66,9	84,9	79
17	12	27	6,1	2,5	32	24	18	58,5	76,5	76
18	13	24	6,0	2,9	34	24	19	60,9	79,9	76
19	11	24	6,0	3,0	26	21	18	50,0	68,0	74
20	19	20	6,4	2,6	43	40	11	85,6	96,6	89

**Anexo II**– Análise granulométrica do solo das 20 parcelas da área experimental.

<b>Parcela</b>	<b>Argila</b>	<b>Silte</b>	<b>Areia</b>	<b>Textura</b>
	$\text{g. kg}^{-1}$			
01	358	216	426	Franco Argilosa
02	420	228	352	Argila
03	440	200	360	Argila
04	419	201	380	Argila
05	440	201	359	Argila
06	451	209	340	Argila
07	480	178	342	Argila
08	420	205	375	Argila
09	449	149	402	Argila
10	377	196	427	Franco Argilosa
11	357	208	435	Franco Argilosa
12	418	170	412	Argila
13	357	211	432	Franco Argilosa
14	368	196	436	Franco Argilosa
15	409	152	439	Argila
16	367	169	464	Franco Arenosa
17	356	163	481	Franco Arenosa
18	316	184	500	Franco Argilosa Arenosa
19	305	167	528	Franco Argilosa Arenosa
20	295	181	524	Franco Argilosa Arenosa

**Anexo III** - Espécies arbóreas de recobrimento (rápido crescimento e copa grande) plantadas na restauração florestal estudada na Fazenda Santo Antônio, Araras-SP.

<b>Espécies de recobrimento</b>	<b>Nome popular</b>
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. - Sterculiaceae	Mutambo
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal. - Solanaceae	Fumo-bravo
<i>Croton floribundus</i> Spreng. - Euphorbiaceae	Capixingui
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltl. - Solanaceae	Fruto-de-sabiá
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl. - Malvaceae	Pente-de-macaco
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth. - Malvaceae	Algodoeiro
<i>Inga vera</i> Willd. - Fabaceae	Ingá
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby - Fabaceae	Pau-cigarra
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb. - Fabaceae	Cássia-candelabro
<i>Croton urucurana</i> Baill. - Euphorbiaceae	Sangra-d'água
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blum. - Cannabaceae	Pau-pólvora

**Anexo IV** - Espécies de adubo verde plantadas na restauração florestal estudada na Fazenda Santo Antônio, Araras-SP.

<b>Espécies de adubação verde</b>	<b>Nome popular</b>
<i>Pennisetum glaucum</i> (L.) RBr. - Poaceae	Milheto
<i>Crotalária spectabilis</i> Roth. - Fabaceae	Crotalária
<i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp. - Fabaceae	Guandu-forrageiro (Anão)
<i>Raphanus sativus</i> (L.) G. Beck - Brassicaceae	Nabo-forrageiro

**Anexo V** – Espécies madeireiras nativas da Mata Atlântica plantadas na restauração florestal estudada na Fazenda Santo Antônio, Araras-SP.

<b>Espécies madeireiras</b>	<b>Nome popular</b>
<i>Anadathera colubrina</i> (Vell.) Brenan - Fabaceae	Angico-vermelho
<i>Astronium graveolens</i> Jacq. - Anacardiaceae	Guaritá
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engler) Engler - Rutaceae	Pau-marfim
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntza - Lecythidaceae	Jequitibá-branco
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze - Lecythidaceae	Jequitibá-rosa
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillen. ex Benth - Fabaceae	Araribá
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrabida ex Steudel - Boraginaceae	Louro-pardo
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos - Bignoniaceae	Ipê-roxo
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan - Fabaceae	Gurucaia
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub. - Fabaceae	Canafístula
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl. - Bignoniaceae	Ipê-felpudo



## **CAPÍTULO 2**

**Desbaste químico e uso de *clip fisheye* para  
criação e avaliação da intensidade de luz no  
sub-bosque de um plantio de restauração  
florestal**

## Resumo

A criação de modelos economicamente viáveis é um dos caminhos para fomentar a restauração florestal em larga escala, devido ao abatimento dos custos de implantação com geração de renda a médio e longo prazo. Tais modelos podem conter a realização de desbastes para permitir maior entrada de luz no sub-bosque e acelerar o crescimento de espécies arbóreas de crescimento lento e alto valor comercial. Nosso objetivo foi testar o uso do desbaste químico em nove espécies arbóreas nativas de recobrimento, comuns na restauração florestal da Mata Atlântica, por meio da morte em pé com aplicação localizada de glifosato. Foi realizado o desbaste químico de 0%, 30%, 60% e 100% da área basal de espécies de recobrimento em 20 parcelas de 600 m<sup>2</sup>. A eficiência dos desbastes foi avaliada por meio da presença de rebrotas nos indivíduos e pelo percentual de abertura de dossel e radiação fotossinteticamente ativa (RFA) no sub-bosque das parcelas. Foi testado o uso de celular com *clip fisheye* na obtenção de fotografias hemisféricas para avaliação da abertura de dossel, comparado com dados de RFA coletados com ceptômetro nos mesmos pontos. Também foi relacionada a massa seca epígea de gramíneas e espécies ruderais com os tratamentos. Após três meses, o desbaste químico suprimiu 56% dos indivíduos arbóreos, com percentuais de rebrota diferentes por espécie, e foi eficaz em alterar o regime de luz, levando a variações proporcionais na abertura de dossel e RFA entre os tratamentos. Os dados de abertura de dossel e RFA foram forte e positivamente correlacionados. Este trabalho mostrou que é possível manejar a entrada de luz no sub-bosque da restauração florestal através do desbaste químico, desde que as espécies sejam levadas em conta, e que o *clip fisheye* pode ser usado como ferramenta de baixo custo para avaliação indireta das condições de luz no sub-bosque.

