



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE**

**RECOBRIMENTO DO SOLO E OFERTA DE FRUTOS POR ESPÉCIES ARBÓREAS  
NA RESTAURAÇÃO FLORESTAL**

**CRISLAINE DE ALMEIDA**

**ARARAS**

**2017**

CRISLAINE DE ALMEIDA

**RECOBRIMENTO DO SOLO E OFERTA DE FRUTOS POR ESPÉCIES ARBÓREAS  
NA RESTAURAÇÃO FLORESTAL**

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente (PPGAA) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente.

ARARAS

2017

de Almeida, Crislaine

Recobrimento do solo e oferta de frutos por espécies arbóreas na  
restauração florestal / Crislaine de Almeida. -- 2017.  
105 f. : 30 cm.

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

Orientador: Ricardo Augusto Gorne Viani

Banca examinadora: Ricardo Augusto Gorne Viani, Pedro Henrique Santin  
Brançalion, Priscilla de Paula Loiola

Bibliografia

1. Restauração ecológica. 2. Processos ecológicos. 3. Fenologia. I.  
Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.



**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 da candidata Crislaine de Almeida, realizada em 03/04/2017:

---

Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani  
UFSCar

---

Prof. Dr. Pedro Henrique Santin Brancalion  
USP

---

Profa. Dra. Priscilla de Paula Loiola  
UFSCar

Dedico à natureza, e a todos que lutam com suas pesquisas, protestos, modo de vida, e muitas vezes com sua própria vida, pela conservação e restauração de todos os ecossistemas naturais e todas as formas de vida que neles habitam.

## AGRADECIMENTOS

Trabalhar com a conservação da natureza é mais que um trabalho, uma missão que acompanha diariamente quem a abraça, por isso agradeço aos caminhos desse mundo que me levaram a essa missão, e as pessoas que me guiaram por ela...

Agradeço ao Prof. Dr. Ricardo A.G. Viani, que me aceitou como aluna, confiou em minha capacidade, e esteve sempre presente, com sua paciência infinita. Muito obrigada por tudo, e principalmente por seu exemplo de profissional e ser humano, sempre envolvido nessa missão com a conservação.

Agradeço a CAPES, pelos primeiros meses de bolsa, e a FAPESP pela bolsa de mestrado número 2015/05832-0. Agradeço também à FAPESP pelo financiamento do projeto temático número 2012/51500-0, dentro do qual foi desenvolvido esse trabalho.

Agradeço à UFSCar-CCA, que através do programa de mestrado em “Agricultura e Ambiente” me acolheu como aluna, oferecendo todo o suporte necessário para minha formação. Agradeço a Sirlene, a Cristina e a Natália, que aguentaram minhas milhões de dúvidas nesses anos. Agradeço aos professores do programa, Claudinei Fonseca, Roberta Nocelli, Leonor Assad, José Carlos Casagrande, Kayna Agostini, Alessandra Penha e Priscilla Loiola, sempre dispostos a ajudar em todas as dúvidas ao longo desse processo. Agradeço especialmente à Priscilla, que me ajudou incontáveis vezes com a parte estatística do projeto.

Agradeço aos amigos e colegas do PPGAA que me ajudaram e compartilharam a vida de pós-graduandos nos últimos anos: Juliano, Nicolas, Tati, José, Rafael B., Rafael M., Jéssica e Laís. Agradeço em especial a Priscila e a Thaís por serem grandes amigas que com certeza levarei para a vida.

Agradeço também aos professores que me aceitaram como aluna em disciplinas e cursos em outras universidades, e aos amigos e colegas com quem tive o privilégio de dividi-las. Agradeço ao Prof. Silvio Marchini, que me acolheu na sua disciplina de dimensões humanas da vida silvestre na ESALQ; agradeço ao Prof. Pedro Brancalion, que ministrou com o Prof. Ricardo a disciplina de Restauração Florestal; agradeço à Profa. Patrícia Morellato que me acolheu na sua disciplina de fenologia na UNESP; ao professor Mauro Galetti que acolheu na sua disciplina de frugivoria e dispersão de sementes na UNESP, e a todos os professores que participaram da disciplina; e aos professores Flávia Costa, Rafael Oliveira e Lourens Poorter, que me acolheram no curso de características funcionais das plantas no INPA, em Manaus. Muito obrigada também às amigas Aline Fransozi, Priscilla Pessoa de Oliveira, Letícia, Elis e à Deliane, que conheci nesses momentos e me acrescentaram muito como pessoa e profissional.

Agradeço ao Centro de Experimentos Florestais da SOS Mata Atlântica por ter aberto suas portas para o desenvolvimento desse trabalho e à sua equipe: Rafael B. Fernandes, Aretha Medina, Ana Paula, Augusto, Roberto, Cícero, Kelly, Ismael, Seu Wilson e Dona Jo, por todo auxílio que prestaram. Agradeço especialmente à Aretha e Ana Paula pelo suporte, e ao Augusto por ter me auxiliado, com muita paciência e boa vontade, mostrando as áreas, as espécies e marcando as árvores. Muito obrigada!

Agradeço a todos que me ajudaram em campo, em Itu e Araras: Aline Gutierrez, Bruna Andrade, Renan, Isaf, Luciana Chiba, Kaique, Priscilla, Mayara, Daiane, Ana Carolina, Camila Souza, Elielton, Jean, Eduardo, Giovana, Liniker, Murilo, Naiane e Valdenilson. Agradeço especialmente à Aline, que enfrentou a braquiária para me ajudar a marcar todas as árvores em Itu, e à Daiane, por toda a ajuda em Araras.

Agradeço a todos os alunos do Grupo de Estudos em Silvicultura e Florestas (GESF), e também aos companheiros de pós-graduação que estiveram comigo no LASPEF, Rafael B., José, Thaís, Carol e Victor. Agradeço muito ao Victor por ter me ajudado na confecção dos mapas!

Agradeço às professoras da banca de qualificação, Priscilla Loiola, Alessandra Penha e Kayna Agostini, por todas as sugestões e correções que contribuíram muito para o desenvolvimento desse trabalho.

Agradeço também à Priscilla Loiola e ao professor Pedro H. S. Brancalion pelos comentários e correções na defesa desse trabalho, que contribuíram muito para sua melhora.

Agradeço à Giovana, secretária do projeto temático, que me ajudou muitas vezes nas prestações de contas e em todas as dúvidas.

Agradeço ao Jardel, que me ajudou com caronas para Araras, quando eu ainda não conhecia a cidade.

Agradeço às minhas amigas Camila, Mariana, Kelly, Luciana, Janaina, Tais e Thalita, que mesmo muitas vezes distantes, estão sempre ao meu lado, dando forças. E agradeço também a Julia, Hellen, Xuépis, Torresmim e Guiça, do GEPEM, pelos primeiros passos juntas nessa missão. Muito obrigada a todas!

Agradeço à minha família por tudo, mesmo sabendo que as palavras não expressam toda a ajuda e apoio que recebi todos esses anos. Agradeço à minha mãe, Claudete, e meu pai, Paulo, que além de todo suporte e de sempre me apoiarem em meus sonhos, também foram incontáveis vezes para o campo comigo. Agradeço minha à irmã, Josiane, que me suporta todos os dias, agradeço ao meu irmão, Fernando, e à minha cunhada, Vanessa, que me apoiaram e ajudaram de todas as formas possíveis. Agradeço ao meu pequeno sobrinho, Gabriel, que alegra todos os meus dias com sua doçura, e que me dá sempre esperança que o mundo pode sim ser melhor. Agradeço também à minha vó Maria, que sempre me colocou em suas orações, e acredito que continua fazendo isso, de algum lugar que ainda desconheço.

Por fim, agradeço à Deus pela fé que guia minha caminhada.

## ***Velhas Árvores***

*Olha estas velhas árvores, mais belas  
Do que as árvores novas, mais amigas:  
Tanto mais belas quanto mais antigas,  
Vencedoras da idade e das procelas...*

*O homem, a fera, e o inseto, à sombra delas  
Vivem, livres de fomes e fadigas;  
E em seus galhos abrigam-se as cantigas  
E os amores das aves tagarelas.*

*Não choremos, amigo, a mocidade!  
Envelheçamos rindo! envelheçamos  
Como as árvores fortes envelhecem:*

*Na glória da alegria e da bondade,  
Agasalhando os pássaros nos ramos,  
Dando sombra e consolo aos que padecem!*

**Olavo Bilac**



## SUMÁRIO

RESUMO .....	10
ABSTRACT .....	11
INTRODUÇÃO GERAL .....	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	17
CAPÍTULO 1 – Recobrimento do solo por árvores em plantios jovens de restauração florestal .....	23
RESUMO .....	23
ABSTRACT .....	24
1. INTRODUÇÃO.....	25
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
2.1 Área de estudo e espécies selecionadas .....	28
2.2 Dados coletados .....	30
2.3 Análise dos dados .....	31
3. RESULTADOS .....	32
4. DISCUSSÃO .....	37
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	42
Implicações para a prática .....	43
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	44
CAPÍTULO 2 – Produção de frutos por árvores zoocóricas em áreas jovens de restauração florestal .....	56
RESUMO .....	56
ABSTRACT .....	57
1. INTRODUÇÃO.....	58
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	60
2.1 Área de estudo .....	60
2.2 Espécies selecionadas .....	61
2.3 Dados fenológicos .....	64
2.4 Análise dos dados .....	65
3. RESULTADOS .....	66

4. DISCUSSÃO .....	73
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	76
Implicações para a prática: .....	77
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	78
ANEXOS .....	86
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	104

## RESUMO

A abordagem utilizada na restauração florestal depende da resiliência do ecossistema degradado. Quando a degradação ultrapassa o limiar de autorrecuperação, há necessidade de técnicas ativas de restauração, sendo o plantio de mudas de árvores em área total a mais usada. Um rápido recobrimento do solo e uma boa oferta de frutos zoocóricos são características desejáveis em plantios de restauração florestal, pois contribuem para suprimir gramíneas invasoras e acelerar o processo de regeneração natural. Entretanto, se as espécies selecionadas com este propósito forem inadequadas, a sucessão ecológica na área pode não ser retomada e/ou a restauração pode se tornar mais demorada e cara. Por isso, é pertinente compreender como árvores plantadas interagem com o ambiente em processo de restauração. Assim, esse estudo busca responder como espécies arbóreas usadas com função de recobrimento sombreiam o solo e diferentes espécies zoocóricas produzem frutos para a fauna dispersora de sementes em plantios jovens de restauração florestal. Primeiro, para avaliar o sombreamento do solo, 14 espécies tiveram sua arquitetura da copa e a interceptação da radiação fotossinteticamente ativa avaliadas em plantios de restauração de três anos, com os objetivos de comparar os valores de interceptação entre espécies, épocas do ano (estação seca e chuvosa) e áreas, e de avaliar quais atributos da arquitetura da copa são melhores preditores de sua interceptação luminosa. Em segundo lugar, para avaliar a provisão de frutos, 17 espécies zoocóricas, em seis plantios de três a oito anos, foram avaliadas quanto à idade de início, periodicidade e intensidade de produção de frutos, sendo avaliado também se plantios mais antigos têm mais espécies produzindo frutos e maior intensidade e uniformidade na produção. Encontramos que as espécies diferem entre si na interceptação da radiação, tanto na estação chuvosa quanto na estação seca; que a interceptação da radiação varia entre áreas para uma mesma espécie, e, que para muitas espécies, a interceptação varia entre as duas estações do ano, mostrando que uma espécie com bom sombreamento na estação chuvosa pode não ser boa sombreadora na estação seca. Além disso, na estação chuvosa encontramos que espécies com menores altura da árvore e inserção da copa e maiores diâmetro à altura do peito e área da lâmina foliar são melhores na interceptação, enquanto que para a estação seca o poder preditivo é menor, e representado apenas pela menor altura, maior área da copa e maior área da lâmina foliar. Plantios mais antigos não têm distribuição da produção de frutos zoocóricos mais uniforme e apenas três das 17 espécies produzem frutos ao longo de todo o ano, sendo as responsáveis pela produção na estação seca. Até os oito anos, cinco espécies ainda não haviam produzido frutos, mostrando que as espécies zoocóricas devem ser melhor selecionados para garantir melhor provisão de frutos em plantios jovens. Concluímos que nem todas as espécies hoje chamadas de recobridoras têm boa capacidade de interceptar a luz, e que esta característica não pode ser eficientemente predita apenas pela estrutura de copa. Assim sendo, outros aspectos, como fenologia foliar e respostas à competição e às condições ambientais e de manejo devem ser consideradas para a seleção de boas espécies recobridoras. Além disso, nem todas as espécies zoocóricas plantadas têm boa provisão de frutos (precocidade, intensidade e uniformidade) em plantio jovens, característica que deve ser melhor utilizada na escolha das melhores espécies para restauração da função em áreas degradadas.

**Palavras-chave:** processos ecológicos, restauração ecológica, espécies de recobrimento, espécies zoocóricas

## ABSTRACT

The approach used for forest restoration depends on the degraded ecosystem resilience. When sites have surpassed the thresholds of resilience, we need active restoration techniques, and the plantation of tree seedlings in the whole area is the most common one. A fast soil cover and a good animal-dispersed fruits supply are desirable characteristics for restoration plantings because they promote invasive grasses suppression and accelerate natural regeneration. However, if the selected species for planting are inappropriate, ecological succession may be not recovered and/or restoration may take a longer time and become more expensive. Thus, it is pertinent to understand how planted trees interact with the environment in restoration sites. This research aims to answer how tree species used for soil coverage promote floor shading and how animal-dispersed species provide fruits to seed dispersers in young forest restoration plantings. First, to assess floor shading, 14 species had their crown architecture and photosynthetically active radiation (PAR) interception evaluated in three years old restoration plantings. We compared PAR interception among species, seasons (dry and rainy) and areas and evaluated which crown architecture traits are the best predictors of PAR interception. Besides, to assess fruit provision, 17 animal-dispersed species in six three to eight years old sites were evaluated regarding age of first fruiting, periodicity and intensity of fruit production. We also evaluated if older sites had a higher and more uniform and intensity fruit production. We found that species differ in PAR interception for both the dry and the rainy season; PAR interception varies between sites for a given species and that for many species PAR interception varies between seasons, indicating that a good shading species in the rainy season sometimes is a poor shading in the dry season. Besides, for the rainy season, lower tree height and first branch height, and greater diameter at breast height and leaf size are the best predictors for PAR interception, while for the dry season the capacity of prediction is weaker and represented by lower tree height, greater crown area and greater leaf size. Older sites did not have a more uniform fruit production, and only three from 17 species produced fruits every month, being those the only ones with fruits in this season. Five species have not produced fruits until eight years old, indicating that a better selection of species is needed if we want a better fruit provision in young restoration plantings. In conclusion, not all the species considered as good shade trees so far, are in fact promoting a good PAR interception because this characteristic cannot be fully predict only by canopy structure traits. Thus, it is important to include other variables, such as foliar phenology and species' responses to competition and to management and environmental conditions for the selection of good shading trees for restoration plantings. Moreover, not all planted animal-dispersed species have fruit provision (precocity, uniformity, and intensity) in young forest restoration plantings and this ability could be better used for selecting the best species for restoring functioning in degraded sites.

**Key-words:** ecological processes, ecological restoration, shade species, animal-dispersed species

## INTRODUÇÃO GERAL

A degradação e o desmatamento das florestas tropicais pela ação antrópica ocorrem há séculos, com corte seletivo de madeiras nobres, queimadas e retirada da vegetação nativa para dar lugar a cidades, cultivos agrícolas e pastagens (GEIST & LAMBIN, 2002). Mas o desmatamento generalizado cobrou um preço alto, e suas consequências podem ser sentidas na perda de importantes processos ecológicos, como polinização (DIXON, 2009; MENZ et al., 2011), dispersão e regulação do fluxo hídrico, na extinção de muitas espécies animais e vegetais e em tantas outras em vias de se tornarem parte da mesma estatística (CEBALLOS et al., 2015), e no risco iminente de mudanças climáticas (MALHI et al., 2008). Os processos ecológicos foram reconhecidos como essenciais ao bem estar humano, passando a ser denominados como serviços ambientais, que podem ser valorados financeiramente (FARLEY & CONSTANZA, 2010; CONSTANZA et al., 2014), como a polinização que beneficia também cultivos agrícolas (KREMEN et al., 2007; AIZEN et al., 2008; WINFREE, 2008), a regulação dos processos hidrológicos (ELLISON et al., 2012), o sequestro de carbono (FEREZ et al., 2015; MATZEK et al., 2015; CHAZDON et al., 2016) e o bem estar associado à beleza cênica (BRANCALION et al., 2014). Muitas metas mundiais foram estabelecidas com a finalidade de recuperar a cobertura florestal e reverter os danos da sua perda, principalmente em florestas tropicais, altamente diversas e degradadas em grande extensão (IUCN, 2016).

A grande demanda por restauração ocorre principalmente em paisagens agrícolas tropicais, degradadas pela expansão e intensificação não planejada da agricultura e pecuária (GEIST & LAMBIN, 2002). A crescente consciência ambiental acerca da perda de serviços ambientais, associada às leis de proteção das florestas, vem provocando a cobrança por uma agricultura mais sustentável e menos impactante aos recursos naturais, associada à restauração florestal em paisagens hoje agrícolas (SOARES-FILHO et al., 2014; HOLL, 2017). Dessa forma, a incorporação de boas práticas agrícolas pode aumentar sua sustentabilidade, e técnicas de diversificação e intensificação agrícola tem potencial de abrir áreas para a restauração florestal em larga escala (ALVES-PINTO et al., 2017; PHALAN et al., 2016). Restauração ecológica é, portanto, um componente essencial em paisagens agrícolas degradadas, restaurando a funcionalidade ecológica e o bem-estar humano (CHAZDON & URIARTE, 2016).

A restauração ecológica, como processo de auxiliar o reestabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004), busca estabelecer uma trajetória para o ecossistema na qual ele possa persistir (MCDONALD et al., 2016), e pode ser

conduzida por meio de muitas abordagens, que dependem da capacidade do local em recuperar, no tempo, os atributos estruturais e funcionais que foram perdidos ou alterados, ou seja, de sua resiliência. A resiliência, por sua vez, é determinada pela conectividade da paisagem, uso anterior do solo, presença de chuva de sementes, banco de sementes e banco de plântulas (HOLL & AIDE, 2011). Segundo HOBBS & HARRIS (2001), existem três fases principais de degradação, sendo sua resiliência gradativamente perdida, com limiares que representam barreiras à recuperação do ecossistema. Na primeira fase, as funções bióticas, representadas pelas interações entre os organismos vivos, como herbivoria, polinização e dispersão, são degradadas. Porém, o sistema ainda tem a capacidade de autorrecuperação se a causa da degradação é removida. Se a degradação persistir, o primeiro limiar do potencial de recuperação é ultrapassado, e será necessária alguma manipulação de componentes bióticos para que ele se recupere, além da remoção de perturbações. Embora as funções abióticas possam ter sofrido danos na segunda fase, elas ainda mantêm alguma resiliência. No segundo limiar, os processos bióticos perdem completamente sua função e os processos abióticos, de estabilidade do solo, ciclo hidrológico e ciclo de nutrientes perdem a resiliência e necessitam de intervenção para serem recuperados.

A restauração passiva, que consiste do isolamento dos fatores de degradação aliado a técnicas de proteção e manejo da regeneração natural, pode funcionar em paisagens que não ultrapassaram o primeiro limiar, ou seja, que contam com desmatamento recente, árvores remanescentes, banco de sementes e plântulas existente, e remanescentes de florestas nativas conservados (LAMB et al., 2005). Além da distância da fonte de sementes, o tamanho e a qualidade destas fontes pode influenciar a riqueza de espécies que chegam, e extensões de habitat maiores e mais bem conservadas provavelmente armazenarão mais espécies que fragmentos degradados. No entanto, existe um limite de fragmentação da paisagem após o qual a dispersão cai para perto de zero (METZGER & DECAMPS, 1997), independentemente da síndrome de dispersão de espécies. Portanto, locais altamente degradados geralmente perderam o potencial de regeneração sem intervenções diretas (ORTEGA-PIECK et al., 2011; CHAZDON, 2014), pois ultrapassaram o primeiro e muitas vezes o segundo limiar. Muitas áreas degradadas com perda do solo superficial e a redução na fertilidade do solo não são recolonizadas, assim como áreas ocupadas por gramíneas invasoras têm recrutamento de regenerantes reduzido, como muitos exemplos de extensas pastagens abandonadas nos trópicos que persistem ao longo do tempo, mesmo quando rodeadas por florestas (MACDONALD, 2004). Assim, embora a restauração passiva seja mais barata para restaurar grandes áreas, é também uma opção arriscada em locais altamente degradados. Portanto, nas áreas que atingiram

um estado estacionário são necessárias técnicas de restauração ativa (DU TOIT et al., 2004; FOLKE et al., 2004), que envolvem a execução de práticas de restauração do solo e a introdução de um conjunto de espécies para a recolonização da área.

A restauração ativa pode ser realizada por meio da semeadura, de técnicas de nucleação e do plantio de mudas em alta densidade. As técnicas de semeadura podem utilizar desde poucas espécies (ENGEL & PARROTA, 2001; COLE et al., 2011) até uma alta diversidade de espécies, mas a sobrevivência das sementes é diminuída pela dissecação das sementes e pela herbivoria (PALMA & LAURANCE, 2015). Além disso, algumas espécies, mesmo dentro do grupo de espécies dependentes de luz, são incapazes de germinar, o que prejudica o estabelecimento da floresta (ENGEL & PARROTA, 2001). Pela técnica da nucleação são plantados pequenos núcleos de árvores que buscam atrair dispersores para expandir os núcleos, formando assim florestas. A nucleação apresenta um nível intermediário de intervenção entre métodos passivos e o plantio de mudas em área total, e seu sucesso é mais previsível em áreas com um nível médio de resiliência (CORBIN & HOLL, 2012; ZAHAWI et al., 2013; BECHARA et al., 2016). Por fim, o método de restauração florestal mais utilizado em áreas intensamente degradadas é o plantio em área total utilizando alta densidade de mudas.

Nos plantios de mudas para restauração florestal, muitos pesquisadores recomendam o uso de alta diversidade, com o objetivo de recuperar a estrutura florestal por meio do plantio do maior número possível de espécies que ocorrem nas florestas tropicais utilizadas como referência (RODRIGUES et al., 2009; ARONSON, 2010; BRANCALION et al., 2010; LAMB, 2011; RODRIGUES et al., 2011), enquanto outros métodos desenvolvidos recomendam a utilização de um número menor de espécies capaz de reestabelecer as funções da floresta, além de sua estrutura (HOLL et al., 2000; SOUZA & BATISTA, 2004; ARONSON, 2010; DURIGAN et al., 2010; HOLL et al., 2013). O método utilizando “framework species” recomenda a utilização de 20-30 espécies nativas com capacidade de recobrir o solo rapidamente e garantir recursos para a fauna dispersora, e vem sendo testado em muitas regiões tropicais (LAMB et al., 1997; TUCKER & MURPHY, 1997; TUCKER, 2000; ELLIOTT et al., 2003; FORRU, 2005; GOOSEM & TUCKER, 2013; PILON & DURIGAN, 2013).

Os diferentes modelos de plantio utilizados ilustram a dicotomia entre a restauração da estrutura e a restauração da função em uma área degradada. Para a abordagem estrutural, um ecossistema é considerado restaurado se for semelhante, em estrutura e composição, ao estado anterior ao distúrbio, enquanto para a abordagem funcional o sucesso pode ser medido pela recuperação de processos e dinâmicas ecológicas, que são responsáveis pela sustentabilidade ao longo do tempo da área (KING & HOBBS, 2006). Na atual fase da restauração, na qual

muitas iniciativas mostraram que copiar a fisionomia florestal não garante o sucesso do projeto de restauração e nem a retomada da sucessão, tem sido dada cada vez maior ênfase à restauração dos processos ecológicos que garantem a continuidade da floresta, ou seja, sua função (RODRIGUES et al., 2009; JORDANO, 2016). Por exemplo, a presença de espécies indesejáveis é um fator biótico presente em pastagens degradadas, que pode ser corrigido com a remoção dessas espécies e plantio de espécies desejáveis. Porém, do ponto de vista funcional, a degradação pode ser vista como uma dinâmica competitiva, na qual as espécies daninhas superam as espécies desejáveis (KING & HOBBS, 2006). A restauração funcional deve então manipular a dinâmica competitiva, favorecendo o estabelecimento e a persistência das espécies desejáveis (SHELEY & KRUEGER-MANGOLD, 2003; DOUTERLUNGNE et al., 2013).

Em plantios de restauração florestal com seleção inadequada de espécies, a retomada das funções do ecossistema pode ser comprometida (SOUZA & BATISTA, 2004; LAMB, 2005). Dentro do princípio de retomar a sucessão florestal nas áreas em processo de restauração, busca-se criar uma estrutura da floresta capaz de proporcionar sombra permanente, eliminar espécies exóticas invasoras, fornecer abrigo e alimento para conservar permanentemente a fauna local e favorecer a regeneração natural (RODRIGUES et al., 2009).

Porém, para que esses objetivos sejam atingidos, é necessário compreender como as espécies arbóreas plantadas interagem com o ambiente em processo de restauração para colaborar com a retomada da sucessão florestal nessas áreas, e se cumprem o papel ao qual são destinadas. Partindo das premissas que o recobrimento da área por copas suprime gramíneas (SOUZA & BATISTA, 2004; LAMB et al., 2005; RODRIGUES et al., 2009; DOUTERLUNGNE et al. 2013) e que a oferta de frutos zoocóricos atrai animais dispersores de sementes e incrementa a regeneração natural na área em restauração (BARBOSA & PIZO, 2006; WYDHAYAGARN et al., 2009; MARTÍNEZ-GARZA et al., 2013; VIANI et al., 2015), esse projeto tem como objetivo investigar, em plantios jovens de restauração florestal:

Como espécies arbóreas plantadas com função de recobrimento sombreiam o solo em diferentes estações do ano e em diferentes áreas de restauração florestal com diferentes idades?

A arquitetura da copa prediz a interceptação da radiação fotossinteticamente ativa das árvores plantadas com função de recobrimento em áreas de restauração?

Qual a precocidade, periodicidade e intensidade de produção de frutos pelas árvores zoocóricas comumente plantadas na restauração da Mata Atlântica?

A dissertação, a seguir, é dividida em capítulos. O primeiro capítulo trata do recobrimento do solo na restauração florestal, e o segundo da oferta de frutos por espécies arbóreas na restauração florestal. As duas primeiras perguntas foram respondidas no primeiro



capítulo e a terceira no segundo capítulo. As hipóteses associadas são apresentadas e discutidas nos respectivos capítulos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIZEN, M. A.; GARIBALDI, L.A.; CUNNINGHAM, S.A.; KLEIN, A.M. Long-term global trends in crop yield and production reveal no current pollination shortage but increasing pollinator dependency. *Current Biology*, v.18, n.20, p.1572-1575, 2008.
- ALVES-PINTO, H.N.; LATAWIEC, A.E.; STRASSBURG, B.B.N.; BARROS, F.S.M.; SANSEVERO, J.B.B.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LEMGRUBER, L.; RANGEL, M.C.; SILVA, A.C.P. Reconciling rural development and ecological restoration: Strategies and policy recommendations for the Brazilian Atlantic Forest. *Land Use Policy*, v.60, p.419-426, 2017.
- ARONSON, J. What can and should be legalized in ecological restoration? *Revista Árvore*, v.34, n.3, p.451-454, 2010.
- BARBOSA, K.C.; PIZO, M.A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. *Restoration Ecology*, v.14, n.4, p.504-515, 2006.
- BECHARA, F.C.; DICKENS, S.J.; FARRER, E.C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P.; SUDING, K.N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. *Biodiversity and Conservation*, v.25, n.11, p.2021-2034, 2016.
- BRANCALION, P.H.; CARDOZO, I.V.; CAMATTA, A.; ARONSON, J.; RODRIGUES, R. R. Cultural ecosystem services and popular perceptions of the benefits of an ecological restoration project in the Brazilian Atlantic forest. *Restoration ecology*, v.22, n.1, p.65-71, 2014.
- BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, v.34, n.3, p.455-470, 2010.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R.; BARNOSKY, A.D.; GARCÍA, A.; PRINGLE, R.M.; PALMER, T.M. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, v.1, n.5, 5p. 2015.
- CHAZDON, R.L. *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press, Chicago, 449p., 2014.
- CHAZDON, R. L.; BROADBENT, E.N.; ROZENDAAL, D.M.A.; BONGERS, F.; ZAMBRANO, A.M.A.; AIDE, T.M.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J.M.; BOULILI, V. et

- al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science advances*, v.2, n.5, 10p., 2016.
- CHAZDON, R.L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica*, v.48, n.6, p.709-715, 2016.
- COLE, R.J.; HOLL, K.D.; KEENE, C.L.; ZAHAWI, R.A. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management*, v.261, n.10, p.1590-1597, 2011.
- CONSTANZA, R.; GROOT, R.; SUTTON, P.; VAN DER PLOEG, S.; ANDERSON, S.J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R.K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, v.26, p.152-158, 2014.
- CORBIN, J.D.; HOLL, K.D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, v.265, p.37-46, 2012.
- DIXON, K.W. Pollination and restoration. *Science*, v.325, n.5940, p.571-573, 2009.
- DOUTERLUNGNE, D.; THOMAS, E.; LEVY-TACHER, S.I. Fast-growing pioneer tree stands as a rapid and effective strategy for bracken elimination in the Neotropics. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, Inglaterra, v.50, n.5, p.1257-1265, 2013.
- DU TOIT, J.T.; WALKER, B.H.; CAMPBELL, B.M. Conserving tropical nature: current challenges for ecologists. *Trends in Ecology & Evolution*, v.19, n.1, p.12-17, 2004.
- DURIGAN, G.; ENGEL, V.L.; TOREZAN, J.M.; MELO, A.C.G.; MARQUES, M.C.M.; MARTINS, S.V.; REIS, A.; SCARANO, F.R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas. *Revista Árvore*, v.34, n.3, p.471-485, 2010.
- ELLIOTT, S.; NAVAKITBUMRUNG, P.; KUARAK, C.; ZANGKUM, S.; ANUSARNSUNTHORN, V.; BLAKESLEY, D. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. *Forest Ecology and Management*, v.184, p.177-191, 2003.
- ELLISON, D.N.; FUTTER, M.; BISHOP, K. On the forest cover-water yield debate: from demand-to supply-side thinking. *Global Change Biology*, v.18, n.3, p.806-820, 2012.
- ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*, v.152, n.1, p.169-181, 2001.
- FARLEY, J.; CONSTANZA, R. Payments for ecosystem services: from local to global. *Ecological Economics*, v.69, n.11, p.2060-2068, 2010.

- FEREZ, A.P.C.; CAMPOE, O.C.; MENDES, J.C.T.; STAPE, J.L. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. *Forest Ecology and Management*, v.350, p.40-45, 2015.
- FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVISTI, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C.S. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v.35, p.557-581, 2004.
- FOREST RESTORATION RESEARCH UNIT (FORRU). *How to Plant a Forest: The Principles and Practice of Restoring Tropical Forests*. Biology Department, Science Faculty, Chiang Mai University, Thailand, 2005.
- GEIST, H.J.; LAMBIN, E.F. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*, v.52, n.2, p.143-150, 2002.
- GOOSEM, S.; TUCKER, N.I.J. *Repairing the Rainforest*. 2. ed. Australia: Wet Tropics Management Authority and Biotropica Australia Pty. Ltd. Cairns, 2013.
- HOBBS, R.J.; HARRIS, J.A. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration ecology*, v.9, n.2, p.239-246, 2001.
- HOLL K.D.; STOUT, V.M.; REID, J.L.; ZAHAWI, R.A. Testing heterogeneity-diversity relationships in tropical forest restoration. *Oecologia*, v.173, p.569–578, 2013.
- HOLL, K.D. Restoring tropical forests from the bottom up: How can ambitious forest restoration targets be implemented on the ground? *Science*, v.355, p.455-456, 2017.
- HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, v.261, p.1558–1563, 2011.
- HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, v.8, p.339–349, 2000.
- IUCN, Bonn Challenge; Disponível em:<[www.bonnchallenge.org](http://www.bonnchallenge.org) (2016)> Acesso em 05 de fevereiro de 2017.
- JORDANO, P. Chasing ecological interactions. *PLOS Biology*, v.14, n.9, p.e1002559, 2016.
- KING, E.G.; HOBBS, R.J. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. *Restoration Ecology*, v.14, n.3, p.369-378, 2006.
- KREMEN, C.; WILLIAMS, N. M.; AIZEN, M.A. GEMMILL-HERREN, B.; LEBUHN, G.; MINCKLEY, R.; PACKER, L.; POTTS, S.G.; ROULSTON, T.; STEFFAN-DEWENTER, I.;

- VÁZQUEZ, D.P.; WINFREE, R.; ADAMS, L.; CRONE, E.E.; GREENLEAF, S.S.; KEITT, T.H.; KLEIN, A.M.; REGETZ, J.; RICKETTS, T.H. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology letters*, v.10, n.4, p.299-314, 2007.
- LAMB, D. *Regreening the Bare Hills: tropical forest restoration in the Asia-Pacific region*. New York: Springer, 547 p., 2011.
- LAMB, D.; ERKSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, v.310, n.5754, p.1628-1632, 2005.
- LAMB, D.; PARROTTA, J.; KEENAN, R.; TUCKER, N.I.J. *Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands*. Chicago: Tropical Forest Remnants, University of Chicago Press, p.366-385, 1997.
- MACDONALD, G.E. Cogongrass (*Imperata cylindrica*) - biology, ecology, and management. *Critical Reviews in Plant Sciences*, v.23, n.5, p.367-380, 2004.
- MALHI, Y.; ROBERTS, J.T.; BETTS, R.A.; KILLEEN, W.L.; NOBRE, C.A. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, v.319, n.5860, p.169-172, 2008.
- MARTÍNEZ-GARZA, C.; BONGERS, F.; POORTER, L. Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures? *Forest Ecology and Management*, v.303, p.35-45, 2013.
- MATZEK, V.; PULESTON, C.; GUNN, J. Can carbon credits fund riparian forest restoration? *Restoration Ecology*, v.23, n.1, p.7-14, 2015.
- MCDONALD T.; GANN G.D.; JONSON J.; DIXON K.W. International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, 48 p., 2016.
- MENZ, M. H.; PHILLIPS, R. D.; WINFREE, R.; KREMEN, C.; AIZEN, M. A.; JOHNSON, S. D.; DIXON, K. W. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in plant science*, v.16, p.4-12, 2011.
- METZGER, J.P.; DECAMPS, H. The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica*, v.18, p.1-12, 1997.
- ORTEGA-PIECK, A.; LÓPEZ-BARRERA, F.; RAMÍREZ-MARCIAL, N.; GARCÍA-FRANCO, J.G. Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: the role of native and exotic grasses. *Forest Ecology and Management*, v.261, n.7, p.1336-1343, 2011.

- PALMA, A.C.; LAURANCE, S. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, v.18, p.561–568, 2015.
- PHALAN, B.; GREEN, R.E.; DICKS, L.V.; DOTTA, G.; FENIUK, C.; LAMB, A.; STRASSBURG, B.B.N.; WILLIAMS, D.R.; ERMGASSEN, K.H.J.; BALMFORD, A. How can higher-yield farming help to spare nature? *Science*, v.351, n.6272, p.450-451, 2016.
- PILON, Lima; NATASHI, A.; DURIGAN, Giselda. Critérios para indicação de espécies prioritárias para a restauração da vegetação de cerrado. *Scientia Forestalis*, p.389-399, 2013.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, v.261, p.1605-1613, 2011.
- RODRIGUES, R.R.; R.A.F. LIMA, S. GANDOLFI, A.G. NAVE. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v.142, p.1242–1251, 2009.
- SHELEY, R.L.; KRUEGER-MANGOLD, J. Principles for restoring invasive plant-infested rangeland. *Weed Science*, v.51, p.260–265, 2003.
- SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, R.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's forest code. *Science*, v.344, p.363–364, 2014.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL (SER) *Principles and guidelines for ecological restoration*, 2014. Disponível em: [www.ser.org](http://www.ser.org)
- 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, p.185–200, 2004.
- TUCKER, N.I.J. *Wildlife colonisation on restored tropical lands: what can it do, how can we hasten it and what can we expect?* Pages 278-295. In: ELLIOTT, S., J. KERBY, D. BLAKESLEY, K. HARDWICK, K. WOODS, V. ANUSARNSUNTHORN (eds.). *Forest Restoration for Wildlife Conservation*, Chiang Mai University, China, 2000.
- TUCKER, N.I.J., T.M. MURPHY. The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observation from the Wet Tropics of North Queensland. *Forest Ecology and Management*, v.99, p.133–152, 1997.
- VIANI, R.A.G.; VIDAS, N.B.; PARDI, M.; CASTRO, D.C.V.; GUSSON, E.; BRANCALION, P.H.S. Animal-dispersed Pioneer Trees Enhance the Early Regeneration in Atlantic Forest Restoration Plantations. *Natureza & Conservação*, v.13, n.1, p.41-46, 2015.

WINFREE, R. Pollinator-dependent crops: an increasingly risky business. *Current Biology*, v.18, n.20, p.968-969, 2008.

WYDHAYAGARN, C.; ELLIOTT, S.; WANGPAKAPATTANAWONG, P. Bird communities and seedling recruitment in restoring seasonally dry forest using the framework species method in Northern Thailand. *New Forests*, v.38, p.81-97, 2009.

ZAHAWI, R.A.; HOLL, K.D.; COLE, R.J.; REID, J.L. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, v.50, n.1, p.88-96, 2013.