**Palavras-chave:** Espécies nativas, desbaste químico, *clip fisheye*, Mata Atlântica.

## **Introdução**

A necessidade de restaurar milhões de hectares de ecossistemas florestais ao redor do mundo tornou a prática da restauração florestal frequente nos dias atuais (CHAZDON et al., 2017). Isso levou a uma rápida evolução da cadeia produtiva ligada à restauração, contribuindo para o desenvolvimento de diversas técnicas, incluindo o plantio de mudas florestais em áreas de baixa resiliência (MANSOURIAN, LAMB & GILMOUR, 2005). No entanto, tais iniciativas possuem alto custo e ausência de benefícios financeiros diretos em curto prazo, o que inibe ações de restauração por parte de proprietários rurais (LAMB, ERSKINE & PARROTA, 2005; ARONSON et al., 2011). O desenvolvimento de modelos economicamente viáveis pode ser o caminho para suscitar a restauração florestal em larga escala. Para tanto, é necessário compreender a relação entre espécies arbóreas de diferentes grupos sucessionais, assim como o manejo necessário para viabilizar a produção de madeira em tais sistemas.

Considerando que a luz é o fator mais limitante ao desenvolvimento de plantas no sub-bosque de florestas tropicais (WRIGHT et al., 2010), o estudo sobre as condições de luz neste estrato é essencial para a pesquisa destes ecossistemas (ENGELBRECHT & HERZ, 2001). Especialmente considerando a possibilidade de manejar a floresta com fins econômicos, favorecendo o crescimento de espécies arbóreas com alto valor de mercado por meio de podas e/ou desbastes dos indivíduos que compõem o dossel.

Dentre as técnicas usadas para desbastar indivíduos arbóreos indesejados, ou cujo corte e aproveitamento da madeira não é financeiramente viável, o desbaste químico é uma das mais usadas (MCIVOR & VAN DEN DIJSSEL, 2017; TUBBY, WILLOUGHBY & FOSTER, 2017). Ele consiste na aplicação localizada de herbicida em cortes ou orifícios realizados com ferramentas (SANTOS & DURIGAN, 2013; TUBBY, WILLOUGHBY & FOSTER, 2017), e tem como objetivo matar a árvore em pé. Desse modo, ela gera menos impactos no sub-bosque e continua a servir de abrigo para a fauna (BECHARA, 2003; MENDES & SEIXAS, 2017). No entanto, o desbaste químico foi pouco testado em espécies nativas, sendo comum para controlar espécies exóticas em áreas naturais, onde se deseja elevar a entrada de luz no sub-bosque para acelerar a regeneração natural da vegetação nativa (SAPORETTI et al., 2003).

Uma forma de avaliar o sucesso do desbaste químico é através da quantificação da abertura do dossel e da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) que atinge o sub-bosque. A primeira é geralmente obtida através da análise de fotografias hemisféricas (MONTE et al., 2007) ou uso de densiômetro (STRICKLER, 1959), e a segunda com equipamentos específicos como ceptômetros (FRANCONE et al., 2014). Muitos desses equipamentos possuem alto custo de aquisição e manutenção, constituindo um entrave para estudos científicos. Nesse contexto, o manejo do dossel florestal e o desenvolvimento de técnicas simples e de baixo custo para a aferição das condições de luz no sub-bosque são questões importantes para projetos de restauração florestal com objetivo de produção madeireira.

Assim, nosso objetivo foi verificar a eficiência do desbaste químico de espécies nativas em um plantio de restauração florestal com perspectiva de

colheita madeireira, além de comparar os dados de abertura de dossel e RFA no sub-bosque, obtidos, respectivamente, com celular com *clip fisheye* e ceptômetro.

## Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Santo Antônio (22°22'57"S e 47°19'13 O"), em Araras-SP, em um plantio de restauração florestal com cinco anos, desenhado para futura colheita madeireira. O clima regional tem verões quentes e chuvosos, e invernos secos e frios com média pluviométrica anual de 1.426 mm.ano<sup>-1</sup> (CCA/UFSCar, 2015).

O desbaste químico das árvores recobridoras foi realizado visando propiciar um gradiente de luz no sub-bosque do plantio de restauração. Este método de desbaste foi escolhido com objetivo de baratear e facilitar a parte operacional no campo, além de minimizar o impacto da queda das árvores sobre as árvores plantadas no sub-bosque. No total, foram desbastados 588 indivíduos de nove das 11 espécies arbóreas de recobrimento plantadas na área (Anexo I). Para a criação do gradiente de luz, foram montadas 20 parcelas de 20 m x 30 m (600 m<sup>2</sup>), totalizando uma área experimental de 1,2 ha (Fig. 1). Os quatro tratamentos foram alocados aleatoriamente em cinco blocos contíguos (Fig. 1) e consistiram no desbaste químico das árvores de recobrimento representando 0%, 30%, 60% e 100% da área basal da parcela. Portanto, no tratamento 0%, nenhum indivíduo foi submetido ao desbaste, e no tratamento 100%, todos foram desbastados.



**Figura 5** - Esquema das parcelas na área de restauração florestal da Fazenda Santo Antônio/Araras-SP (delimitada em vermelho) e localização das parcelas (P1 a P20) e dos quatro tratamentos com diferentes níveis de desbaste químico de espécies de recobrimento, representando 0%, 30%, 60% e 100% da área basal da parcela.

Nos tratamentos intermediários (30% e 60%), a área basal dos indivíduos de recobrimento foi quantificada (Fig. 2). O diâmetro à altura do peito (DAP) dos indivíduos foi obtido a partir da circunferência à altura do peito (CAP), medida com fita métrica, e usado nas seguintes equações para a obtenção da área basal (AB):

$$DAP = \frac{CAP}{\pi} \qquad AB = \frac{(\pi \cdot DAP^2)}{4}$$

Para indivíduos que apresentavam diversos fustes, a AB foi determinada com base no diâmetro médio (q):

$$q = \sqrt{\frac{\sum DAP}{n}} \qquad \Longrightarrow \qquad AB = \frac{\pi \cdot q^2}{4 \cdot n}$$

$q$  = diâmetro médio

$n$  = número de fustes

Nos tratamentos intermediários, foram selecionados sistematicamente os indivíduos que somados representavam 30% e 60% da área basal total da parcela. A seleção foi feita visando deixar as parcelas dos tratamentos as mais homogêneas possíveis, evitando o desbaste de indivíduos muito próximos uns aos outros.