## **CAPÍTULO 1 – Recobrimento do solo por árvores em plantios jovens de restauração florestal**

### **RESUMO**

Uma técnica de restauração florestal comum nos trópicos é o plantio de árvores em área total, sendo cada vez mais realizado o plantio de árvores com função de recobrimento, com rápido crescimento e copa ampla, com intuito de suprimir gramíneas invasoras e acelerar a sucessão florestal. Essas árvores devem supostamente interceptar a radiação fotossinteticamente ativa (RFA), através de uma arquitetura da copa adequada para essa finalidade. O objetivo desse estudo é analisar, em plantios de restauração, como diferentes espécies com função de recobrimento atuam no sombreamento do solo nas estações chuvosa e seca; se o sombreamento varia entre áreas para uma mesma espécie, e se o sombreamento pode ser predito pela arquitetura da copa. Para isso, marcamos de 10 a 16 indivíduos de 14 espécies, em dois plantios de restauração com três anos. As árvores marcadas tiveram sua altura total, altura de inserção do primeiro galho, área da copa, diâmetro à altura do peito (DAP), área da lâmina foliar e interceptação da radiação fotossinteticamente ativa medidos. Analisamos o sombreamento do solo nas diferentes estações e áreas por meio de análises de variância, e a predição do sombreamento por meio de regressões lineares múltiplas. A interceptação da RFA varia entre as espécies; entre áreas e varia para oito das 14 espécies estudadas conforme a estação do ano. Para a estação chuvosa, a maior interceptação é predita por menores altura da árvore e altura de inserção da copa e maiores DAP e área da lâmina foliar, enquanto para a estação seca o poder preditivo é menor, e representado pela menor altura e maiores área da copa e área da lâmina foliar. Dessa forma, as espécies com função de recobrimento, mesmo sendo selecionadas por características em comum, variam sua arquitetura da copa e o nível de sombreamento do solo. Além disso, a arquitetura da copa não é capaz de predizer totalmente seu nível de sombreamento do solo, e outros fatores devem determinar os níveis de interceptação da luz pelas copas. Na prática, esses resultados mostram que a pré-seleção de espécies arbóreas sombreadoras para a restauração florestal com base apenas em atributos da copa não é sempre eficaz, ao contrário do que esperávamos. É importante considerar outras variáveis nessa seleção, como fenologia foliar e condições de manejo e ambientais dos sítios a serem restaurados.

**Palavras-chave:** gramíneas invasoras, sombreamento, radiação fotossinteticamente ativa, restauração ecológica



**ABSTRACT**

Planting tree seedlings is a common restoration technique in the tropics, and it was recommended planting shade species that have both fast growth and a large crown, aiming to suppress invasive grasses and to accelerate forest succession. Those trees must supposedly intercept the photosynthetically active radiation (PAR) by having an appropriate crown architecture for this purpose. This research aimed to analyze, in young restoration plantings, how different shade species coverage the floor in the rainy and dry seasons; if shade varies between sites for a given species and if crown architecture can predict PAR interception. We tagged from 10 to 16 trees of 14 species in two three years old restoration plantings. Those trees had tree height, first branch height, crown area, diameter at breast height, leaf size and intercepted photosynthetically active radiation measured. We analyzed the soil shade in the different seasons and sites through analysis of variance, and the shade prediction through multiple linear regressions. PAR interception varied among species and between areas, and varies between seasons for eight of 14 species. For the rainy season, a higher interception was predicted by lower tree height and first branch height and by greater diameter at breast height and leaf size. For the dry season, the prediction by crown architecture is weaker and affected by lower tree height, greater crown area and greater leaf size. Furthermore, crown architecture of shade species did not completely predict the floor shading, and additional factors must be determining PAR interception by the crowns. Contrary to our expectations, the results show that a pre-selection of shade species solely based on crown architecture traits is inefficient. It is important to consider other variables for this selection, such as leaf phenology and management and environmental conditions of the sites to be restored.

**Keywords:** invasive grasses, shade, photosynthetically active radiation, ecological restoration

## 1. INTRODUÇÃO

Nas regiões tropicais, o desmatamento e a conversão de florestas em terras para agricultura e pastagens são práticas comuns (CHAZDON, 2003). No Brasil, cerca de um terço do território já foi convertido para produção agrícola e pecuária (SPAROVEK et al., 2011). Depois de degradadas, com perda de vigor e produtividade forrageira, as pastagens tornam-se incapazes de sustentar os níveis de produção e qualidade exigidos pelos animais e são abandonadas (PERON & EVANGELISTA, 2004) e, geralmente, é nessas áreas menos aptas para atividades produtivas que a maioria das ações de restauração florestal são desenvolvidas (STRASSBURG et al., 2014; LATAWIEC et al., 2015).

Nos trópicos, pastagens e áreas abandonadas são em sua maioria dominadas por gramíneas exóticas de rápido crescimento, que se desenvolvem muito bem sob altas temperatura e irradiância. As espécies dos gêneros *Urochloa* e *Panicum* estão entre as mais comuns nessas situações, sendo muito resistentes e produtivas. Porém, essas espécies possuem também um sistema radicular profundo, e são muito agressivas na competição com outras espécies vegetais, inclusive as arbóreas (SOUZA & BATISTA, 2004; ZIMMERMAN et al., 2000; SOBANSKI & MARQUES, 2014).

No Brasil, a restauração florestal das áreas abandonadas tem geralmente o papel de cumprir as exigências da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN, 2012), sendo realizada pelos proprietários rurais (RODRIGUES et al., 2011; SPAROVEK et al., 2012; SOARES-FILHO et al., 2014). Assim, é necessário utilizar metodologias mais viáveis financeiramente e que cumpram o papel de retomar a cobertura florestal do solo. Nas áreas com perda do banco de sementes e com grande distância de fragmentos, a técnica mais aplicada é a restauração ativa pelo plantio de mudas em área total. Por essa técnica, um conjunto de espécies de árvores é inserido pelo plantio de suas mudas, em um solo pré-preparado, no qual se recomenda realizar práticas para controle das gramíneas por um, dois ou até mais anos após o plantio (PARROTTA & KNOWLES 2001; CUSACK & MONTAGNINI 2004; LAMB et al. 2005; RODRIGUES et al., 2009; HOLL & AIDE, 2011; RODRIGUES et al., 2011).

Novas metodologias para a restauração dessas áreas, testadas no Brasil e em outras regiões tropicais, sugerem que o uso de poucas espécies com alta capacidade de recobrimento do solo e rápido crescimento seria mais efetivo para sombrear as gramíneas exóticas, facilitando sua eliminação (HOLL et al., 2000; HOOPER et al., 2002; SOUZA & BATISTA, 2004; LAMB et al., 2005; YOUNG et al., 2005). Nesse método, as espécies deixaram de ser classificadas como pioneiras e não pioneiras, e passaram a ser classificadas em grupos de plantio. As espécies com

rápido crescimento em altura e copa ampla formam um novo grupo ao qual pertencem algumas espécies pioneiras e secundárias iniciais nativas da região, que são plantadas de forma a supostamente proporcionar um sombreamento contínuo e homogêneo da área (SOUZA & BATISTA, 2004; RODRIGUES et al., 2009; CAMPOS, 2010; MARTÍNEZ-GARZA et al., 2013; BRANCALION et al., 2015).

As espécies plantadas com função de recobrimento atuam como facilitadoras, criando condições para a eliminação das gramíneas invasoras (WENNY, 2001) e melhorando a sobrevivência e desenvolvimento de regenerantes sob sua copa. Além disso, forneceriam habitat, recursos e locais de nidificação para animais dispersores, como pássaros frugívoros (CALLAWAY, 1995; HARVEY et al., 2006; MELO et al., 2015), que depositam um grande número de sementes sob a copa das árvores, que irão germinar e se desenvolver (SLOCUM & HORVITZ, 2000; SLOCUM, 2001). O sombreamento do solo é, além de essencial para a restauração dos processos ecológicos, uma exigência de leis ambientais, sendo a cobertura de copa uma das três variáveis consideradas para o cumprimento de demandas legais de restauração, junto à densidade de indivíduos nativos regenerantes e o número de espécies nativas regenerantes (RESOLUÇÃO SMA N°32, 2014).

No entanto, para que as espécies plantadas para recobrimento desempenhem o papel de facilitação, elas devem ter não só uma copa ampla, mas a capacidade de interceptar a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) que incide sobre o solo, que representa a parte do espectro solar que as plantas utilizam para a fotossíntese, e está relacionada à arquitetura da copa das árvores. A arquitetura é definida como forma, tamanho e posição dos componentes da árvore (POORTER et al., 2006), e é uma característica chave na determinação do sucesso das espécies usadas na restauração florestal, pois está relacionada com o sombreamento e a supressão das gramíneas, e afeta a deposição e o estabelecimento de sementes abaixo da copa (REY BENAYAS et al., 2008; WYDHAYAGARN et al., 2009; MELO et al., 2015).

A altura da árvore, altura da copa, altura de inserção do primeiro galho, diâmetro à altura do peito (DAP), área da lâmina foliar e área da copa são atributos da arquitetura da copa altamente relacionados às estratégias de captura de luz pelas plantas (O'BRIEN et al., 1995; POORTER et al., 2003; BOHLMAN & O'BRIEN, 2006; POORTER et al., 2006; RÜGER et al., 2011). As espécies arbóreas de diferentes grupos ecológicos podem ter níveis de interceptação luminosa diferentes, influenciados por sua arquitetura de copa (STERCK & BONGERS, 2001). Além disso, pouco é conhecido sobre o quanto as variabilidades intra e interespecífica podem influenciar na arquitetura da copa e sua interceptação de luz (GUISASOLA et al., 2015). Diferenças interespecíficas no tamanho, forma, posição da copa e

das folhas podem ter implicações para a captura de luz (KOHYAMA, 1991; POORTER et al., 2006). Desse modo, a variabilidade da arquitetura da copa entre espécies de árvores em um ecossistema florestal pode ser uma característica de grande importância na determinação das espécies com melhor sombreamento em plantios de restauração florestal.

Além da variação entre espécies diferentes, uma mesma espécie pode variar seu nível de sombreamento ao longo do ano e em áreas diferentes. Em formações florestais sob climas sazonais que exibem deciduidade, um grande número de espécies perde todas ou parte das folhas na estação da seca, regulada por processos fisiológicos e ambientais (REICH, 1995; LINARES-PALOMINO et al., 2011), e isso pode provocar também redução do sombreamento, com consequências para o crescimento de espécies invasoras dependentes de luz sob sua copa. Plantios de restauração florestal podem, portanto, ser prejudicados pelo plantio de espécies com grande variação na interceptação de luz ao longo do ano, e reconhecer as espécies com menor variação é muito importante no planejamento de projetos de restauração florestal (SOUZA & BATISTA, 2004).

Pode ocorrer também variabilidade intraespecífica no sombreamento em diferentes áreas causada por diferenças no comportamento das árvores. Isso pode ser causado pelo processo de plasticidade fenotípica, que consiste na alteração do fenótipo de uma mesma espécie quando exposta a diferentes condições, que podem induzir mudanças morfológicas ou fisiológicas nos indivíduos (GRATANI, 2014; FORSMAN, 2015). A diferença no sucesso da mesma abordagem de restauração em diferentes áreas é atestada pela maior parte dos estudos que investigaram esse aspecto (HOLL et al., 2003; STUBLE et al., 2017), e pode ser causada pela variabilidade em fatores relevantes para o desenvolvimento das plântulas, como competição com espécies invasoras (SWEENEY & CZAPKA, 2004; SOBANSKI & MARQUES, 2014) e tipo de solo (SOBANSKI & MARQUES, 2014). A competição com espécies invasoras pode também ser maior em locais com limitação de água e nutrientes e baixas temperaturas (SWEENEY & CZAPKA, 2004).

Uma área em processo de restauração tem características atípicas, com luz abundante e solo pouco fértil (MARTÍNEZ-GARZA et al, 2013). Assim, são questões relevantes e com aplicação prática: como é a interceptação da radiação por espécies arbóreas de crescimento rápido e copa ampla, caracterizadas como espécies de recobrimento, em um ambiente no qual a luz é abundante? É possível prever a interceptação da radiação pelas copas dessas espécies apenas com base em atributos da arquitetura da copa, como vem sendo feito por meio da medição da área da copa? Desse modo, é preciso testar as espécies utilizadas no grupo de recobrimento quanto à capacidade que tem de interceptar RFA, para uma melhor seleção das

espécies arbóreas em função da capacidade destas em sombrearem o solo e diminuírem a presença de gramíneas invasoras competidoras, além de encontrar atributos capazes de predizer a interceptação.

Assim, o objetivo geral desse trabalho é analisar o sombreamento do solo de diferentes espécies usadas com função de recobrimento em áreas de restauração. São objetivos específicos: 1-) comparar o sombreamento do solo de diferentes espécies de recobrimento na restauração florestal; 2-) comparar o sombreamento do solo por estas espécies em diferentes épocas do ano; 3-) avaliar a variação do sombreamento entre diferentes áreas; 4-) investigar que traços da arquitetura da copa estão relacionados à uma maior interceptação de RFA. Nossas hipóteses são que as espécies diferem entre si no sombreamento do solo, que o sombreamento difere entre áreas para uma mesma espécie, e entre estações, sendo maior na estação chuvosa, e é capaz de ser predito pela estrutura da copa.

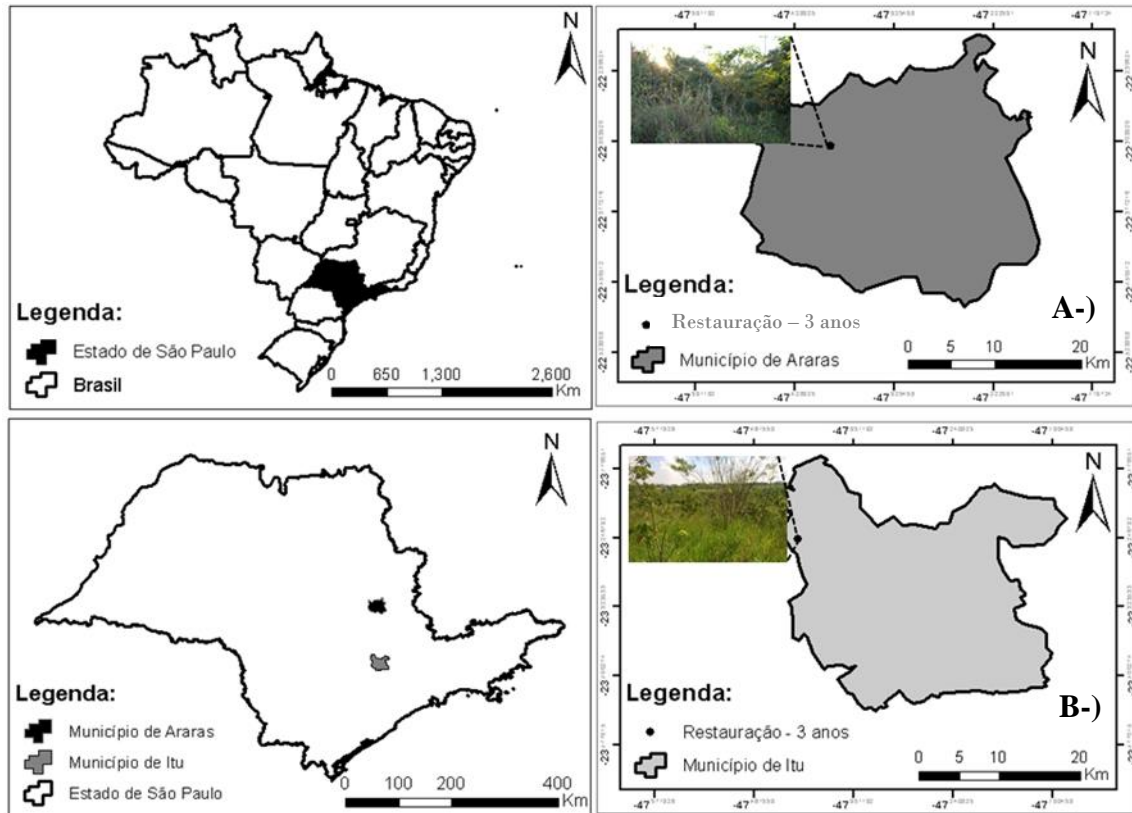
## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo e espécies selecionadas**

O estudo foi realizado em dois plantios de restauração de três anos, localizados em Araras/SP e Itu/SP (Figura 1). Foram avaliados plantios jovens para evitar sobreposição entre as copas, que comprometeria a medição do sombreamento do solo.

O município de Araras está localizado na região de ocorrência natural da Floresta Estacional Semidecidual, com clima Köppen subtipo Cwa, quente, com verão chuvoso e inverno seco. O clima apresenta temperatura média anual de 21,6°C e precipitação média anual de 1.384,5 mm (CEPAGRI, 2016). Em Araras foi estudado um plantio em uma área com três ha, localizada no Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Neste plantio foram utilizadas 14 espécies arbóreas nativas de recobrimento (Tabela 1), plantadas num espaçamento de 3 m x 2 m. Durante os dois primeiros anos do plantio foi realizado o controle químico das gramíneas em toda a área utilizando glifosato.

O Centro de Experimentos Florestais da SOS Mata Atlântica em Itu/SP está localizado em área com mesmo tipo de floresta e tipo climático de Araras. A temperatura média anual no município é de 21,3°C, e a precipitação média anual de 1299,6 mm (CEPAGRI, 2016). Nesse plantio, com área de dois ha, foram plantadas aproximadamente 50 espécies nativas, com espaçamento de 3 m x 2 m. Durante os dois primeiros anos do plantio foi realizado o controle químico das gramíneas em toda a área utilizando glifosato.



**Figura 1:** Localização dos plantios de restauração florestal estudados, em A-) Araras/SP e B-) Itu/SP.

Foram avaliadas 14 espécies plantadas na área de restauração de Araras/SP, todas comumente utilizadas em plantios de restauração como boas recobridoras do solo, estando quatro destas espécies presentes também no plantio de Itu/SP. Foram avaliados ao menos 10 indivíduos de cada espécie (Tabela 1).

**Tabela 1:** Espécies e número de indivíduos avaliados nas áreas em processo de restauração em Araras/SP e Itu/SP.

Espécie	Família	Deciduidade	Árvores marcadas (n)	
			Itu/SP	Araras/SP
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	Decídua		<b>11</b>
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae	Decídua ou semidecídua		<b>12</b>
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbanaceae	Decídua	<b>14</b>	<b>12</b>
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	Semidecídua		<b>10</b>
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	Decídua		<b>12</b>
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	Semidecídua		<b>11</b>
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Malvaceae	Semidecídua		<b>11</b>
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	Semidecídua	<b>15</b>	<b>13</b>
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	Semidecídua		<b>10</b>
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	Perenifólia	<b>16</b>	<b>13</b>
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	Decídua		<b>12</b>
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	Decídua		<b>11</b>
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	Decídua ou semidecídua		<b>12</b>
<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	Solanaceae	Semidecídua	<b>11</b>	<b>12</b>

## 2.2 Dados coletados

Para todas as árvores marcadas foram medidos os atributos altura da árvore, altura de inserção do primeiro galho, área da copa, diâmetro à altura do peito (DAP), área da lâmina foliar e interceptação da RFA. A altura da árvore e a altura de inserção do primeiro galho foram medidos com auxílio de uma vara graduada a partir do nível do solo. Para o cálculo da área da copa foram realizadas medições do maior e do menor diâmetro de projeção vertical da copa sobre o solo, sendo calculada a área da copa de cada indivíduo avaliado por meio da fórmula:  $Ci = \pi \cdot [(L1 + L2)/4]^2$ , onde: Ci = área da projeção individual da copa; L1 = comprimento do menor diâmetro de projeção vertical da copa; L2 = comprimento do maior diâmetro de projeção vertical da copa. O DAP foi obtido a partir da transformação da circunferência à altura do peito (CAP), medida com fita métrica a 1,3 m a partir da base do tronco, através da fórmula:

$DAP = CAP / \pi$ . Para a medição da área da lâmina foliar, oito a 10 folhas ou folíolos totalmente expandidos e expostos ao sol foram coletados para cada indivíduo marcado, e após isso as folhas ou folíolos foram digitalizados para posterior cálculo da área de superfície da lâmina no programa ImageJ (RASBAND, 1997).

Por fim, como forma de avaliar a capacidade de sombreamento, foi mensurado o grau de interceptação da RFA pela copa das plantas, utilizando ceptômetro Accupar LP-80 em fevereiro, na estação chuvosa, e em setembro, na estação seca, para as espécies marcadas em Araras/SP, e apenas em fevereiro para as espécies marcadas em Itu/SP. Foram tomadas medidas de RFA ao mesmo tempo ao lado da copa (a pleno sol) e sob a copa das plantas (até 1 m de raio do tronco), a aproximadamente 1 m do nível do solo, entre 10h e 14h. Estas medidas foram utilizadas para cálculo do percentual de RFA interceptado pela copa da árvore ( $1 - (RFA \text{ sob a copa} / RFA \text{ a pleno sol}) \times 100$ ).

### 2.3 Análise dos dados

Foram realizadas análises de variância (ANOVA) com as fontes de variação espécie e estação do ano para avaliar as diferenças na interceptação de RFA nas duas estações em Araras/SP e ANOVA com as fontes de variação espécie e área para avaliar as diferenças entre as quatro espécies de ocorrência em Itu e Araras na estação chuvosa, seguidas pelo teste de *Tukey* em casos de efeito significativo ( $p < 0,05$ ). Para a comparação dos atributos da arquitetura de copa das espécies do plantio de Araras foram realizadas ANOVA de um único fator, seguidas pelo teste de *Tukey* de comparação de médias.

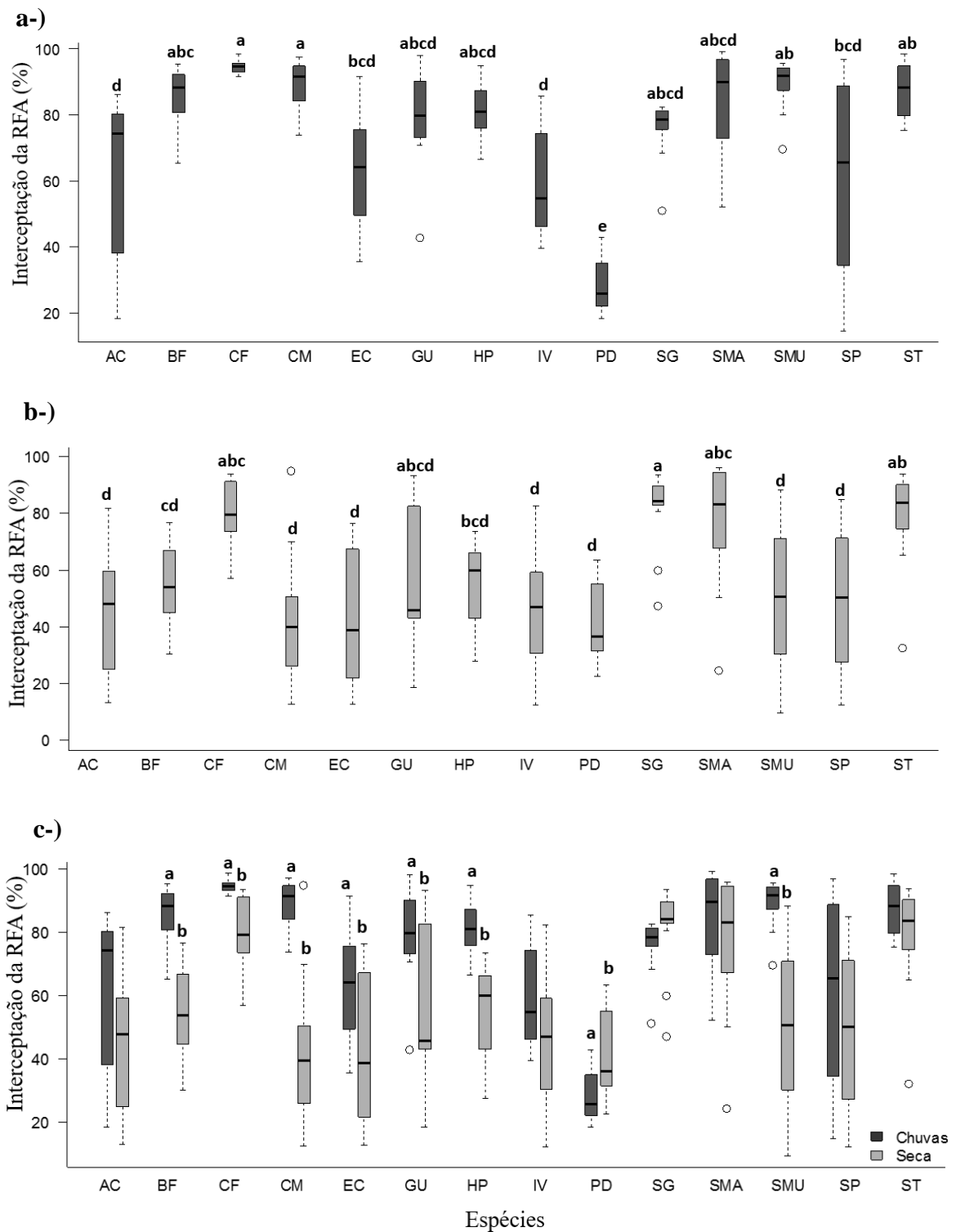
Foram realizadas regressões lineares múltiplas *stepwise* com o uso do critério de informação de Akaike para selecionar as variáveis da arquitetura de copa que mais explicavam a RFA interceptada na estação chuvosa e na estação seca. Nas regressões, as variáveis da arquitetura da copa investigadas foram altura, altura de inserção do primeiro galho, área da copa, DAP e área da lâmina foliar, usando as espécies de Araras/SP conjuntamente e individualmente em cada uma das estações avaliadas. Para as regressões os dados de RFA interceptada na estação chuvosa e na estação seca, expressos em porcentagem, foram transformados em raiz quadrada do arco-seno, e altura, altura do primeiro galho, área da copa, DAP e área da lâmina foliar foram transformados em log. Todas as análises estatísticas foram realizadas com o software R ao nível de 5% de probabilidade (R Core Team, 2016).



### 3. RESULTADOS

A capacidade de sombreamento varia entre espécies (ANOVA; GL = 13; F=14,39;  $p < 0,001^{***}$ , Figura 2a-b) e entre estações do ano (ANOVA; GL = 1; F=73,62;  $p < 0,001^{***}$ , Figura 2c) e os fatores espécie e estação possuem interação (ANOVA; GL = 13; F=4,61;  $p < 0,001^{***}$ ), ou seja, as espécies variam de formas diferentes a capacidade de sombreamento nas duas estações do ano. Todas as espécies, exceto *P. dubium* e *S. granuloseprosum*, tiveram média de interceptação da RFA maior na estação chuvosa (Figura 2b).

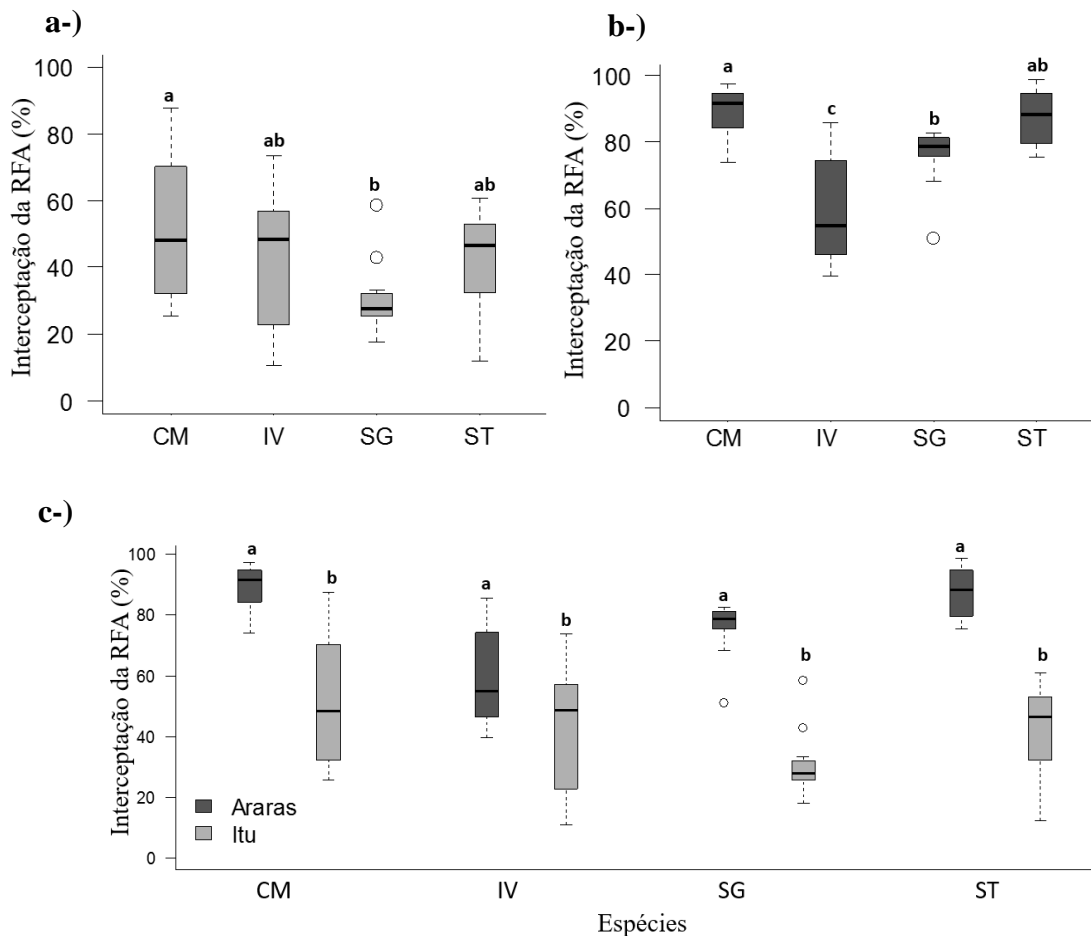
As espécies com maior interceptação e menor variação entre seus valores na estação chuvosa foram *C. floribundus* (Média=94,6; DP=2,0), *C. myrianthum* (Média=89,5; DP=6,9), *S. multijuga* (Média=91,1; DP=4,9) e *S. terebinthifolius* (Média=87,4; DP=8,2). As espécies *A. colubrina* (Média=59,4; DP=24,9), *E. contortisiliquum* (Média=63,6; DP=17,6), *I. vera* (Média=59,4; DP=16,7), *S. macranthera* (Média=83,1; DP=16,8) e *S. polyphylla* (Média=60,5; DP=29,2) possuem alta desvio padrão entre seus valores de interceptação, e *P. dubium* (Média=28,7; DP=8,4) possui os menores valores de interceptação da RFA. Na estação seca, as espécies com maior interceptação foram *S. granuloseprosum* (Média=81,5; DP=13,3) e *S. terebinthifolius* (Média=79,2; DP=16,6). Das 14 espécies avaliadas, oito tiveram diferenças na interceptação segundo a estação do ano: *B. forficata* (F=19,4;  $p < 0,001^{***}$ ), *C. floribundus* (F=9,5;  $p < 0,01^{**}$ ), *C. myrianthum* (F=13,0;  $p < 0,001^{***}$ ), *E. contortisiliquum* (F=20,3;  $p < 0,05^*$ ), *G. ulmifolia* (F=15,9;  $p < 0,05^*$ ), *H. popayanensis* (F=15,8;  $p < 0,001^{***}$ ); *P. dubium* (F=14,2;  $p < 0,05^*$ ); *S. multijuga* (F=11,7;  $p < 0,001^{***}$ ), sendo sempre menor na estação seca que na estação chuvosa.



**Figura 2:** Intercepção da RFA pela copa de espécie arbóreas em plantio de restauração florestal de três anos em Araras/SP: a-) estação chuvosa; b-) estação seca; c-) estação chuvosa e seca. Letras diferentes representam diferenças entre espécies em a-) e b-) e entre estações para cada espécie em c-). AC: *Anadenanthera colubrina*, BF: *Bauhinia forficata*; CF: *Croton floribundus*; CM: *Citharexylum myrianthum*; EC: *Enterolobium contortisiliquum*; GU: *Guazuma ulmifolia*; HP: *Heliocarpus popayanensis*; IV: *Inga vera*; PD: *Peltophorum dubium*;

SG: *Solanum granulosoleprosum*; SMA: *Senna macranthera*; SMU: *Senna multijuga*; SP: *Senegalia polyphylla* e ST: *Schinus terebinthifolius*. A altura dos retângulos é definida pelo primeiro e pelo terceiro quartis, e uma linha secciona o retângulo no valor da mediana. As semirretas ligam o primeiro e o terceiro quartis ao limite mínimo e máximo do conjunto de dados. Os círculos fora dos retângulos representam valores extremos da variável medida.

A capacidade de sombreamento também varia entre áreas (ANOVA; GL = 1; F=153,5;  $p<0,001^{***}$ ). Além disso, os fatores espécie e área possuem interação (F=5,7;  $p<0,01^{**}$ ), ou seja, as áreas afetam de modo diferenciado a interceptação da RFA de cada espécie. Comparando a interceptação de *C. myrianthum* (F=16,0;  $p<0,001^{***}$ ), *S. granulosoleprosum* (F=18,2;  $p<0,001^{***}$ ), *S. terebinthifolius* (F=24,9;  $p<0,001^{***}$ ) e *I. vera* (F=25,9;  $p<0,05^{**}$ ) entre as duas áreas, todas foram diferentes e tiveram valores mais baixos em Itu/SP, entretanto, o ranqueamento das espécies quanto aos valores de interceptação de RFA não foi o mesmo entre áreas (Figura 3). Além disso, o DAP de todas as espécies foi maior em Araras (*C. myrianthum*: F=18,7;  $p<0,001^{***}$ ; *S. granulosoleprosum*: F=20,0;  $p<0,001^{***}$ ; *S. terebinthifolius*: F=19,5;  $p<0,01^{**}$ ; *I. vera*: F=25,3;  $p<0,001^{***}$ ), a área da lâmina foliar foi maior para *C. myrianthum* (F=19,2;  $p<0,01^{**}$ ), *S. granulosoleprosum* (F=13,7;  $p<0,001^{***}$ ) e *S. terebinthifolius* (F=16,0;  $p<0,001^{***}$ ) em Araras, a altura foi maior para *C. myrianthum* (F=22,8;  $p<0,05^{*}$ ) e *S. granulosoleprosum* (F=15,7;  $p<0,001^{***}$ ) em Araras e a altura da copa e área da copa foram maiores em *S. granulosoleprosum* (altura da copa: F=17,0;  $p<0,05^{*}$ ; área da copa: F=21,2;  $p<0,001^{***}$ ), em Araras.



**Figura 3:** Intercepção da RFA por espécies arbóreas em plantios de restauração de três anos: **a-)** em Araras/SP; **b-)** em Itu/SP, e **c-)** comparando as espécies entre Itu/SP e Araras/SP. Em a-) e b-) letras diferentes representam diferenças entre espécies e em c-) dentro da espécie entre as áreas. CM - *Citharexylum myrianthum*; IV - *Inga vera*; ST - *Schinus terebinthifolius*; SG - *Solanum granuloseprosum*. A altura dos retângulos é definida pelo primeiro e pelo terceiro quartis, e uma linha secciona o retângulo no valor da mediana. As semirretas ligam o primeiro e o terceiro quartis ao limite mínimo e máximo do conjunto de dados. Os círculos fora dos retângulos representam valores extremos da variável medida.

As variáveis que explicam a intercepção da RFA são diferentes nas duas estações, e a regressão teve um valor explicativo mais baixo na estação seca ( $R^2=0,11$ ;  $p<0,001$ ) que na chuvosa ( $R^2=0,37$ ;  $p<0,001$ ). Para a estação chuvosa, o modelo de predição da intercepção gerado considera a altura da árvore, a altura de inserção do primeiro galho, o DAP e a área da lâmina foliar. Nesse modelo, menores valores de altura da árvore e de inserção do primeiro galho e maiores de DAP e área da lâmina foliar estão correlacionados com maiores valores de intercepção (Tabela 4). O modelo para a estação seca considera a altura da árvore, a área da

copa e a área da lâmina foliar, sendo que menores valores de altura da árvore e maiores valores da área da copa e da área da lâmina foliar predizem a interceptação (Tabela 4). Assim, independentemente da estação do ano e sem levar em consideração cada espécie individualmente, menores valores de altura da árvore e maiores de área da lâmina foliar seriam os indicativos para uma maior interceptação da RFA.

Para a regressão realizada para cada espécie separadamente, *A. colubrina*, *C. myrianthum*, *E. contortisiliquum*, *H. popayanensis*, *S. polyphylla*, *S. multijuga* e *S. granuloseprosum* tiveram modelos significativos na estação chuvosa, enquanto que na estação seca foram apenas *C. myrianthum*, *H. popayanensis* e *S. macranthera* (Tabela 4). O valor explicativo do modelo de predição para as duas espécies com modelos nas duas estações, *C. myrianthum* e *H. popayanensis*, variou entre as estações (Tabela 4). As variáveis consideradas na regressão tiveram sentido (negativo ou positivo) diferentes conforme a espécie (Tabelas 5).

**Tabela 4:** Modelo final predizendo a interceptação da radiação fotossinteticamente ativa pelas variáveis da copa para todas as espécies arbóreas nas estações chuvosa e seca e a interceptação para cada espécie em cada estação em plantio de restauração florestal em Araras/SP. Os sinais +/- antes das variáveis indicam se a correlação com a interceptação foi positiva ou negativa. Todos os modelos foram significativos ( $p < 0,05$ ).

Estação	Espécies	R <sup>2</sup>	Variáveis explanatórias
Chuvosa	<b>Todas as espécies</b>	<b>0,37</b>	33,65 -11,13 altura -6,25 altura inserção primeiro galho +16,19 (DAP) +1,88 área lâmina foliar
	<i>A. colubrina</i>	<b>0,62</b>	21,81 -38,96 altura + 40,67 DAP
	<i>C. myrianthum</i>	<b>0,46</b>	55,26 +8,07 área copa
	<i>E. contortisiliquum</i>	<b>0,76</b>	-13,16 +15 altura + 12,1 altura inserção primeiro galho - 17,69 área copa +36,07 DAP
	<i>H. popayanensis</i>	<b>0,92</b>	-192,49 -21,54 altura -5,50 altura inserção primeiro galho - 48,50 área copa +77,02 DAP + 34,56 área lâmina foliar
	<i>S. polyphylla</i>	<b>0,62</b>	33,67 +20,74 área copa +23,13 área lâmina foliar
	<i>S. multijuga</i>	<b>0,53</b>	82,74 -27,71 altura +11,27 DAP
	<i>S. granuloseprosum</i>	<b>0,54</b>	25,60 +11,25 área copa
Seca	<b>Todas as espécies</b>	<b>0,11</b>	48,85 -12,06 altura + 5,66 área da copa +1,66 área lâmina foliar
	<i>C. myrianthum</i>	<b>0,78</b>	115,71 +15,87 altura inserção primeiro galho -30,88 DAP
	<i>H. popayanensis</i>	<b>0,81</b>	76,10 -52,42 altura +12,71 altura inserção primeiro galho +64,66 área copa -99,17 DAP
	<i>S. macranthera</i>	<b>0,73</b>	62,76 +40 altura -30,36 altura inserção primeiro galho +23,10 área copa -54,93 DAP

Considerando as variáveis com efeito significativo para os modelos gerados, na estação chuvosa, a altura da árvore foi negativamente relacionada à interceptação em *S. multijuga*, a altura de inserção do primeiro galho e a área da copa tiveram sentido negativo para *H.*

*popayanensis*, a área da copa teve sentido positivo para *C. myrianthum* e *S. granuloseprosum*, e o DAP e a área da lâmina foliar tiveram sentido positivo para todas as espécies nas quais foram variáveis significativas na estação chuvosa (Tabela 4). Para a estação seca, a altura de inserção do primeiro galho foi positiva para *C. myrianthum* e *H. popayanensis*, e negativa para *S. macranthera*, a área da copa foi positiva para *H. popayanensis* e o DAP foi negativo para *C. myrianthum* e *H. popayanensis* (Tabela 5). Os modelos gerados variam conforme a espécie nas duas estações, tendo modelos mais simples com apenas uma variável preditora, como para *C. myrianthum* e *S. granuloseprosum* na estação chuvosa até modelos com cinco variáveis preditoras, como para *H. popayanensis* na estação chuvosa (Tabela 5).