O desbaste químico dos indivíduos de recobrimento foi realizado em março de 2018. Para tanto, foram abertos sulcos no tronco das árvores com uma machadinha, e aplicado glifosato puro diretamente na região cambial (ONOFRE, 2012; Fig. 2). A aplicação foi feita imediatamente após a abertura do sulco para evitar possíveis perdas de efeito, já que, quanto menor o intervalo de tempo entre o corte e a aplicação, maior a efetividade de penetração do produto (DECHOUM & ZILLER, 2013). Apesar do glifosato ser capaz de persistir no solo por um período considerável, que pode variar de 2 a 197 dias (GIEZY, DOBSON & SOLOMON, 2000), ele é uma molécula relativamente segura quando usada em plantios de restauração florestal (FLÓRIDO, 2015). A efetividade na implantação dos tratamentos foi verificada três meses após a aplicação do herbicida, por meio da observação de rebrotas nos indivíduos submetidos ao desbaste químico.





**Figura 6** - Procedimentos para o desbaste no plantio de restauração: a) Medição da circunferência à altura do peito das árvores de recobrimento para cálculo da área basal; b) Marcação dos indivíduos selecionados para desbaste; c) Abertura de sulcos no tronco para aplicação de glifosato; d) Aplicação de glifosato puro nos sulcos recém-abertos para realização do desbaste químico.

Os dados de RFA foram coletados com ceptômetro (AccuPAR LP80, *Decagon Devices, Inc.*) em três momentos: um mês antes dos desbastes (fevereiro de 2018); três meses após os desbastes (julho de 2018); e um ano após os desbastes (fevereiro de 2019). Foram realizadas 19 medidas por parcela, sendo que cada uma delas consistiu em duas leituras feitas pelo ceptômetro, somadas e divididas por dois pelo equipamento no momento da coleta. A primeira foi realizada no sentido da linha de plantio e segunda

perpendicular a ela, sempre em nível e a 1 m de altura (Figura 3). Todas as medidas de RFA foram feitas com céu azul, sem nuvens, entre 11h30 e 13h30. Para cada parcela foi realizada uma medida externa de referência a pleno sol na estrada próxima ao plantio (HAKAMADA et al., 2016). O percentual de RFA no sub-bosque ( $\%RFA_{SUB}$ ) foi calculado dividindo-se a RFA sob o dossel florestal pela RFA a pleno sol e multiplicando-se por 100.

Para obtenção da abertura do dossel com *clip fisheye*, fotografias hemisféricas foram registradas com celular com o *clip fisheye* acoplado a sua câmera. O celular foi fixado a um tripé de alumínio a 1 m do solo, em nível, com orientação Norte (Figura 3). As imagens foram registradas nos mesmos locais e datas usadas na coleta dos dados de RFA com ceptômetro, totalizando 19 fotografias por parcela. As fotografias foram registradas sempre no início da manhã e final da tarde para evitar interferências negativas do sol e ventos fortes (GARCIA et al., 2007; DIAS et al., 2017), e analisadas com o programa *Gap Light Analyzer 2.0* (FRAZER, CANHAM & LERTZMAN, 1999), ajustando as coordenadas e altitude locais. Diversos estudos sobre estrutura do dossel de florestas foram realizados com o auxílio deste programa (JIANXIN, LI & ZHIYAO, 2016; GUO et al., 2016; TULOD, NORTON & SEALEY, 2018). Em todas as análises, foi usada a banda azul, que permite maior contraste entre o dossel da floresta e o céu (MONTE et al., 2007; SCHIAVO, 2016). A avaliação do melhor limiar de cinza foi ajustada visualmente, comparando-se a imagem original com a gerada pelo programa (MONTE et al., 2007). Na primeira e terceira série de fotos, registradas em fevereiro de 2018 e fevereiro 2019, respectivamente, o limiar de cinza foi fixado em 153. Na segunda série, registrada em julho de 2018, o limiar de cinza foi fixado em 140.



**Figura 7** – Coleta de dados na restauração florestal; a) Medição da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) com ceptômetro; b) Registro de fotografia hemisférica com celular com *clip fisheye* acoplado a sua câmera e fixado a um tripé.

O percentual de rebrota de cada espécie de recobrimento foi calculado comparando o total de indivíduos submetidos a morte em pé com o total de indivíduos que apresentaram rebrota. Foi feito um teste de Kruskal-Wallis seguido de teste Dunn para avaliar o efeito da espécie na rebrota, considerando o indivíduo (rebrotado ou não rebrotado) como repetição. Para avaliar se houve diferenças no %RFA<sub>SUB</sub> em função dos níveis de desbaste, em cada período avaliado, foi realizado um teste de Kruskal-Wallis seguido do teste Dunn, já que não foi encontrada normalidade nos dados. O mesmo procedimento foi realizado com a variável porcentagem de abertura do dossel, porém, para esta foi usada análise de variância seguida do teste de Tukey para verificar diferenças em função dos tratamentos. Além disso, foi realizada ANOVA de medidas repetidas para verificar se houve variação temporal da abertura de dossel e RFA nas mesmas parcelas. Foi feito ainda o teste de correlação de Pearson entre os

dados de RFA obtidos com o ceptômetro e de abertura de dossel obtidos com *clip fisheye*. Para esta análise, usamos os dados coletados na terceira avaliação, em fevereiro de 2019. Todas as análises foram realizadas no R (R Core Team, 2018).