**Tabela 5:** Resultado das regressões *stepwise* com o uso do critério de informação de Akaike para selecionar variáveis da arquitetura da árvore com maior efeito na interceptação da radiação pela copa de espécies arbóreas em plantios de restauração em Araras-SP, nas estações chuvosa e seca. Os sinais +/- indicam se a correlação foi positiva ou negativa. São mostradas somente as relações significativas (<0,05).

Estação	Espécies	Altura árvore (m)		Inserção primeiro galho (m)		Área copa (m <sup>2</sup> )		DAP (cm)		Área foliar (cm <sup>2</sup> )	
			p		p		p		p		p
Chuvosa	Todas as espécies	-	<0,05*	-	<0,001***			+	<0,001***	+	<0,001***
	<i>A. colubrina</i>							+	<0,05*		
	<i>C. myrianthum</i>					+	<0,05*				
	<i>E. contortisiliquum</i>							+	<0,05*		
	<i>H. popayanensis</i>			-	<0,05*	-	<0,01**	+	<0,01**	+	<0,01**
	<i>S. polyphylla</i>									+	<0,05*
	<i>S. multijuga</i>	-	<0,05*								
	<i>S. granuloseprosum</i>					+	<0,01**				
Seca	Todas as espécies					+	<0,05*			+	<0,001***
	<i>C. myrianthum</i>			+	<0,001***			-	<0,001***		
	<i>H. popayanensis</i>			+	<0,01**	+	<0,05*	-	<0,01**		
	<i>S. macranthera</i>			-	<0,01**						

#### 4. DISCUSSÃO

A capacidade de sombreamento variou entre as espécies, e para a mesma espécie entre diferentes estações do ano e diferentes áreas, o que mostra que mesmo para um grupo de espécies pré-selecionadas pela capacidade de recobrir o solo, existe grande heterogeneidade na capacidade de sombreamento, que é acentuada por variações no espaço e no tempo. Dessa forma, são aceitas as hipóteses que as espécies variam no sombreamento do solo, que ele difere nas estações para a maioria das espécies, sendo maior na estação chuvosa, e que uma mesma espécie, na mesma idade, varia seus níveis de sombreamento entre sítios de restauração.

As espécies *A. colubrina*, *B. forficata*, *C. floribundus*, *C. myrianthum*, *E. contortisiliquum*, *G. ulmifolia*, *H. popayanensis*, *I. vera*, *P. dubium*, *S. granulosoleprosum*, *S. macranthera*, *S. multijuga*, *S. polyphylla*, *S. terebinthifolius* são reconhecidas como espécies de rápido crescimento e indicadas para a restauração de ambientes degradados, com seu bom desempenho no recobrimento do solo atestado por muitos trabalhos (SOUZA et al., 2001; CAMPOE et al., 2014; MARCUZZO et al., 2015). Porém, aqui elas mostraram diferenças na interceptação da RFA e em seus atributos da copa entre espécies em uma mesma área (Anexo 1) e diferenças na mesma espécie entre áreas diferentes (*C. myrianthum*, *I.vera*, *S. granulosoleprosum* e *S.terebinthifolius*; Anexo 2). Além disso, o desvio padrão alto encontrado para muitos atributos, na maioria das espécies, mostra que essas diferenças ocorrem também dentro de uma mesma espécie em um mesmo local, podendo ser causadas por variação genética intraespecífica (KETTENRING et al., 2014; ESPELAND et al., 2016; KHALIL et al., 2016).

Essas diferenças podem ocorrer porque além dos aspectos fixos de sua arquitetura, ecofisiologia e fenologia, as árvores possuem plasticidade fenotípica que as permitem adaptar a forma e o tamanho de suas copas como resposta às mudanças do ambiente em plantios com alta diversidade, para otimizar o uso de luz (PRETZSCH, 2014; SAPIJANSKAS et al., 2014; JUCKER et al., 2015). A competição entre árvores ocorre quando elas estão crescendo no mesmo local e cada árvore busca priorizar a captação do recurso mais limitado, seja água, luz ou nutrientes (CRAINE & DYBZINSKI, 2013). Assim, a competição desencadeia a plasticidade da copa, que é a aclimação da árvore ao ambiente (LONGUETAUD et al., 2013). A plasticidade da copa é resultado do desenvolvimento de galhos e ramos (NIINEMETS, 2010; LANG et al., 2012), e tem sido pouco esclarecida, principalmente em florestas jovens (VAN DE PEER et al., 2017). Dessa forma, diferenças no sombreamento ou em restrições mecânicas causadas por diferentes espécies ao redor de uma árvore podem afetar sua arquitetura, que se altera para aumentar sua eficiência na captação de luz e impedir ou diminuir sua competição com a arquitetura das outras espécies (SAPIJANSKAS et al., 2014).

Além da plasticidade, os resultados sugerem que as condições ambientais têm influência na arquitetura e nível de sombreamento do solo pelas espécies, mesmo em áreas sob o mesmo clima, como as duas estudadas. As melhores espécies sombreadoras observadas nas duas áreas de restauração variaram de área para área, e enquanto em Araras/SP *S. granulosoleprosum* teve alta interceptação da RFA, em Itu ela foi a pior sombreadora. Por outro lado, *I. vera* teve média menor que as outras espécies em Araras/SP, mas não diferiu de *C. myrianthum* e *S.terebinthifolius* em Itu. As quatro espécies avaliadas tiveram média maior de interceptação da RFA em Araras/SP que em Itu/SP, sendo 30% maior para *I. vera*, 40% para *C. myrianthum*, o

dobro para *S. terebinthifolius* e 150% maior em *S. granulosoleprosum*. Na prática, isto sugere que as espécies recobridoras têm sensibilidades diferentes ao nível de degradação e de manejo na área a ser restaurada. Portanto, para a prática da restauração florestal, o fato do ranqueamento das espécies quanto aos níveis de sombreamento pela copa não serem iguais entre sítios de restauração de mesma idade, sugere que as melhores espécies para sombreamento do solo mudam de local para local, provavelmente de acordo com variações no tipo de solo (SOBANSKI & MARQUES, 2014), diferenças no manejo dos plantios de restauração florestal (CAMPOE et al., 2010; CAMPOE et al., 2014), que interferem nas condições de competição entre espécies, plantadas ou não, e variação genética (KULPA & LEGER, 2013). Desse modo, a seleção das melhores espécies recobridoras para uma dada área para restauração florestal deveria incorporar as características ambientais desse sítio e do manejo a ser adotado na restauração, aspectos cuja influência sobre espécies recobridoras precisam ser melhor estudados.

Os resultados da regressão mostram que a arquitetura da copa não é, para a maioria das espécies, capaz de predizer a interceptação da RFA. Para as espécies com modelo de predição, porém, o valor explicativo encontrado foi alto, de 0,46 para *C. myrianthum* até 0,92 para *H. popayanensis*, na estação chuvosa. As duas espécies tiveram também valores altos de explicação na estação seca, mas com variáveis preditoras diferentes para as duas estações. Esperava-se que a interceptação da RFA tivesse também um alto valor explicativo considerando o conjunto de todas as espécies, e não cada espécie separadamente, uma vez que existem espécies com área da lâmina foliar muito pequena, de 0,1 a 2,4 cm<sup>2</sup>, como *A. colubrina*, *E. contortisiliquum*, *P. dubium*, *S. polyphylla* e *S. multijuga*, e outras com área da lâmina foliar muito grande, como *H. popayanensis* (247,6 cm<sup>2</sup>) e *C. floribundus* (346 cm<sup>2</sup>); alturas variando de 1,8 a 3,9 m; espécies com grande área da copa, como *S. granulosoleprosum* (24,3 m<sup>2</sup>), e pequena área da copa, como *S. macranthera* (4,9 m<sup>2</sup>); e espécies com grande DAP, como *H. popayanensis* (17,5 cm) e pequeno DAP, como *I. vera* (4,7 cm). Assim, considerando esse gradiente de alturas, alturas das copas, áreas das copas, DAPs, e áreas da lâmina foliar, se a arquitetura da copa fosse predita pelos atributos da arquitetura, seria encontrado um alto valor explicativo para elas, mostrando que quanto maior ou menor um determinado atributo da copa, maior a interceptação da RFA.

De acordo com o modelo gerado, a árvore com maior interceptação na estação chuvosa seria mais baixa, com altura de inserção do primeiro galho também baixa, grande DAP e folhas grandes. A altura menor, associada com maior DAP confere maior sustentação à árvore (STERCK & BONGERS, 1998), e mesmo que no modelo não seja mostrado que uma copa



maior pode favorecer a interceptação, árvores menores possuem a copa mais próxima ao solo, o que permite menor entrada de luz lateral. A menor altura da árvore, associada à menor altura de inserção da copa garantem que a irradiância incidindo no solo seja menor, uma vez que são características que bloqueiam a luz vertical e lateral (POORTER et al., 2003). As folhas maiores podem garantir que a superfície de interceptação de luz seja maior, pois árvores com pequenos folíolos espaçados têm maior entrada de luz que folhas largas (GUARIGUATA et al., 1995) e o maior DAP pode estar relacionado ao fato das árvores com menor DAP serem aquelas com maior crescimento em altura, e, portanto, menor interceptação da copa (POORTER et al., 2003).

Assim, apesar de outros trabalhos encontrarem que árvores mais altas, de até 25 m, foram usadas com mais frequência como poleiro por aves (WYDHAYAGARN et al., 2009), sendo esta uma vantagem para a restauração, são as espécies mais baixas que constroem copas maiores e fazem maior sombreamento do solo (KING, 1996; KOHYAMA et al. 2003; POORTER et al., 2003), criando condições para supressão de gramíneas e, conseqüentemente, recrutamento e estabelecimento de plântulas (CAMPOS, 2010). Esses resultados revelam uma relação que deve ser melhor compreendida, pois mesmo se uma árvore mais alta atrair mais dispersores, favorecendo a chegada de sementes, só ocorrerá regeneração se houver condições para a germinação e estabelecimento de plântulas, que depende da ausência de gramíneas exóticas no solo, que só sairão do sistema com sombreamento, que é mais proporcionado por árvores baixas (REID & HOLL, 2013).

Outros fatores não incluídos no modelo podem estar influenciando a interceptação da RFA, como a competição com outras árvores no local de plantio. Apesar do padrão de desenvolvimento dos galhos ser determinado geneticamente, ele pode também sofrer alterações devido à quantidade de luz disponível, e a competição com outras espécies, principalmente no caso de espécies pioneiras, que possuem maior plasticidade (VIEILLEDENT et al., 2010). A competição entre árvores vizinhas pode causar alterações ao nível do indivíduo e ao nível dos galhos, como alteração da disposição das folhas, diâmetro da árvore e diâmetro dos galhos, além de perda dos galhos mais baixos em espécies pioneiras como estratégias para tolerar ou evitar a competição e podem alterar a interceptação de luz (VAN DE PEER et al., 2017).

Na estação seca, a interceptação da RFA foi predita novamente pela menor altura e maior área da lâmina foliar, e também pela maior área da copa, porém com um poder menor de predição. Como a maioria das espécies utilizadas é decídua ou semidecídua, esperava-se resultados diferentes para o modelo de predição das estações seca e chuvosa, pois todas as espécies, exceto *P. dubium* e *S. granulosoleprosum*, tiveram médias de interceptação da irradiância menores para a estação seca.

A perda de folhas na estação seca possibilita uma entrada maior de irradiância que pode favorecer o crescimento das gramíneas invasoras. Além disso, a perda de folhas da maioria das espécies pode ajudar a explicar a baixa predição do modelo na estação seca, pois com a copa exposta ou parcialmente exposta, as variáveis da arquitetura da copa têm um papel muito pequeno na interceptação da RFA.

Espécies decíduas, que perdem suas folhas durante uma parte do ano podem criar condições ideais para o estabelecimento de regenerantes, com diminuição da interceptação da chuva e do consumo de água pela planta adulta e aumento temporário da entrada de luz (GANDOLFI et al., 2007), além do aumento da camada de serapilheira, que mantém a umidade do solo (AMIOTTI et al., 2000). Essas condições aumentariam a riqueza (MELO et al., 2015) e o número e a densidade de regenerantes (WYDHAYAGARN et al., 2009). Melo et al. (2015) e Guariguata et al. (1995) concluem, porém, que a riqueza aumenta com o aumento da interceptação da irradiância, e que deve haver, portanto, um ponto ótimo de luz para favorecer o estabelecimento de novas plantas, pois altos níveis de luz podem favorecer o crescimento de gramíneas exóticas invasoras.

Dessa forma, para os ecossistemas tropicais, são indicadas espécies de rápido crescimento para competir com as gramíneas invasoras (LAMB et al., 2005), mas sua cobertura de copa também é importante. A fenologia foliar e a arquitetura da copa representam o arranjo das folhas no tempo e no espaço, e suas estratégias para interceptação da luz (ISHII & ASANO, 2010). Douterlungne et al. (2013) mostraram em seu trabalho que o uso da espécie de rápido crescimento *Ochroma pyramidale* no México foi mais importante para a eliminação de uma samambaia invasora que métodos químicos e mecânicos, reduzindo espaço físico, nutrientes e luz disponíveis para a invasora, e Souza & Batista (2004), investigando o desenvolvimento de diferentes modelos de restauração, em diferentes idades, encontraram que todos os plantios tiveram alta cobertura de gramíneas exóticas aos cinco, nove e dez anos de idade, e que houve uma correlação negativa entre a cobertura de copas na estação seca e a cobertura por gramíneas, e uma correlação positiva entre a diminuição da cobertura do dossel na estação chuvosa e a abundância de gramíneas. Dessa forma, é necessário incorporar na seleção das espécies recobridoras do solo para restauração sua fenologia foliar.

Na prática, esses resultados mostram que a premissa de maior área da copa e maior altura, logo, maiores interceptação da luz e sombreamento do solo, frequentemente usada para classificar as espécies arbóreas como espécies do grupo de recobrimento, não são completamente aplicáveis, visto que árvores mais baixas proporcionam maior sombreamento do solo e que existe variação sensível na interceptação pelas espécies entre estação seca e

chuvosa. Ou seja, a pré-seleção das melhores espécies sombreadoras com base em atributos da copa tende a não ser eficaz, ao contrário do que esperávamos. Além disso, os atributos de copa investigados não são capazes de prever a interceptação em todas as épocas do ano da mesma maneira e nem para todas as espécies. Dessa forma, outros fatores relacionados à arquitetura da copa devem também estar envolvidos na predição da interceptação, como disposição dos galhos e fenologia foliar. Entretanto, é possível que a interceptação não possa ser completamente predita por modelos, pois a estrutura da copa não é determinada apenas geneticamente, mas também pelo ambiente no qual as árvores se desenvolvem e pela competição com outras espécies, ajustando seu desenvolvimento através da plasticidade.

Assim, a decisão sobre quais espécies recobrem melhor o solo em áreas em processo de restauração em ambientes dominados por gramíneas exóticas invasoras não pode basear-se apenas na arquitetura da copa das espécies, o que pode levar a uma classificação equivocada de espécies de recobrimento, quando a interceptação destas é, na verdade, aquém do desejado e influenciada por características específicas do ambiente em restauração. As gramíneas invasoras são um sério problema nos anos iniciais de estabelecimento dos plantios de restauração florestal, e podem ser favorecidas pela deciduidade das árvores utilizadas. Muitos trabalhos atestam que o uso de poucas espécies em áreas degradadas pode ser o mais indicado para reestabelecer a função florestal e criar condições de microclima ideais para o desenvolvimento de regenerantes.

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Mesmo quando são classificadas dentro de um mesmo grupo funcional comumente empregado pelos restauradores (espécies de recobrimento), as espécies variam muito em sua arquitetura da copa e no nível de interceptação da RFA. Os indivíduos de cada espécie têm uma ampla faixa de variação dentro de uma mesma área; a mesma espécie varia entre áreas diferentes; as espécies diferentes variam dentro da mesma área e observar um padrão é difícil e realmente complexo, e por isso talvez não seja o ideal. Uma alternativa possível é desenvolver índices que conciliem tamanho da copa com o nível de interceptação da RFA, visto que o primeiro diz respeito à área de solo recoberta pela copa da árvore e o segundo o quanto essa copa de fato retém da intensidade luminosa.

### **Implicações para a prática**

- Rápido crescimento e copa ampla são critérios utilizados na seleção de espécies de árvores para rapidamente recobrir o solo na restauração florestal, mas dentro do grupo de espécies com essas características existe grande variabilidade na capacidade de sombrear o solo.
- Espécies arbóreas consideradas como recobridoras do solo variam significativamente a interceptação da radiação solar conforme a estação do ano, com menor capacidade na estação seca; essa variação deve ser considerada para selecionar espécies recobridoras para plantios de restauração florestal.
- A mesma espécie plantada em diferentes locais pode ser boa sombreadora do solo em um e em outro não. Ou seja, outros fatores além da determinação genética da arquitetura da copa, como tipo de solo, condições de manejo e competição podem atuar na capacidade de sombrear o solo pelas copas.
- A arquitetura da copa das espécies recobridoras não é capaz de predizer totalmente o nível de interceptação da radiação solar pela copa da árvore, mas árvores menores, com menor altura de inserção da copa, maior diâmetro e maior área da lâmina foliar são mais capazes de interceptar a radiação na estação chuvosa, sendo a predição por atributos da copa pouco eficaz na estação seca.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMIOTTI, N.M.; ZALBA, P.; SÁNCHEZ, L.F.; PEINEMANN, N. The impact of single-trees on properties of loess-derived grasslands soils in Argentina. *Ecology*, v.81, p.3283-3290, 2000.
- BOHLMAN, S.A.; O'BRIEN, S.T. Allometry, adult stature and regeneration requirements of 65 tree species on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Tropical Ecology*, v.22, p.123-136, 2006.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração florestal. São Paulo: Oficina de Textos, 432p., 2015.
- BRASIL. Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), nº 12.651, Brasília, 2012.
- BRASIL. Secretaria de estado do Meio Ambiente. Resolução SMA Nº32, 2014.
- CALLAWAY, R.M. Positive interactions among plants. *The Botanical Review*, v.61, p.306-349, 1995.
- CAMPOE, O.C.; IANNELLI, C.; STAPE, J.L.; COOK, R.L.; MENDES, J.C.T. 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.
- 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, p.1808-1814, 2010.
- CAMPOS, R.P. *Espécies lenhosas pioneiras apresentam diferentes potenciais de facilitação da regeneração natural em pastagens abandonadas?* 2010. 45 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. Disponível em: <<http://orion.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>> Acesso em 11 de janeiro de 2017.
- CHAZDON, R.L. Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v.6, p.51-71, 2003.
- CRAINE, J.M.; DYBZINSKI, R., 2013. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. *Functional Ecology*, v.27, p.833-840, 2013.
- CUSACK, D.; MONTAGNINI, F. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, v.188, p.1-15, 2004.