## Resultados

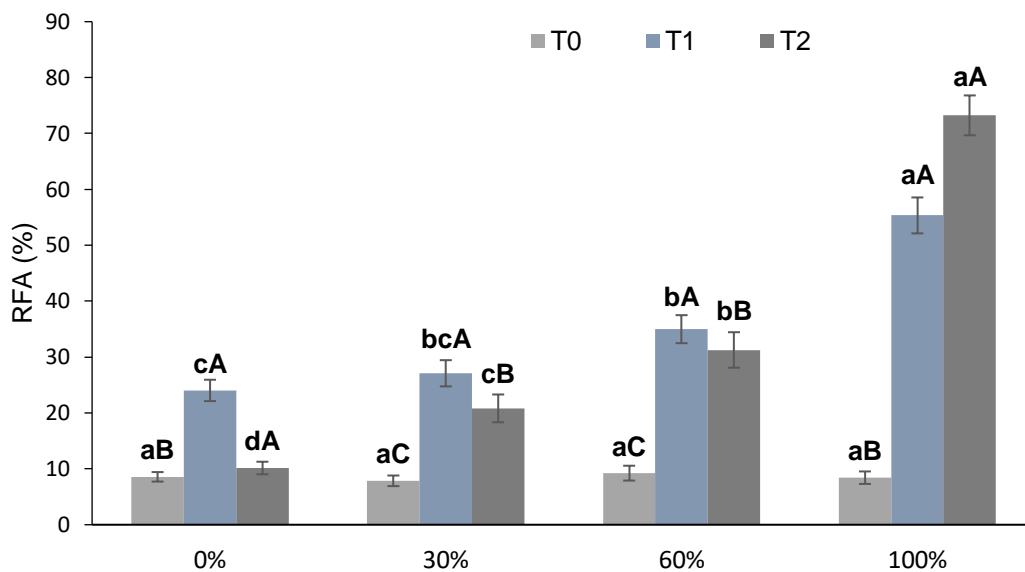
Das árvores que foram submetidas ao desbaste químico, 44% rebrotaram (Tab. 1). Houve diferença entre espécies nos percentuais de rebrota (Kruskal-Wallis,  $P < 0,001$ ), sendo que as espécies com maiores percentuais de rebrota foram *C. floribundus* e *G. ulmifolia* (Tab. 1).

**Tabela 1** – Número de indivíduos de espécies arbóreas de recobrimento submetidos ao desbaste químico pela aplicação de glifosato, com o respectivo percentual de rebrota. Valores percentuais de rebrota com letras diferentes diferiram entre si pelo teste Dunn ( $P < 0,05$ ).

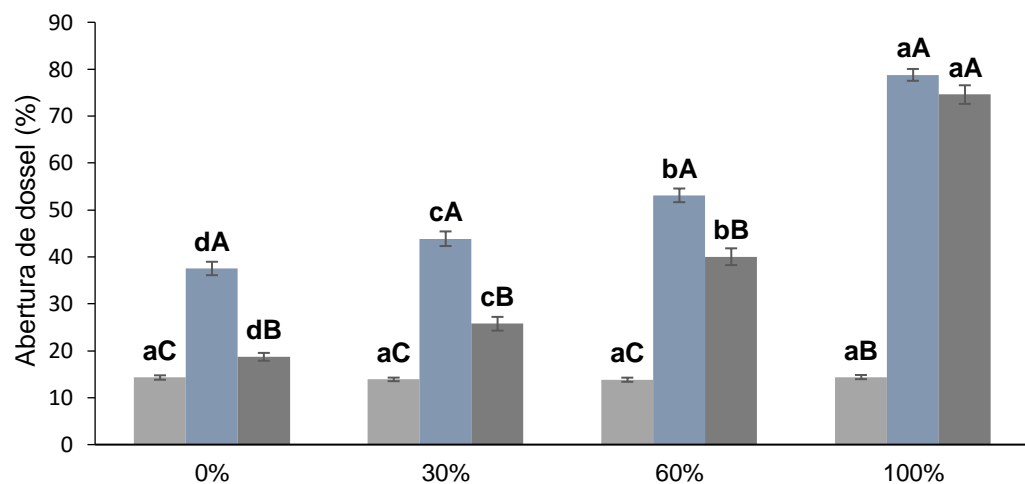
Espécies	Número de indivíduos desbastados	Número de indivíduos com rebrota	% Rebrota
<i>G. ulmifolia</i>	97	80	82,47 a
<i>C. floribundus</i>	88	57	64,77 a
<i>A. arborescens</i>	57	29	50,78 b
<i>T. micrantha</i>	9	4	44,44 b
<i>I. vera</i>	26	10	38,46 b
<i>S. multijuga</i>	60	20	33,33 b
<i>H. popayanensis</i>	55	15	27,27 bc
<i>S. granulosoaleprosum</i>	165	41	24,8 bc
<i>C. urucurana</i>	31	3	9,67 c
Total	588	259	44,05

O desbaste químico foi eficiente em criar um gradiente de luz entre os tratamentos com diferentes níveis de desbaste, observado tanto pelo ceptômetro (RFA; Kruskal-Wallis;  $P < 0,001$ ) como pelo celular com *clip fisheye* (porcentagem de abertura do dossel; ANOVA,  $P < 0,001$ ). Em relação aos valores de intensidade de luz, houve incrementos tanto na RFA quanto na abertura de dossel em todos os tratamentos (Fig. 5). A porcentagem de abertura do dossel e a %RFA foram positivamente relacionadas ( $R^2 = 0,75$ ;  $P < 0,001$ ; Fig. 6).

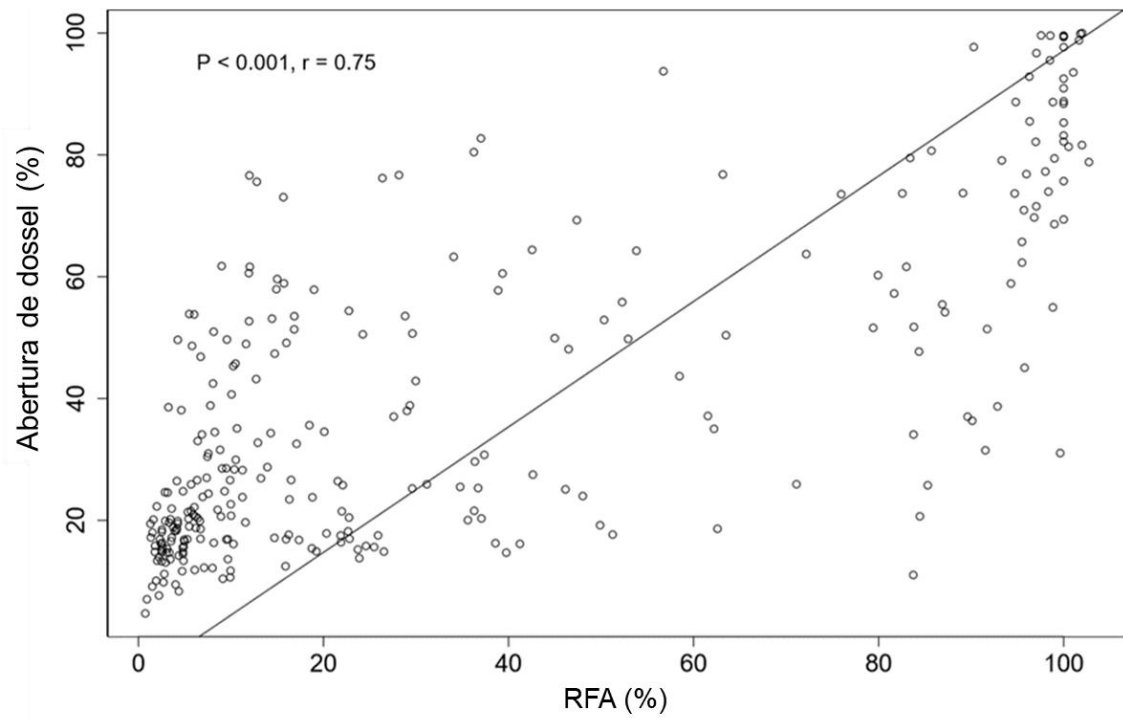
A



B



**Figura 8** - Média de incremento ( $\pm$  erro padrão) da radiação fotossinteticamente ativa (RFA; A) e porcentagem de abertura de dossel (B) em três momentos distintos em relação à redução de área basal de 0%, 30%, 60% e 100% das árvores recobridoras por meio do desbaste químico: antes dos desbastes (T0; fevereiro de 2018); três meses após os desbastes (T1; julho de 2018); um ano após os desbastes (T2; fevereiro de 2019). Barras com letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P < 0,05$ ). Letras minúsculas comparam as médias entre os tratamentos e letras maiúsculas dentro dos tratamentos.



**Figura 9** - Relação (Correlação de Pearson;  $r = 0,75$ ) entre abertura de dossel e a RFA obtidas à um m do solo, em plantio de restauração florestal com cinco anos, um ano após desbaste químico de 0%, 30%, 60% e 100% da área basal das árvores recobridoras.

## Discussão

O desbaste químico foi eficaz em garantir a formação de um gradiente de luz, gerando maior abertura do dossel e menor interceptação de RFA quanto maior o nível de desbaste. Embora os desbastes tenham gerado o gradiente de intensidade de luz entre os tratamentos, a técnica não matou quase a metade dos indivíduos, que apresentaram capacidade de rebrota. McIvor e Van Den Dijssel (2017) obtiveram altas taxas de sucesso no controle de espécies arbóreas utilizando o desbaste químico com uso de glifosato, porém com aplicações sucessivas do produto a cada dois meses durante um semestre. No presente estudo, a eficácia na supressão das espécies de recobrimento foi de 56%, valor semelhante ao encontrado por DiTomaso e Kaiser (2007), que obtiveram 59% de eficácia após 1 ano do tratamento. Todas as espécies tiveram indivíduos sobreviventes, porém em percentuais variáveis, revelando que as espécies respondem diferentemente ao uso da técnica, como encontrado também por Dechoum & Ziller (2013).

Vários fatores influenciam a eficácia da técnica do desbaste químico, como o diâmetro, o princípio ativo do herbicida e a época de aplicação, sendo frequentemente necessário repetir o procedimento para obter altos índices de mortalidade (HEILLIGMANN, 2006; WILLOUGHBY, STOKES e CONNOLLY, 2017; MCIVOR & VAN DEN DIJSSEL, 2017). Estas variáveis não foram foco desse estudo, porém cabe salientar que indivíduos de *H. popayanensis*, que possuíam altos valores de DAP, e de *I. vera*, com baixos DAPs, não diferiram em relação ao número de indivíduos com rebrotas, o que sugere que outras características, que não o diâmetro do tronco, seriam mais determinantes da rebrota. Em estudo desenvolvido por Tubby, Willoughby e Forster (2016), o DAP



teve pouca influência no controle de *Pinus sylvestris* submetido ao desbaste químico. Todos os indivíduos perderam suas folhas e formaram clareiras, resultado semelhante ao encontrado por Santos e Durigan (2013), que testaram o desbaste químico de espécies arbóreas exóticas e nativas em plantio de restauração usando herbicida a base de glifosato.

Mesmo que a elevada proporção de rebrota (44%) possa levar a uma baixa eficácia do método após alguns anos (DITOMASO & KAISER, 2007), houve o desfolhamento temporário dos indivíduos dominantes do dossel, portanto, o objetivo de criar um gradiente de luz no sub-bosque foi atingido. Além disso, a resiliência das árvores nativas ao herbicida pode ser interessante do ponto de vista ecológico e técnico, caso os indivíduos percam suas folhas somente durante alguns meses, contribuindo para aumento da radiação e favorecendo espécies economicamente interessantes no sub-bosque, e depois retornem a desempenhar funções ecológicas na área.

A execução do desbaste químico teve boa agilidade em campo, corroborando DiTomaso e Kayser (2007). Foram necessários apenas dois dias e meio (cerca de 20h) para realizar o tratamento em 588 indivíduos, um tempo de desbaste por indivíduo 47% mais rápido que o realizado com motosserra (BEHJOU et al., 2009). Cabe lembrar que a presença de indivíduos madeireiros no sub-bosque poderia atrasar ainda mais a operação com motosserra, já que o corte teria que ser cuidadosamente direcionado.