- DOUTERLUNGNE, D.; THOMAS, E.; LEVY-TACHER, S.I. Fast-growing pioneer tree stands as a rapid and effective strategy for bracken elimination in the Neotropics. *Journal of Applied Ecology*, v.50, p.1257-1265, 2013.
- ESPELAND, E.K.; EMERY, N.C.; MERCER, K.L.; WOOLBRIGHT, S.A.; KETTENRING, K.M.; GEPTS, P.; ETTERSON, J.R. Evolution of plant materials for ecological restoration: insights from the applied and basic literature. *Journal of Applied Ecology*, v.54, n.1, p.102-115, 2017.
- FORSMAN, A. Rethinking phenotypic plasticity and its consequences for individuals, populations and species. *Heredity*, v.115, n.4, p.276-284, 2015.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R.R. Permeability – impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Scientia Agricola*, Piracicaba, v.64, p.433-438, 2007.
- GRATANI, L. Plant phenotypic plasticity in response to environmental factors. *Advances in botany*, v.2014, 2014.
- GUARIGUATA, M.R.; RHEINGANS, R.; MONTAGNINI, F. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration Ecology*, v.3, n.4, p.252-260, 1995.
- GUISASOLA, R.; TANG, X.; BAUHUS, J.; FORRESTER, D.I. Intra- and interspecific differences in crown architecture in Chinese subtropical mixed-species forests. *Forest Ecology and Management*, v.353, p.164–172, 2015.
- HARVEY, C.A.; MEDINA, A.; SÁNCHEZ, D.; VÍLCHEZ, S.; HERNÁNDEZ, B.; SAÉNZ, J.; MAES J.M.; CASANOVES, F.; SINCLAIR, F.L. Patterns of animal diversity associated with different forms of tree cover retained in agricultural landscapes. *Ecological Applications*, v.16, p.1986–1999, 2006.
- HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, v.261, p.1558–1563, 2011.
- HOLL, K.D.; CRONE, E.E.; SCHULTZ, C.B. Landscape restoration: moving from generalities to methodologies. *BioScience*, v.53, n.5, p.491-502, 2003.
- HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. Tropical forest restoration in abandoned pastures in Costa Rica: obstacles and opportunities. *Restoration Ecology*, v.8, p.339-349, 2000.
- HOOPER, E.; CONDIT, R.; LEGENDRE, P. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications*, v.12, p.1626–1641, 2002.

- ISHII, H.; ASANO, S. The role of crown architecture, leaf phenology and photosynthetic activity in promoting complementary use of light among coexisting species in temperate forests. *Ecological research*, v.25, p.715-722, 2010.
- JUCKER, T.; BOURIAUD, O.; COOMES, D.A. Crown plasticity enables trees to optimize canopy packing in mixed-species forests. *Functional Ecology*, Oxford, Inglaterra, v.29, p.1078-1086, 2015.
- KETTENRING, K.M.; MERCER, K.L.; ADAMS, C.R.; HINES, J. EDITOR'S CHOICE: Application of genetic diversity–ecosystem function research to ecological restoration. *Journal of applied ecology*, v.51, n.2, p.339-348, 2014.
- KHALIL, M.I.; GIBSON, D.J.; BAER, S.G. Phylogenetic diversity reveals hidden patterns related to population source and species pools during restoration. *Journal of Applied Ecology*, v.54, n.1, p.91-101, 2017.
- KING, D.A. The allometry and life history of tropical trees. *Journal of Tropical Ecology*, v.12, p.25–44, 1996.
- KOHYAMA, T. Simulating stationary size distribution of trees in rain forests. *Annals of Botany*, v.62, p.173-180, 1991.
- KOHYAMA, T.; SUZUKI, E.; PARTOMIHARDJO, T.; YAMADA, T.; KUBO, T. Tree species differentiation in growth, recruitment and allometry in relation to maximum height in a Bornean mixed dipterocarp forest. *Journal of Ecology*, v.91, p.797-806, 2003.
- KULPA, S.M.; LEGER, E.A. Strong natural selection during plant restoration favors an unexpected suite of plant traits. *Evolutionary applications*, v.6, n.3, p.510-523, 2013.
- LAMB, D.; ERKSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, v.310, n.5754, p.1628-1632, 2005.
- LANG, A.C.; HÄRDTLE, W.; BARUFFOL, M.; BÖHNKE, M.; BRUELHEIDE, H.; SCHMID, B.; VON WEHRDEN, H.; VON OHEIMB, G. Mechanisms promoting tree species coexistence: experimental evidence with saplings of subtropical forest ecosystems of China. *Journal of Vegetation Science*, v.23, n.5, p.837-846, 2012.
- LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B.B.; BRANCALION, P.H.; RODRIGUES, R.R.; GARDNER, T. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v.13, p.211-218, 2015.
- LINARES-PALOMINO, R.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; PENNINGTON, R.T. Neotropical seasonally dry forests: diversity, endemism, and biogeography of woody plants. In: DIRZO, R.; YOUNG, H.S.; MOONEY, H.A. Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation. Island Press, p.3-21, 2011.

- LONGUETAUD, F.; PIBOULE, A.; WERNSDÖRFER, H.; COLLET, C. Crown plasticity reduces inter-tree competition in a mixed broadleaved forest. *European Journal of Forest Research*, v.132, n.4, p.621-634, 2013.
- MARCUZZO, S.B; ARAÚJO, M.M.; GASPARIN, E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidades de conservação: um estudo de caso no sul do Brasil. *FLORESTA*, v.45, n.1, p.129-140, 2015.
- MARTÍNEZ-GARZA, C.; BONGERS, F.; POORTER, L. Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures? *Forest Ecology and Management*, v.303, p.35-45, 2013.
- MELO, A.C.G.; DARONCO, C. RÉ. D.S.; DURIGAN, G. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio heterogêneo de mata ciliar. *Scientia Forestalis*, v.43, p.333-344, 2015.
- NIINEMETS, Ü. A review of light interception in plant stands from leaf to canopy in different plant functional types and in species with varying shade tolerance. *Ecological Research*, v.25, n.4, p.693-714, 2010.
- O'BRIEN, S.T.; HUBELL, S.P.; SPIRO, P.; CONDITT, R.; FOSTER, R.B. Diameter, height, crown, and age relationships in eight neotropical tree species. *Ecology*, v.76, n.6, p.1926-1939, 1995.
- PARROTTA, J.A.; KNOWLES, O.H. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering*, v.17, p.219-239, 2001.
- PERON, A.J.; EVANGELISTA, A.R. Degradação de pastagens em regiões de cerrado. *Ciência e Agrotecnologia*, v.28, n.3, p.655-661, 2004.
- POORTER, L.; BONGERS, F.; STERCK, F.J.; WOLL, H. Architecture of 53 rain forest tree species differing in adult stature and shade tolerance. *Ecology*, v.84, p.602-608, 2003.
- POORTER, L.; BONGERS, L.; BONGERS, F. Architecture of 54 Moist-Forest Tree Species: Traits, Trade-Offs, and Functional Groups. *Ecology*, v.87, p.1289-1301, 2006.
- PRETZSCH, H. Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management*, v.327, p.251-264, 2014.
- R DEVELOPMENTCORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Versão 3.3.1 Viena: RFoundation for Statistical Computing, 2016. Disponível em: <http://www.r-project.org>.
- RASBAND, W.S. IMAGEJ, U.S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, 1997.



- REICH, P. B. Phenology of tropical forests: patterns, causes, and consequences. *Canadian Journal of Botany*, v.73, n.2, p.164-174, 1995.
- REID, J. L.; HOLL, K.D. Arrival ≠ survival. *Restoration Ecology*, v.21, n.2, p.153-155, 2013.
- REY BENAYAS, J.M.; BULLOCK, J.M.; NEWTON, A.C., Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and Environment*, v.6, p.329–336, 2008.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, v.261, p.1605-1613, 2011.
- RODRIGUES, R.R.; R.A.F. LIMA, S. GANDOLFI, A.G. NAVE. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v.142, p.1242–1251, 2009.
- RÜGER N.; BERGER, U.; HUBBELL, S.P.; VIEILLEDENTS, G.; CONDIT, R. Growth Strategies of Tropical Tree Species: Disentangling Light and Size Effects. *PLoS ONE*, v.9, 10 p., 2011.
- SAPIJANSKAS, S.; PAQUETTE, A.; POTVIN, C.; KUNERT, N.; LOREAU, M. Jurgis et al. Tropical tree diversity enhances light capture through crown plasticity and spatial and temporal niche differences. *Ecology*, v.95, n.9, p.2479-2492, 2014.
- SLOCUM, M. How tree species differ as recruitment foci in a tropical pasture. *Ecology*, v.82, p.2547–2559, 2000.
- SLOCUM, M.; HORVITZ, C. Seed arrival under different genera of trees in a Neotropical pasture. *Plant ecology*, v.149, n.1, p.51-62, 2000.
- SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A.B. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, v.344, p.363-364, 2014.
- SOBANSKI, N.; MARQUES, M.C.M. Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forest restoration of the Atlantic Forest region. *Journal for Nature Conservation*, v.22, n.3, p.217-222, 2014.
- 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, p.185–200, 2004.
- SOUZA, P.A.; VENTURIN, N.; MACEDO, R.L.G.; ALVARENGA, M.I.N.; SILVA, V.F. Estabelecimento de espécies arbóreas em recuperação de área degradada pela extração de areia. *Cernea*, v.7, n.2, p.43-52, 2001.

- SPAROVEK, G.; BARRETO, A.; KLUGI, I.; PAPP, L.; LINO, J. A revisão do Código Florestal brasileiro. *Novos Estudos-CEBRAP*, v.89, p.111-135, 2011.
- SPAROVEK, G.; BERNDDES, G.; BARRETO, A.G.D.O.P.; KLUG, I.L.F. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science & Policy*, v.16, p.65-72, 2012.
- STERCK, F.J.; BONGERS, F. Crown development in tropical rain forest trees: patterns with tree height and light availability. *Ecology*, v.89, p.1-13, 2001.
- STERCK, F.J.; BONGERS, F. Ontogenetic changes in size, allometry, and mechanical design of tropical rain forest trees. *American Journal of Botany*, v.85, p.266-272, 1998.
- STRASSBURG, B.B.; LATAWIEC, A.E.; BARIONI, L.G.; NOBRE, C.A.; DA SILVA, V.P.; VALENTIM, J.F.; ASSAD, E.D. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, v.28, p.84-97, 2014.
- STUBLE, K. L.; FICK, S.E.; YOUNG, T.P. Every restoration is unique: testing year effects and site effects as drivers of initial restoration trajectories. *Journal of Applied Ecology*, 7 p., 2017.
- SWEENEY, B.W.; CZAPKA, S. J. Riparian forest restoration: why each site needs an ecological prescription. *Forest Ecology and Management*, v.192, n.2, p.361-373, 2004.
- VAN DE PEER, T.; VERHEYEN, K.; KINT, V.; VAN CLEEMPUTI, E.; MUYS, B. Plasticity of tree architecture through interspecific and intraspecific competition in a young experimental plantation. *Forest Ecology and Management*, v.385, p.1-9, 2017.
- VIEILLEDENT, G.; COURBAUD, B.; KUNSTLER, G.; DHÔLE, J.F.; CLARK, J.S. Individual variability in tree allometry determines light resource allocation in forest ecosystems: a hierarchical Bayesian approach. *Oecologia*, v.163, p.759-773, 2010.
- WENNY, D.G. Advantages of seed dispersal: a re-evaluation of directed dispersal. *Evolutionary Ecology Research*, v.3, n.1, p.37-50, 2001.
- WYDHAYAGARN, C.; ELLIOTT, S.; WANGPAKAPATTANAWONG, P. Bird communities and seedling recruitment in restoring seasonally dry forest using the framework species method in Northern Thailand. *New Forests*, v.38, p.81-97, 2009.
- YOUNG, T.P.; PETERSEN, D.A.; CLARY, J.J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters*, v.8, p.662-673, 2005.
- ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*, v.8, p.350-360, 2000.

## ANEXOS

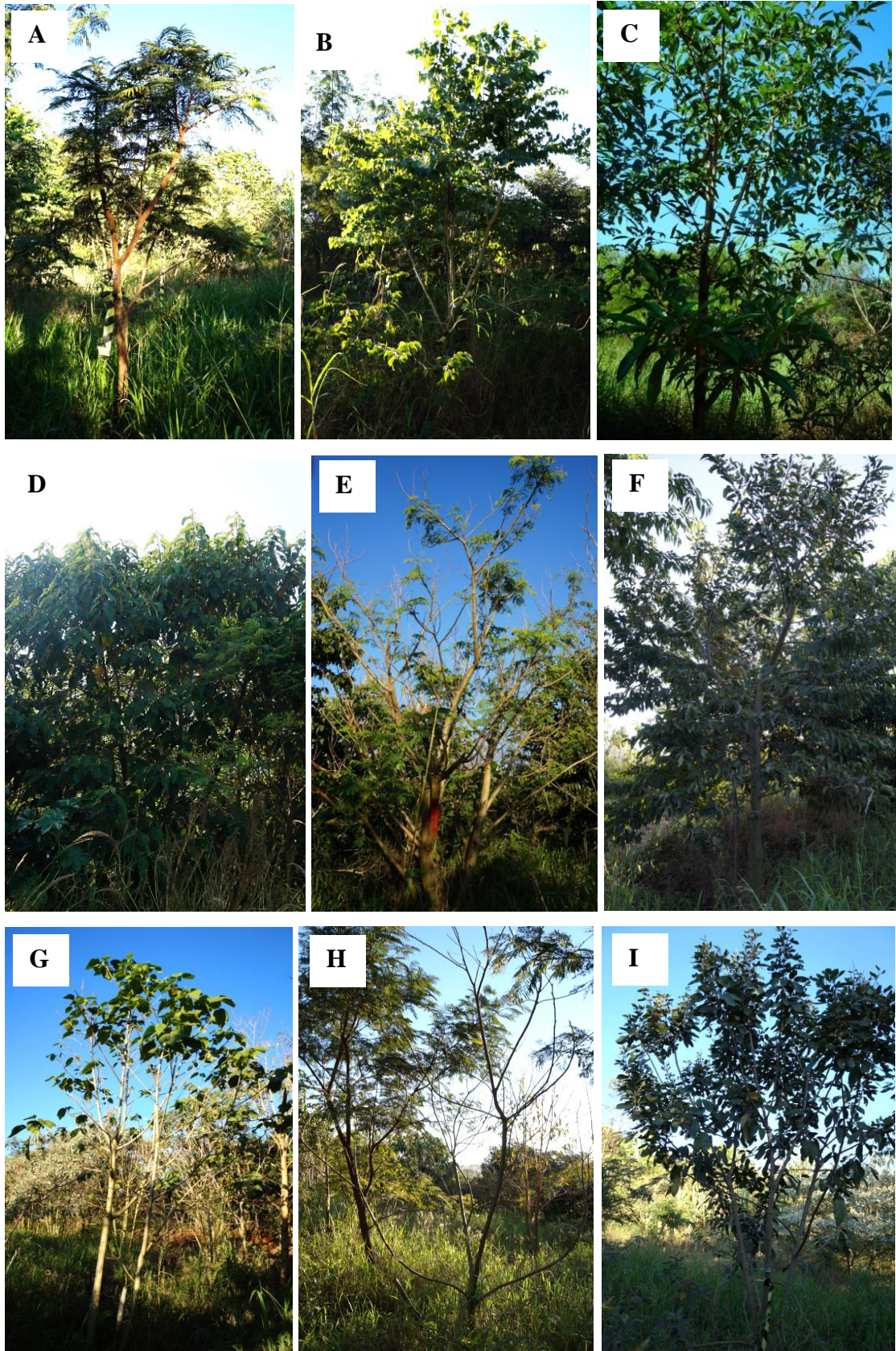
**ANEXO 1:** Média ( $\pm$  desvio padrão, DP) da interceptação da RFA, altura, altura da copa, área da copa, diâmetro à altura do peito (DAP) e área foliar das espécies arbóreas de Araras/SP. Letras diferentes na linha indicam diferenças entre as espécies (Teste de Tukey,  $p < 0,05$ ). AC: *Anadenanthera colubrina*; BF: *Bauhinia forficata*; CF: *Croton floribundus*; CM: *Citharexylum myrianthum*; EC: *Enterolobium contortisiliquum*; GU: *Guazuma ulmifolia*; HP: *Heliocarpus popayanensis*; IV: *Inga vera*; PD: *Peltophorum dubium*; SG: *Solanum granulosoleprosum*; SMA: *Senna macranthera*; SMU: *Senna multijuga*; SP: *Senegalia polyphylla* e ST: *Schinus terebinthifolius*.