Os percentuais de abertura do dossel foram positivamente relacionados aos percentuais de RFA no sub-bosque. Tanto fotografias hemisféricas quanto ceptômetros são usados para estimar indiretamente o IAF (BARET et al., 2010; CANFALONIERI et al., 2013). Apesar de estudos evidenciarem que a análise de

fotografias hemisféricas é mais eficiente que o ceptômetro (WHITE et al., 2000; JHONCKEERE et al., 2004; HAKAMADA et al., 2016), e que o último equipamento subestima o IAF (LOPES et al., 2014), já foi encontrada correlação positiva entre os dois métodos (CHIANUCCI & CUTINI, 2013). Outros autores enfatizaram que a estimativa visual do IAF foi mais eficiente que ambos os equipamentos (HAKAMADA et al., 2016), mostrando que, independentemente do método aplicado, todos possuem limitações (JHONCKEERE et al., 2004). Ressalta-se que a variação brusca do percentual de abertura de dossel e RFA observada na segunda coleta de dados (T1) pode ser explicada pelo fato das medições terem sido realizadas na estação seca. Isto justifica o aumento da intensidade de luz, mesmo nas parcelas com 0% de desbaste, já que diversas espécies arbóreas plantadas são decíduas ou semidecíduas, resultando em maior abertura de dossel e, conseqüentemente, maior quantidade de luz que chega ao sub-bosque na estação seca (SOUZA & BATISTA, 2004; ALMEIDA & VIANI, 2019).

Existem poucas referências sobre celular com *clip fisheye* na obtenção de fotografias hemisféricas. No entanto, alguns estudos já atestaram que, além do baixo custo do equipamento e praticidade operacional, as imagens de celular com *clip fisheye* podem ser consideradas confiáveis quando comparadas com imagens de câmeras profissionais (TICHÝ, 2016; BIANCHI et al., 2017). Outros autores também encontraram correlação significativa quando compararam o uso de celular com *clip fisheye* e câmera profissional com lente “olho de peixe”, concluindo que essa ferramenta pode ser usada com sucesso para estimativa indireta do IAF (NAJAFABADI, 2014; LIMA, 2016). A forte correlação positiva entre abertura de dossel e RFA encontrada neste estudo indica que o uso de

celular com *clip fisheye* é viável também para estimar indiretamente a RFA em áreas de restauração florestal.

Os resultados deste estudo mostram que é possível realizar o desbaste químico de espécies nativas com glifosato como alternativa a operações mais demoradas e custosas com uso de motosserra. Porém, espécies com rebrota vigorosa necessitam da aplicação adicional de herbicida após o corte mecânico para serem suprimidas (DITIMASSO & KAYSER, 2007). A maior abertura de dossel proporcionada pelos desbastes pode ser amostrada de maneira eficiente com fotografias hemisféricas obtidas com *clip fisheye* acoplado a um celular. Trata-se de uma ferramenta de custo relativamente baixo, que pode ser usada com sucesso para determinação indireta dos níveis de luz no sub-bosque, substituindo equipamentos de alto valor de aquisição e manutenção (NAJAFABADI, 2014; ORLANDO et al., 2015), muitas vezes indisponíveis.

## **Conclusões**

O uso do desbaste químico em espécies nativas foi eficiente em elevar os níveis de luz no sub-bosque, fato observado tanto por meio do percentual de abertura de dossel, quanto da RFA. O uso de celular com *clip fisheye* pode ser indicado como ferramenta de baixo custo para obtenção de fotografias hemisféricas para determinação indireta da RFA em plantios de restauração florestal, substituindo o uso de ceptômetro.

## Referências bibliográficas

ALMEIDA, C.; VIANI, R. A. G. Selection of shade trees in forest restoration plantings should not be based on crown tree architecture alone. **Restoration Ecology**. 8p., 2019. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.12930/supinfo>>. Acesso em: 11/04/2019.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. IF. Série Registros, São Paulo, n. 44, p. 1-38, 2011.

BARET, F.; SOLAN, B.; LOPEZ-LOZANO, R.; KAI MA; WEISS, M. GAI estimates of row crops from downward looking digital photos taken perpendicular to rows at 57.5 zenith angle: Theoretical considerations based on 3D architecture models and application to wheat crops. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 150, n. 11, p. 1393-1401, 2010.

BECHARA, F. C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2003.

BEHJOU, F. K.; MAJNOUNIAN, B.; DVORÁK, J.; NAMIRANIAN, M.; SAEED, A.; FEGHHI, J. Productivity and cost of manual felling with a chainsaw in Caspian forests. **Journal of forest science**, v. 55, n. 2, p. 96-100, 2009.

BIANCHI, S.; CAHALAN, C.; HALE, S.; GIBBONS, J. M. Rapid assessment of forest canopy and light regime using smartphone hemispherical photography. **Ecology and evolution**, v. 7, n. 24, p. 10556-10566, 2017.

CCA/UFSCar. Dados climatológicos. 2015 Disponível em: <<https://www.cca.ufscar.br/pt-br/servicos/dados-climatologicos>>. Acesso em: 03/10/2018.

CHAZDON, R. L.; BRANCALION, P. H. S.; LAMB, D.; LAESTADIUS, L.; CALMON, M.; KUMAR, C. A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. **Conservation Letters**, v. 10, n. 1, p. 125-132, 2017.

CHIANUCCI, F.; CUTINI, A. Estimation of canopy properties in deciduous forests with digital hemispherical and cover photography. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 168, p. 130-139, 2013.

CONFALONIERI, R.; FOI, M.; CASA, R.; AQUARO, S.; TONA, E.; PETERLE, M.; BOLDINI, A.; DE CARLI, G.; FERRARI, A.; FINOTTO, G.; GUARNERI, T.; MANZONI, V.; MOVEDI, E.; NISOLI, A.; PALEARI, L.; RADICI, I.; SUARDI, M.; VERONESI, D.; BREGAGLIO, S.; CAPELLI, G.; CHIODINI, M. E.; DOMINONI, P.; FRANCONI, C.; FRASSO, N.; STELLA, T.; ACUTIS, M. Development of an app for estimating leaf area index using a smartphone. Trueness and precision determination and comparison with other indirect methods. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 96, p. 67-74, 2013.

DECHOUM, M.; ZILLER, S. R. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. **Biotemas**, v. 26, n. 1, p. 69-77, 2013.

DIAS, D. M.; PAGOTTO, M. A.; PEREIRA, T. C.; RIBEIRO, A. S. Estrutura arbórea e sazonalidade da cobertura do dossel em vegetação florestada e aberta no Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, 2017.

DITOMASO, J. M.; KYSER, G. B. Control of *Ailanthus altissima* using stem herbicide application techniques. **Arboriculture and Urban Forestry**, v. 33, n. 1, p. 55, 2007.

ENGELBRECHT, B. M. J.; HERZ, H. M. Evaluation of different methods to estimate understorey light conditions in tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 2, p. 207-224, 2001.

FLÓRIDO, F. G. **Controle de plantas competidoras na restauração ecológica**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiróz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

FRANCONE, C.; PAGANI, V.; FOI, M.; CAPPELLI, G.; CONFALONIERI, R. Comparison of leaf area index estimates by ceptometer and PocketLAI smart app in canopies with different structures. **Field Crops Research**, v. 155, p. 38-41, 2014.

FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. Gap Light Analyzer (GLA): imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs. User's manual and program documentation, Version 2.0. **Simon Fraser University, Burnaby, BC, Canada, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, NY**, 1999.

GARCIA, L. C.; REZENDE, M. Q.; PIMENTA, M. A.; MACHADO, R. M.; LEMOS FILHO, J. P. Heterogeneidade do dossel e quantidade de luz no recrutamento do sub-bosque de uma mata ciliar no Alto São Francisco, Minas Gerais: análise através de fotos hemisféricas. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. S2, p. 99-101, 2007.

GIESY, J. P.; DOBSON, S.; SOLOMON, K. R. Ecotoxicological risk assessment for Roundup® herbicide. In: **Reviews of environmental contamination and toxicology**. Springer, New York, NY, 2000. p. 35-120.

GUO, F.; KAINZ, M. J.; SHELDON, F.; BUNN, S. E. Effects of light and nutrients on periphyton and the fatty acid composition and somatic growth of invertebrate grazers in subtropical streams. **Oecologia**, v. 181, n. 2, p. 449-462, 2016.

HAKAMADA, R.; GIUNTI NETO, C.; LEMOS, C. C. Z.; SILVA, S. R.; OTTO, M. S. G.; HALL, K. B.; STAPE, J. L. Validation of an efficient visual method for estimating leaf area index in clonal Eucalyptus plantations. **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, v. 78, n. 4, p. 275-281, 2016.

HEILIGMANN, R. B. Controlling Undesirable Trees, Shrubs, and Vines in Your Woodland. **Extension Factsheet**. 3p., 2006. Disponível em: <<https://woodlandstewards.osu.edu/sites/woodlands/files/d6/files/pubfiles/0045m.pdf>>. Acesso em: 11/03/2019.

JIANXIN, X. U.; LI, X. U. E.; ZHIYAO, S. U. Impacts of forest gaps on soil properties after a severe ice storm in a *Cunninghamia lanceolata* stand. **Pedosphere**, v. 26, n. 3, p. 408-416, 2016.

JONCKHEERE, I.; FLECK, S.; NACKAERTS, K.; MUYS, B.; COPPIN, P.; WEISS, M.; BARET, F. Review of methods for in situ leaf area index determination: Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. **Agricultural and forest meteorology**, v. 121, n. 1-2, p. 19-35, 2004.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005.

LIMA, J. O. S. **Comparação de quatro métodos indiretos na medição de densidade de dossel em fragmento de mata nativa, recuperada e floresta de *Eucalyptus urophylla* (S. T. Blake)**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

LOPES, D.; NUNES, L.; WALDORF, N.; ARANHA, J.; SETTE JR, C.; VIANA, H.; HERNANDEZ, C. A simplified methodology for the correction of Leaf Area Index (LAI) measurements obtained by ceptometer with reference to Pinus Portuguese forests. **iForest-Biogeosciences and Forestry**, v. 7, n. 3, p. 186, 2014.

MANSOURIAN, S.; LAMB, D.; GILMOUR, D. Overview of technical approaches to restoring tree cover at the site level. In: MANSOURIAN, S.; VALLAURI, D.; DUDLEY, D. (Eds.), **Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees**. Springer, New York, p. 241–249, 2005.

MCIVOR, I; VAN DEN DIJSSEL, M. Killing old popular trees using chemicals. **Plant e food research**. 18p., 2017. Disponível em: <<http://www.poplarandwillow.org.nz/documents/killing-old-poplar-trees-using-chemicals.pdf>>. Acesso em: 10/03/2019.

MENDES, J. C. T.; SEIXAS, F. Impacts of logging on the structure of the native understory vegetation in an area of legal reserve. **Scientia Forestalis**, v. 45, n. 116, p. 685-695, 2017.

MONTE, M. A.; REIS, M. D. G. F.; REIS, G. G.; LEITE, H. G.; STOCKS, J. J. Métodos indiretos de estimação da cobertura de dossel em povoamentos de clone de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 6, p. 769-775, 2007.

NAJAFABADI, M. R. **Use of smartphone to derive the leaf area index**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Sensoriamento Remoto). Universidade de Wageningen, Holanda, 2014.

ONOFRE, F. F. **Restauração da Mata Atlântica em antigas unidades de produção florestal com *Eucalyptus saligna* Smith. no Parque das Neblinas, Bertioga, SP**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

ORLANDO, F.; MOVEDI, E.; PALEARI, L.; GILARDELLI, C.; FOI, M.; DELL’ORO, M.; CONFALONIERI, R. Estimating leaf area index in tree species using the PocketLAI smart app. **Applied vegetation science**, v. 18, n. 4, p. 716-723, 2015.