	Espécies													
	AC	BF	CM	CF	EC	GU	HP	IV	PD	SG	SMA	SMU	SP	ST
<b>Interceptação RFA (estação chuvosa)</b>	59,4 <sup>d</sup>	85,2 <sup>abc</sup>	89,5 <sup>a</sup>	94,6 <sup>a</sup>	63,6 <sup>bcd</sup>	79,3 <sup>abcd</sup>	81,8 <sup>abcd</sup>	59,4 <sup>d</sup>	28,7 <sup>e</sup>	76,1 <sup>abcd</sup>	83,1 <sup>abcd</sup>	91,1 <sup>ab</sup>	60,5 <sup>bcd</sup>	87,4 <sup>ab</sup>
<b>DP</b>	±24,9	±10,0	±6,9	±2,0	±17,6	±15,6	±9,1	±16,7	±8,4	±8,5	±16,8	±4,9	±29,2	±8,2
<b>Interceptação RFA (estação seca)</b>	43,2 <sup>d</sup>	54,2 <sup>cd</sup>	44,2 <sup>abc</sup>	78,3 <sup>d</sup>	43,1 <sup>d</sup>	56,6 <sup>abcd</sup>	54,4 <sup>bcd</sup>	45,8 <sup>d</sup>	43,4 <sup>d</sup>	81,5 <sup>a</sup>	76,9 <sup>abc</sup>	53,2 <sup>d</sup>	49,8 <sup>d</sup>	79,2 <sup>ab</sup>
<b>DP</b>	±22,5	±14,6	±22,7	±12,1	±23,8	±27,3	±16	±22,5	±15,1	±13,3	±22,2	±26,0	±24,7	±16,6
<b>Altura (m)</b>	3,4 <sup>cdef</sup>	3,9 <sup>bcde</sup>	4,2 <sup>abc</sup>	4,2 <sup>abcd</sup>	4,0 <sup>abcd</sup>	4,5 <sup>ab</sup>	4,8 <sup>ab</sup>	2,5 <sup>f</sup>	4,0 <sup>abcde</sup>	4,9 <sup>a</sup>	2,9 <sup>ef</sup>	3,9 <sup>abcd</sup>	4,0 <sup>abcde</sup>	3,1 <sup>def</sup>
<b>DP</b>	±0,9	±0,6	±0,7	±0,4	±0,7	±1,1	±0,5	±0,6	±0,8	±0,6	±0,9	±0,7	±0,6	±0,7
<b>Altura primeiro galho (m)</b>	1,6 <sup>ab</sup>	0,6 <sup>de</sup>	0,7 <sup>abcde</sup>	0,7 <sup>abcde</sup>	1,1 <sup>abc</sup>	1,1 <sup>ab</sup>	1,0 <sup>abcd</sup>	0,7 <sup>bcde</sup>	1,2 <sup>a</sup>	1,0 <sup>abcd</sup>	0,6 <sup>cde</sup>	0,7 <sup>abcde</sup>	0,7 <sup>abcde</sup>	0,4 <sup>e</sup>
<b>DP</b>	1,1	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,4	0,2	0,4	0,4	0,3	0,3	0,4	0,4
<b>Altura copa (m)</b>	2,4 <sup>def</sup>	3,3 <sup>abcde</sup>	3,5 <sup>abc</sup>	3,4 <sup>abcd</sup>	2,9 <sup>abcde</sup>	3,4 <sup>abcd</sup>	3,8 <sup>ab</sup>	1,8 <sup>f</sup>	2,8 <sup>bcdef</sup>	3,9 <sup>a</sup>	2,3 <sup>ef</sup>	3,3 <sup>abcd</sup>	3,3 <sup>abcde</sup>	2,7 <sup>cdef</sup>
<b>DP</b>	±0,9	±0,6	±0,7	±0,4	±0,7	±1,1	±0,5	±0,6	±0,7	±0,7	±0,8	±0,5	±0,8	±0,5
<b>Área copa (m<sup>2</sup>)</b>	6,8 <sup>f</sup>	16,2 <sup>b</sup>	8,9 <sup>e</sup>	15,0 <sup>c</sup>	10,6 <sup>d</sup>	13,9 <sup>c</sup>	14,8 <sup>c</sup>	3,6 <sup>h</sup>	8,5 <sup>e</sup>	24,3 <sup>a</sup>	4,9 <sup>g</sup>	17,7 <sup>b</sup>	16,1 <sup>b</sup>	8,7 <sup>e</sup>
<b>DP</b>	±6,0	±6,7	±5,0	±3,4	±3,7	±5,2	±2,9	±1,6	±4,9	±7,4	±2,6	±7,0	±7,2	±4,8
<b>DAP</b>	7,2 <sup>g</sup>	10,7 <sup>e</sup>	8,7 <sup>f</sup>	12,7 <sup>bc</sup>	11,5 <sup>de</sup>	11,1 <sup>de</sup>	17,5 <sup>a</sup>	4,7 <sup>i</sup>	7,5 <sup>g</sup>	13,2 <sup>b</sup>	5,7 <sup>h</sup>	12,0 <sup>cd</sup>	8,8 <sup>f</sup>	7,5 <sup>g</sup>
<b>DP</b>	±3,4	±2,4	±2,5	±2,0	±3,1	±2,6	±2,6	±0,9	±1,8	±2,6	±1,6	±3,3	±3,3	±2,7
<b>Área lâmina foliar</b>	0,1 <sup>k</sup>	72,8 <sup>f</sup>	88,5 <sup>d</sup>	247,6 <sup>b</sup>	0,6 <sup>k</sup>	96,5 <sup>c</sup>	343 <sup>a</sup>	28,4 <sup>g</sup>	0,7 <sup>k</sup>	82,2 <sup>e</sup>	23,6 <sup>h</sup>	2,4 <sup>j</sup>	0,3 <sup>k</sup>	10 <sup>i</sup>
<b>DP</b>	±0,0	±16,1	±21,7	±50,8	±0,1	±21,9	±38,1	±4,9	±0,2	±26,9	±11,0	±0,5	±0,2	±3,2

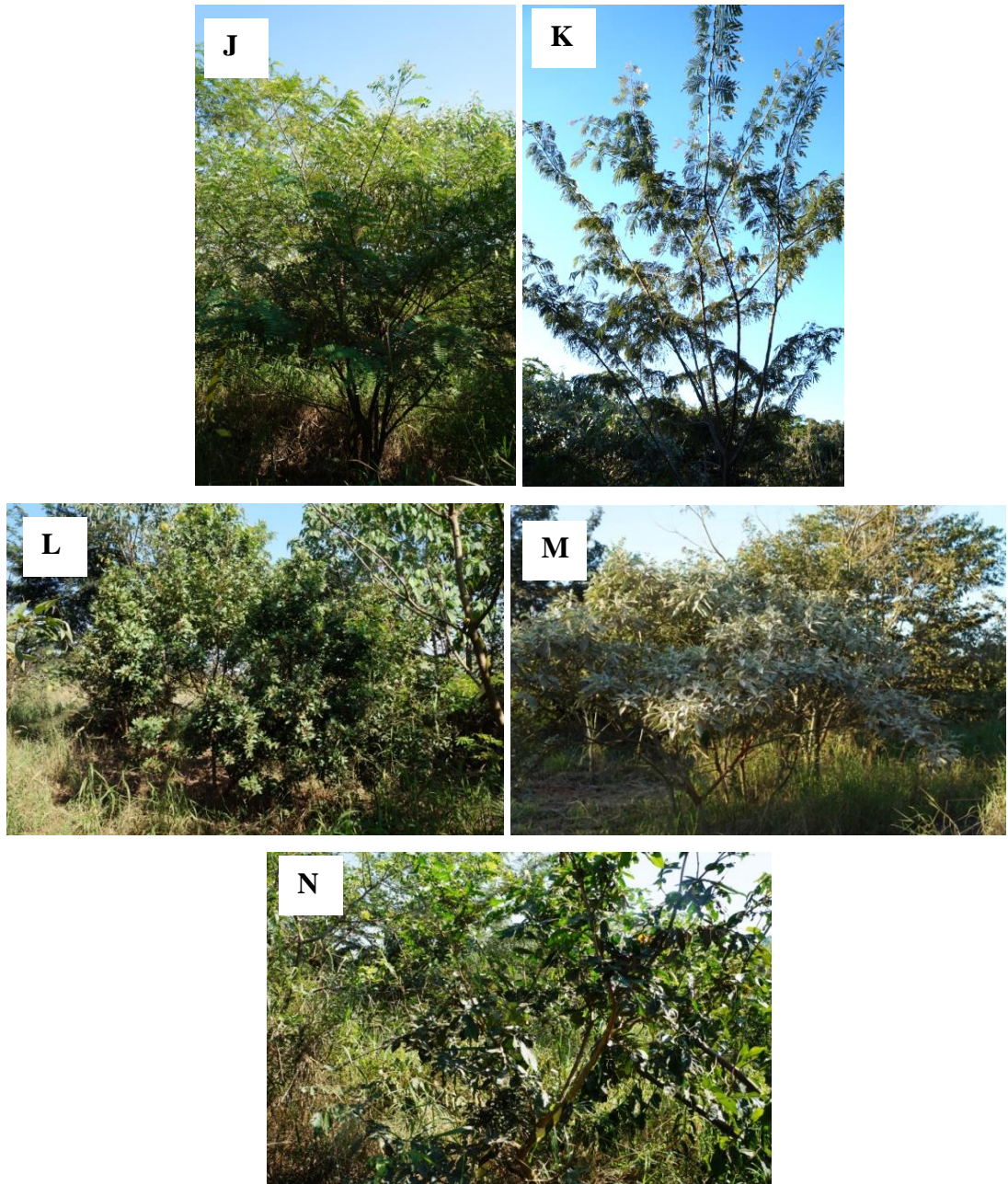
**ANEXO 2:** Média ( $\pm$  desvio padrão, DP) da interceptação da RFA, altura, altura da copa, área da copa, diâmetro à altura do peito (DAP) e área foliar de espécies arbóreas de plantios de restauração com três anos em Araras/SP e Itu/SP. Letras diferentes dentro de cada atributo indicam diferenças entre áreas para a espécie para cada um desses atributos (teste t,  $p < 0,05$ ). CM - *Citharexylum myrianthum*; IV - *Inga vera*; ST - *Schinus terebinthifolius*; SG - *Solanum granulosoleprosum*.

Atributo	Espécie							
	CM		IV		SG		ST	
	Araras	Itu	Araras	Itu	Araras	Itu	Araras	Itu
<b>Interceptação RFA (estação chuvosa)</b>	89,5 <sup>a</sup>	52,3 <sup>b</sup>	59,4 <sup>a</sup>	42,8 <sup>b</sup>	76,1 <sup>a</sup>	30,6 <sup>b</sup>	87,4 <sup>a</sup>	42,1 <sup>b</sup>
<b>DP</b>	$\pm 6,9$	$\pm 21,6$	$\pm 16,7$	$\pm 20,5$	$\pm 8,5$	$\pm 11,4$	$\pm 8,2$	$\pm 13,9$
<b>Altura (m)</b>	4,2 <sup>a</sup>	3,1 <sup>b</sup>	2,5	2,7	4,9 <sup>a</sup>	3,9 <sup>b</sup>	3,1	3,1
<b>DP</b>	$\pm 0,7$	$\pm 1,1$	$\pm 0,6$	$\pm 0,7$	$\pm 0,6$	$\pm 1,0$	$\pm 0,7$	$\pm 0,6$
<b>Altura primeiro galho (m)</b>	0,7	0,4	0,7	0,7	1,0	0,9	0,4	0,3
<b>DP</b>	$\pm 0,4$	$\pm 0,5$	$\pm 0,2$	$\pm 0,6$	$\pm 0,4$	$\pm 0,3$	$\pm 0,4$	$\pm 0,2$
<b>Altura copa (m)</b>	3,5	2,8	1,8	2,0	3,9 <sup>a</sup>	3,0 <sup>b</sup>	2,7	2,8
<b>DP</b>	$\pm 0,7$	$\pm 1,0$	$\pm 0,6$	$\pm 0,5$	$\pm 0,7$	$\pm 1,1$	$\pm 0,5$	$\pm 0,6$
<b>Área copa (m<sup>2</sup>)</b>	8,9	6,2	3,6	3,9	24,3 <sup>a</sup>	11,1 <sup>b</sup>	8,7	6,2
<b>DP</b>	$\pm 5,0$	$\pm 4,6$	$\pm 1,6$	$\pm 2,7$	$\pm 7,4$	$\pm 7,5$	$\pm 4,8$	$\pm 3,5$
<b>DAP</b>	8,7 <sup>a</sup>	4,9 <sup>b</sup>	4,7 <sup>a</sup>	3,4 <sup>b</sup>	13,2 <sup>a</sup>	6,2 <sup>b</sup>	7,5 <sup>a</sup>	4,9 <sup>b</sup>
<b>DP</b>	$\pm 2,5$	$\pm 4,7$	$\pm 0,9$	$\pm 0,4$	$\pm 2,6$	$\pm 3,0$	$\pm 2,7$	$\pm 1,7$
<b>Área da lâmina foliar</b>	88,5 <sup>a</sup>	62,4 <sup>b</sup>	28,4	25,7	82,2 <sup>a</sup>	21,6 <sup>b</sup>	10 <sup>a</sup>	5,3 <sup>b</sup>
<b>DP</b>	$\pm 21,7$	$\pm 15,0$	$\pm 4,9$	$\pm 5,2$	$\pm 26,9$	$\pm 6,6$	$\pm 3,2$	$\pm 1,4$



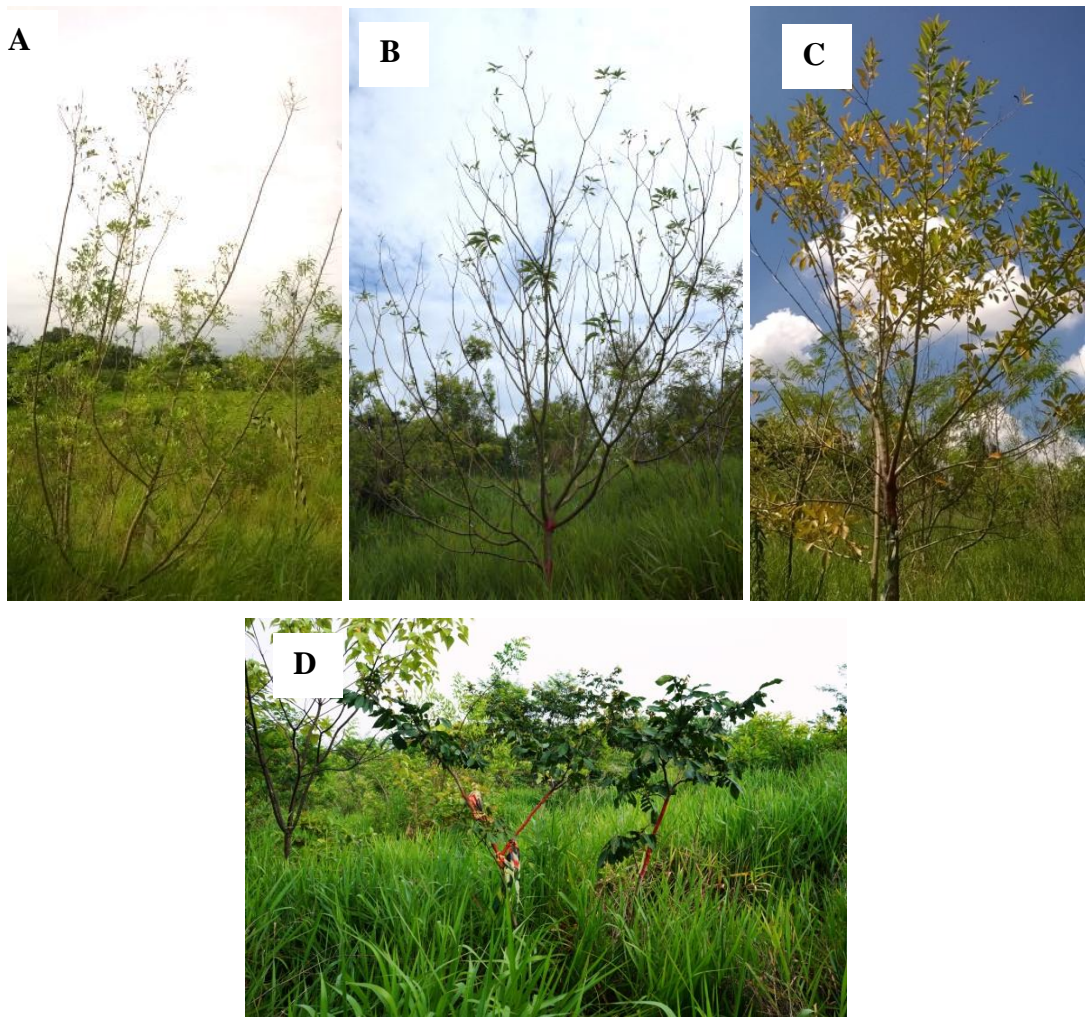
**ANEXO 3: Espécies estudadas em Araras/SP.**





**Anexo 3:** Espécies estudadas em Araras/SP: A: *Anadenanthera colubrina*; B: *Bauhinia forficata*; C: *Citharexylum myrianthum*; D: *Croton floribundus*; E: *Enterolobium contortisiliquum*; F: *Guazuma ulmifolia*; G: *Heliocarpus popayanensis*; H: *Peltophorum dubium*; I: *Senna macranthera*; J: *Senna multijuga*; K: *Senegalia polyphylla*; L: *Schinus terebinthifolius*; M: *Solanum granuloseprosum* e N: *Inga vera*.

**ANEXO 4:** Espécies estudadas em Itu/SP.



**Anexo 4:** Espécies estudadas em Itu/SP: A: *Schinus terebinthifolius*; B: *Solanum granulosoleprosum*; C: *Citharexylum myrianthum* e D: *Inga vera*.



## **CAPÍTULO 2 – Produção de frutos por árvores zoocóricas em áreas jovens de restauração florestal**

### **RESUMO**

Árvores zoocóricas são recomendadas na restauração de florestas tropicais visando a atração de dispersores de sementes, porém pouco se sabe sobre a frutificação dessas espécies nos plantios jovens. Nosso objetivo foi avaliar a frutificação de espécies zoocóricas em plantios de restauração florestal, localizados em Itu-SP, sudeste do Brasil. Foram marcadas de oito a 11 espécies zoocóricas em plantios de três a oito anos, totalizando 17 espécies. Para cada espécie foram acompanhados, ao longo de um ano, no mínimo seis indivíduos, que tiveram registrada a presença/ausência de frutos e a intensidade da produção, em uma escala de zero a quatro. Avaliamos a idade de produção de frutos, a sazonalidade e a intensidade da produção de cada espécie. Além disso, cada plantio foi avaliado quanto à sazonalidade de frutificação, percentual de espécies produzindo frutos e intensidade da produção. Houve grande variação nos padrões de frutificação das espécies e uma produção de frutos pouco intensa e frequente em áreas jovens de restauração florestal. Das 17 espécies estudadas, apenas três produzem frutos maduros de forma contínua e uniforme ao longo do ano, seis espécies tiveram produção anual, três variaram o tipo de produção e cinco espécies não produziram frutos. A uniformidade da produção não aumentou com idade dos plantios, e para a maioria das espécies, o percentual de árvores com frutos e a intensidade da produção diminuíram em plantios mais antigos. Menores intensidades de frutificação em plantios mais antigos podem estar relacionadas a maiores níveis de sombreamento que estes possuem, sugerindo um *trade-off* entre sombreamento do solo e produção de frutos.

**Palavras-chave:** fenologia, provisão de frutos, dispersão de sementes, restauração ecológica

**ABSTRACT**

Animal-dispersed trees are recommended for tropical forest restoration aiming to attract seed dispersers, however there is limited understanding about their fruiting in young restoration plantings. We accessed fruit production of animal-dispersed tree species in forest restoration plantings located in Itu-SP, Southeastern Brazil. We marked from eight to 11 animal-dispersed species in six restoration sites aging from three to eight years old, totaling 17 species. For each species, we evaluated at least six trees regarding presence/absence of ripe and unripe fruits and production intensity in a zero to four scale. We evaluated the age of first fruiting, periodicity, and intensity of fruit production for each species, and fruiting periodicity and intensity for each restoration planting. We found a high variation in the patterns of fruit production for the studied species and a fruiting production of low intensity and frequency in young restoration sites. From the 17 studied species, just three bore ripe fruits constantly, six species have annual fruiting, three have different fruiting according to age and five species have no fruit production in any of the studies sites. More species had fruits in older plantings; however, fruiting uniformity did not increase with planting age. Besides, for many species, fruiting intensity and the percentage of trees bearing fruits decreased in older plantings. Lower fruiting intensities in older plantings may be related to lower levels of irradiance in those sites, suggesting a trade-off between floor shading and fruit production.

**Keywords:** phenology, fruits provision, seed dispersal, ecological restoration

## 1. INTRODUÇÃO

A restauração por plantio de mudas inicia a sucessão em locais com baixa resiliência. A resiliência, definida como o tempo necessário para um ecossistema recuperar sua estrutura e função após um distúrbio (HOLL & AIDE, 2011; HOLL et al., 2016), é baixa quando há ausência de fragmentos próximos que promovam a chuva de sementes, presença de apenas pequenos fragmentos muito degradados e com perda da função ambiental próximos ao local da restauração florestal e/ou uso anterior intensivo do solo, comprometendo o banco de sementes local (MCCLANAHAN, 1986; ROBINSON & HANDEL, 1993; GUARIGUATA et al., 1995; PARROTTA, et al, 1997a, b; WUNDERLE, 1997).