QUEIROZ, G. M. P.; SILVA, M. D.; BIANCO, R. J. F.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Transporte de glifosato pelo escoamento superficial e por lixiviação em um solo agrícola. **Química Nova**, v. 34, n. 2, p. 190-195, 2011.

SANTOS, W. L.; DURIGAN, G. Plantio de enriquecimento sob matas ciliares em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. Páginas & Letras: São Paulo, 2013.

SAPORETTI JR, A. W.; MEIRA NETO, J. A. A.; ALMADO, R. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 6, p. 905-910, 2003.

SCHIAVO, B. N. V. **Métodos para estimativa do índice de área foliar em um fragmento de floresta ombrófila mista montana no Estado do Paraná**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest ecology and Management**, v. 191, n. 1-3, p. 185-200, 2004.

STRICKLER, G. S. Use of the densiometer to estimate density of forest canopy on permanent sample plots. **PNW Old Series Research Notes No. 180**, p. 1-5, v. 180, 1959.

TICHÝ, L. Field test of canopy cover estimation by hemispherical photographs taken with a smartphone. **Journal of vegetation science**, v. 27, n. 2, p. 427-435, 2016.

TUBBY, K. V.; WILLOUGHBY, I. H.; FORSTER, J. The efficacy of chemical thinning treatments on *Pinus sylvestris* and *Larix kaempferi* and subsequent incidence and potential impact of *Heterobasidion annosum* infection in standing trees. **Forestry: An International Journal of Forest Research**, v. 90, n. 5, p. 728-736, 2017.

TULOD, A. M.; NORTON, D. A.; SEALEY, C. Canopy manipulation as a tool for restoring mature forest conifers under an early-successional angiosperm canopy. **Restoration Ecology**, 2018.

WHITE, M. A.; ASNER, G. P.; NEMANI, R. R.; PRIVETTE, J. L.; RUNNING, S. W. Measuring fractional cover and leaf area index in arid ecosystems: digital camera, radiation transmittance, and laser altimetry methods. **Remote Sensing of Environment**, v. 74, n. 1, p. 45-57, 2000.

WILLOUGHBY, I. H.; STOKES, V. J.; CONNOLLY, T. Using Ecoplugs containing glyphosate can be an effective method of killing standing trees. **Forestry: An International Journal of Forest Research**, v. 90, n. 5, p. 719-727, 2017.

WRIGHT, S. J.; KITAJIMA, K.; KRAFT, N. J. B.; REICH, P. B.; WRIGHT, I. J.; BUNKER, D. E.; CONDIT, R.; DALLING, J. W.; DAVIES, S. J.; DÍAZ, S.; ENGELBRECHT, B. M. J.; HARMS, K. E.; HUBBELL, S. P.; MARKS, C. O.; RUIZ-JAEN, M. C.; SALVADOR, C. M.; ZANNE, A. E. Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, v. 91, n. 12, p. 3664-3674, 2010.



## Anexos

**Anexo I** - Espécies arbóreas de recobrimento submetidas à morte em pé na área de restauração florestal da Fazenda Santo Antônio, Araras-SP.

<b>Espécies de recobrimento</b>	<b>Nome popular</b>
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltld. - Solanaceae	Fruto-de-sabiá
<i>Croton floribundus</i> Spreng. - Euphorbiaceae	Capixingui
<i>Croton urucurana</i> Baill. - Euphorbiaceae	Sangra-d'água
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. - Sterculiaceae	Mutambo
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth. - Malvaceae	Algodoeiro
<i>Inga vera</i> Willd. - Fabaceae	Ingá
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby - Fabaceae	Pau-cigarra
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal. - Solanaceae	Fumo-bravo
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blum. - Cannabaceae	Pau-pólvora

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O crescimento das espécies nativas com potencial madeireiro foi lento em ambiente sombreado em comparação com o crescimento à pleno sol observado em outros trabalhos existentes na literatura. A maior disponibilidade de luz levou ao maior crescimento de algumas das espécies estudadas, mas não influenciou outras, indicando que a resposta a maiores intensidades de luz depende das características intrínsecas da espécie. Logo, a recomendação de desbastes em áreas de restauração deve ser realizada em função das espécies madeireiras presentes no plantio. A qualidade do fuste das espécies que responderam em TCR em altura aos desbastes não piorou em função de maiores intensidades de luz, indicando que o desbaste químico pode ser uma técnica inicialmente viável para tais espécies.

Esses resultados ainda não nos confirmam se o plantio direto a pleno sol ou o plantio após o estabelecimento de um dossel arbóreo é a melhor estratégia para se plantar espécies madeireiras na restauração florestal. Porém, considerando que nenhuma espécie cresceu mais no ambiente mais sombreado, e que o de maior radiação não prejudicou, no geral, a qualidade do fuste, parece que o plantio a pleno sol, conjugado com práticas e podas de condução dos indivíduos madeireiros em função da arquitetura de crescimento das espécies seria o procedimento mais recomendável, ao menos para o grupo de espécies avaliadas.

A eficiência do desbaste químico de espécies nativas do grupo funcional de recobrimento depende da espécie em questão. Apesar de não ter sido eficiente na supressão dos indivíduos durante o período avaliado, o desbaste químico elevou a intensidade de luz no sub-bosque do plantio de restauração,

fato que pôde ser confirmado pelo aumento gradual de abertura de dossel e RFA. Os percentuais de abertura de dossel foram positivamente correlacionados com os percentuais de RFA no sub-bosque, indicando que o *clip fisheye*, uma ferramenta barata e acessível, é eficiente para avaliação indireta dos níveis de RFA, podendo substituir o uso do ceptômetro.

Por fim, levando em conta o grande número de espécies potenciais, pode-se concluir que as respostas de crescimento em relação ao aumento da intensidade de luz dependem das espécies. Levando em conta que diversos manejos podem impactar a silvicultura de espécies nativas, como podas dos indivíduos madeireiros, adubação e tipos de consórcio, são necessários mais estudos, com mais espécies e de longo prazo, para a seleção das melhores espécies e modelos de plantio para produção de madeira em projetos de restauração florestal.