Regiões com baixa resiliência perderam os processos que garantem a sucessão de uma floresta. Um deles é a dispersão, fundamental para que as sementes cheguem à área que será restaurada, funcionando como gatilho para a colonização do local, por meio do recrutamento de novos indivíduos na paisagem e da manutenção das espécies e suas interações ao longo do tempo (HOLL et al., 2000; WHITE et al., 2004). Desse modo, em áreas degradadas com baixa resiliência e dispersão de sementes limitada, é pouco provável que a recolonização florestal por espécies vegetais ocorra sem alguma interferência humana. Nestas condições, a superação da limitação da dispersão é um fator crítico para o reestabelecimento da diversidade de plantas e animais (WIJDEVEN & KUZEE, 2000; ELLIOTT et al., 2013) e o plantio de árvores zoocóricas, cujos frutos ou sementes são dispersos por animais, tem sido preconizado (WYDHAYAGARN et al., 2009; GOOSEM & TUCKER, 2013; MARTÍNEZ-GARZA et al., 2013).

Espécies zoocóricas compreendem a maior parte das espécies em florestas tropicais em estágios sucessionais maduros (MORELLATO, 1991,1995; MORELLATO et al. 2000; TABARELLI & PERES, 2002), assim como a maioria dos vertebrados dessas regiões são frugívoros, ou seja, se alimentam de frutos (HAWES & PERES, 2014). Quando não plantadas, espécies zoocóricas chegam até as áreas em restauração se ela tiver recursos alimentares que atraiam aves, morcegos e outros mamíferos dispersores (MARTÍNEZ-GARZA & HOWE, 2003; SILVEIRA et al., 2011; MCCONKEY et al., 2012). Assim, a abundância e a riqueza de árvores zoocóricas plantadas na restauração se relacionam positivamente com a deposição de sementes zoocóricas (BARBOSA & PIZO, 2006), e a riqueza de espécies regenerantes aumenta, sob a copa de árvores zoocóricas, em plantios jovens de restauração (VIANI et al., 2015).

Uma vez que as espécies zoocóricas inseridas em plantios de restauração desempenham um papel importante no restabelecimento da regeneração natural, é pertinente compreender a biologia reprodutiva destas espécies para assim selecionar aquelas mais adequadas a este objetivo (KNOWLES & PARROTTA, 1995; RODRIGUES et al., 2009; GARCIA et al., 2014; VIANI et al., 2015; MORELLATO et al., 2016; HOWE, 2016). O fornecimento de recursos para a fauna, além de promover a dispersão das sementes que garante a sucessão florestal, acaba com a dicotomia entre a restauração de árvores e a restauração de animais, estimulando a sobrevivência desses dois grupos na paisagem (CORLETT, 2011; MCCONKEY et al., 2012; HOWE, 2014).

Se o objetivo relacionado ao uso de espécies zoocóricas na restauração é favorecer a dispersão de sementes para a área, é desejável que as espécies utilizadas atinjam a maturidade logo nos primeiros anos do plantio para garantir o suprimento de frutos aos dispersores. Além disso, espera-se que em uma cronossequência jovem ocorra um aumento do número de espécies e indivíduos produzindo frutos e uma diminuição da sazonalidade na produção, com menos períodos sem frutos (MORELLATO et al., 2016), o que também é favorável à dispersão de sementes. O aumento do número de espécies produzindo frutos deve ocorrer com mais espécies atingindo o período reprodutivo com o passar do tempo nas áreas em processo de restauração (MARTÍNEZ-GARZA et al., 2013). Dessa forma, com diferentes espécies produzindo frutos, é esperada maior uniformidade na produção de frutos, com o avanço da idade da área em restauração.

Assim, tendo em vista que a demanda mundial pela restauração florestal de extensas áreas é urgente (LAMB, 2014; IUCN, 2016), o objetivo desse trabalho é identificar espécies zoocóricas com maior intensidade, uniformidade e precocidade da frutificação e compreender o padrão fenológico de áreas jovens em processo de restauração. São objetivos específicos: 1- Testar se o número de espécies com frutos aumenta com a idade do plantio de restauração; 2- Testar a sazonalidade das espécies zoocóricas avaliadas; 3- Testar se a porcentagem de indivíduos produzindo frutos e a intensidade da produção para espécies que já atingiram o estágio reprodutivo aumentam com a idade do plantio; 4- Testar se a uniformidade da produção de frutos das espécies zoocóricas aumenta em plantios mais antigos.

Nossas hipóteses são que mais espécies e um maior percentual de indivíduos de cada espécie atingem o estágio reprodutivo em plantios mais antigos de restauração florestal. Além disso, esperamos aumento da intensidade de frutificação em plantios jovens de maior idade. Por fim, visto que mais espécies atingirão o estágio reprodutivo com o avanço da idade, esperamos maior

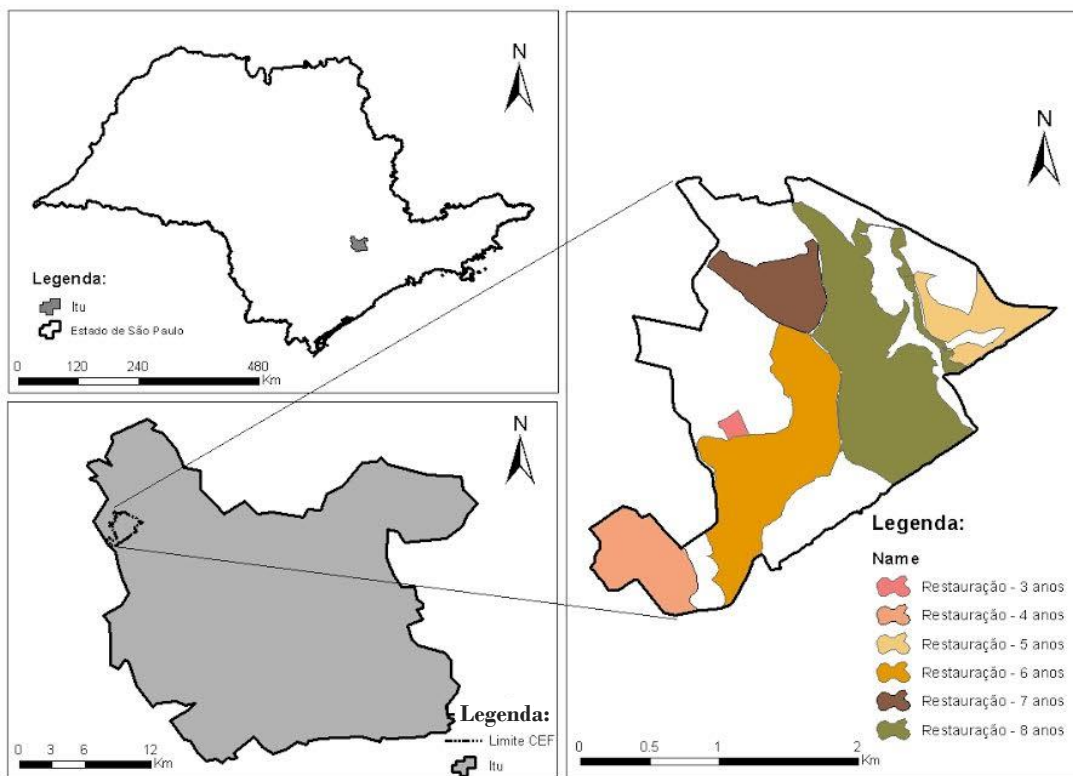
uniformidade na produção de frutos nos plantios mais antigos, ou seja, plantios jovens de maior idade têm produção de frutos em mais meses do ano e, portanto, menor sazonalidade.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

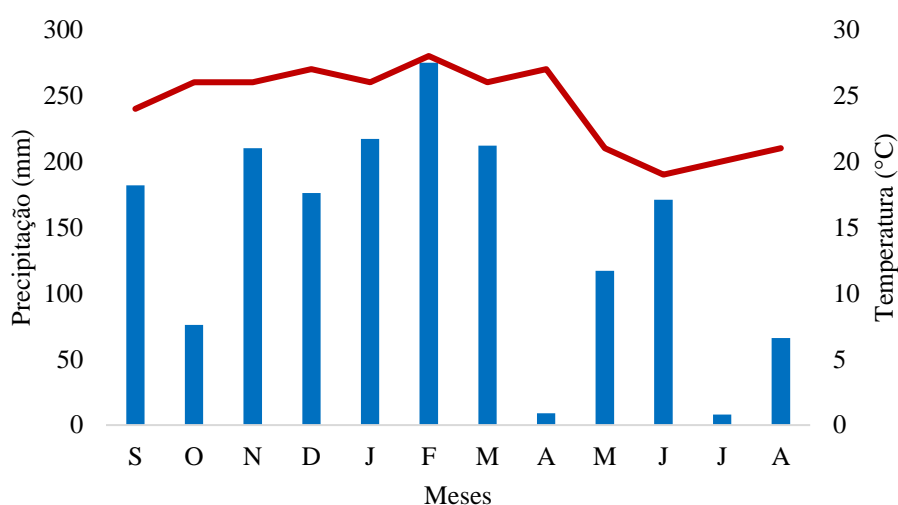
O estudo foi realizado em plantios de restauração florestal de três a oito anos, localizados no Centro de Experimentos Florestais da SOS Mata Atlântica em Itu, SP. A propriedade de 526 ha estava degradada devido ao seu histórico de produção de café e pastagens, e vem sendo utilizada pela SOS Mata Atlântica na execução de pesquisas e projetos de restauração florestal e educação ambiental (SOS Mata Atlântica, 2013). Todos os plantios foram realizados com cerca de 50 espécies, no espaçamento de 2 m x 3 m.

Foram marcadas espécies zocóricas para observação da produção de frutos em seis plantios de idades diferentes: três, quatro, cinco, seis, sete e oito anos (Figura 1).



**Figura 1:** Plantios de restauração de três, quatro, cinco, seis, sete e oito anos com espécies arbóreas selecionadas para observações da produção de frutos no Centro de Experimentos Florestais da SOS Mata Atlântica em Itu, SP.

O município de Itu-SP está inserido na transição da Mata Atlântica e do Cerrado, com predomínio da Floresta Estacional Semidecidual na área do Centro de Experimentos Florestais. O Clima é classificado por Köppen como subtipo Cwa, caracterizado como clima quente com verão chuvoso e inverno seco. A precipitação média anual do período de estudo foi de 1740.7 mm, sendo julho o mês mais seco, com precipitação de 8 mm, e fevereiro o mês mais chuvoso, com precipitação de 275 mm (Figura 2). A temperatura média no município foi de 24,2 °C, com máxima de 38,8°C e mínima de 7,6°C (WEATHER COMPANY, 2017).



**Figura 2:** Precipitação e temperatura em Itu, SP, durante o período de estudo (setembro/2015 – agosto 2016). As siglas representam, respectivamente, os meses: S- setembro; O- outubro; N- novembro; D- dezembro; J- janeiro; F- fevereiro; M- março; A- abril; M- maio; J- junho; J- julho; A- agosto.

## 2.2 Espécies selecionadas

Em cada plantio foram marcadas todas as espécies zoocóricas presentes. Os indivíduos de cada espécie marcada estavam espalhados ao longo do respectivo plantio, e foram selecionados aleatoriamente. As espécies zoocóricas encontradas e marcadas pertencem a diferentes famílias botânicas (Tabela 1) e são representativas das espécies zoocóricas utilizadas com frequência em plantios de restauração da Floresta Estacional Semidecidual, do domínio da Mata Atlântica.

No total, foram marcados 785 indivíduos de 17 espécies zoocóricas distribuídos entre os seis plantios (Tabela 2). As espécies zoocóricas marcadas refletem as espécies que foram

produzidas em maior densidade pelo viveiro em cada ano, e as espécies encontradas em todos os plantios são aquelas que têm sementes disponíveis em grande quantidade em todos os anos e alta densidade de mudas produzidas: *Cecropia pachystachya*, *Citharexylum myrianthum*, *Schinus terebinthifolius* e *Solanum granuloseprosum*.

O número de árvores marcadas foi maior no plantio de seis anos (161 árvores), seguido pelo de oito anos (158 árvores), cinco anos (121 árvores), sete anos (120 árvores), quatro anos (118 árvores) e três anos (107 árvores). Os plantios de três, quatro e cinco anos tiveram oito espécies, o plantio de seis anos 11 espécies, o de sete anos teve nove espécies e o de oito anos teve 10 espécies.

**Tabela 1:** Características do fruto e agentes dispersores das espécies zoocóricas marcadas para observação da produção de frutos em plantios de restauração florestal de três, quatro, cinco, seis, sete e oito anos, no Centro de Experimento Florestais da SOS Mata Atlântica, Itu-SP.

<b>Espécie</b>	<b>Família</b>	<b>Morfologia do fruto*</b>	<b>Cor</b>	<b>Agentes dispersores</b>	<b>Referências</b>
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	Infrutescência carnosa	Marrom	Aves, morcegos e mamíferos	(SILVEIRA et al., 2011; ALVES-COSTA & ETEROVICK, 2007; RAGUSA-NETTO, 2006)
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae	Baga com polpa carnosa	Vermelho	Aves	(RIBEIRO da SILVA et al., 2015)
<i>Cordia superba</i> Cham.	Boraginaceae	Drupa globosa	Branco creme	Mamíferos	(VALE, 2013)
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch	Araliaceae	Drupa globosa	Preto	Aves	(GAGETTI et al., 2016)
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott in Spreng.	Moraceae	Sicônio	Verde amarelado	Aves e morcegos	(SARTORI & DOS REIS, 2012)
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Moraceae	Sicônio	Verde e roxo	Aves e morcegos	(SILVEIRA et al., 2011; RIBEIRO da SILVA et al., 2015)
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	Sicônio	Amarelo-arroxeadado	Aves e morcegos	(FIGUEIREDO & PERIN, 1995; RAGUSA-NETTO, 2006)
<i>Ficus enormis</i> Mart.ex Miq.	Moraceae	Pequeno sicônio	Avermelhado	Aves e morcegos	
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	Baga grande	Marrom	Aves e mamíferos	(RAGUSA-NETTO, 2006; GUIMARÃES Jr et al., 2008; CASTRO & GALETTI, 2004)
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	Legume indeiscente com polpa farinácea	Marrom	Mamíferos	(ASQUITH et al., 1999; GUIMARÃES Jr et al., 2008)
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart	Fabaceae	Legume lenhoso	Marrom e preto	Mamíferos	(GUIMARÃES Jr et al., 2008)
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	Vagem indeiscente com polpa carnosa	Verde e marrom	Aves e mamíferos	(RAGUSA-NETTO, 2006; GUIMARÃES Jr et al., 2008)
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult.	Primulaceae	Drupa	Preto	Aves	(RIBEIRO da SILVA et al., 2015)
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae	Drupa	Preto	Aves	(GUERTA et al., 2011)
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Myrtaceae	Baga com polpa suculenta	Amarelo	Aves e morcegos	(PIZO, 2002; NYHAGEN et al., 2005)
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	Drupa	Vermelho brilhante	Aves	(RIBEIRO da SILVA et al., 2015)
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Solanaceae	Baga com polpa carnosa	Amarelo	Aves e morcegos	(RIBEIRO da SILVA et al., 2015; CÁCERES & MOURA, 2003)

\* (LORENZI, 2009; 2013; 2014)



**Tabela 2:** Número de indivíduos marcados por espécie zoocórica para observação da produção de frutos em plantios de restauração florestal três, quatro, cinco, seis, sete e oito anos, no Centro de Experimento Florestais da SOS Mata Atlântica, Itu-SP.

Espécie	Idade do plantio de restauração florestal					
	Três	Quatro	Cinco	Seis	Sete	Oito
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	15	14	17	14	16	11
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	20	16	18	15	18	17
<i>Cordia superba</i> Cham.	6	–	–	–	–	17
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch	–	–	–	12	–	–
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott in Spreng.	–	–	–	–	8	15
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	–	–	20	15	10	–
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	9	19	–	–	–	–
<i>Ficus enormis</i>	6	8	–	–	–	–
<i>Genipa americana</i> L.	–	–	–	11	6	14
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	–	10	–	–	–	19
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart	–	–	–	–	16	–
<i>Inga vera</i> Willd.	17	17	17	15	–	19
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult.	–	–	15	15	–	–
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	–	–	–	12	18	17
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	–	–	12	22	–	–
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	17	17	6	15	17	16
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	17	17	16	15	11	13
<b>TOTAL</b>	<b>107</b>	<b>118</b>	<b>121</b>	<b>161</b>	<b>120</b>	<b>158</b>

### 2.3 Dados fenológicos

Todos os indivíduos marcados tiveram a produção de frutos acompanhada mensalmente, de setembro de 2015 até agosto de 2016. Nesse período foi observada a presença/ausência de frutos maduros em todas as árvores marcadas, além do acompanhamento dessa fenofase através da escala semi-quantitativa de Fournier (FOURNIER, 1974). Nessa escala, cada uma das fenofases reprodutivas é avaliada pelo emprego de uma nota de 0-4, na qual cada número representa os percentuais médios de manifestação da fenofase, estimados visualmente: 0 – ausência da fenofase; 1 - presença da fenofase com uma variação de ocorrência entre 1 e 25%; 2 - presença da fenofase com uma variação entre 26 e 50%; 3 - presença da fenofase com uma variação entre 51 e 75% e 4 - presença da fenofase com uma variação entre 76 e 100%.

Para as espécies do gênero *Ficus*, *Inga vera* e *Solanum granulosoleprosum*, que possuem frutos verdes mesmo após a maturação destes, e tempo curto de maturação, todos os frutos observados foram considerados como maduros. Para *Psidium cattleianum*, os frutos caem logo após a maturação, e, portanto, os frutos verdes também foram considerados como maduros,

uma vez que no período de um mês entre as visitas os frutos já haviam amadurecido e caído. Para as demais espécies, que possuem clara distinção na coloração e consistência entre frutos verdes e maduros, e período de maturação superior a um mês, foram observados apenas os frutos já maduros.

## 2.4 Análise dos dados

Com as observações do número de indivíduos com frutos maduros por mês, foi realizado o teste de Rayleigh para significância do ângulo médio em cada plantio e em cada espécie apresentando frutificação nos diferentes plantios. O ângulo médio ( $\alpha$ ), ou data média, indica a época do ano ao redor da qual a fenofase investigada ocorreu para a maioria dos indivíduos. Além disso, o teste calcula o vetor ( $r$ ), que mede a concentração em torno do ângulo médio, e a significância do ângulo médio. O vetor  $r$  não possui unidade e varia de 0 (quando a atividade fenológica está distribuída uniformemente ao redor do ano) a 1 (quando a atividade fenológica está concentrada em torno de uma única época do ano). Se o resultado do teste for significativo ( $p < 0,05$ ), as datas não estão uniformemente distribuídas ao redor do ano, há um ângulo médio ou direção média significativa, ou seja, há sazonalidade e, nesse caso, o valor de  $r$  pode ser considerado uma medida da sazonalidade. Quando as espécies são subanuais, a data média calculada pelo teste de Rayleigh não representa a data na qual a fenofase se concentra, pois o programa calcula uma média entre as duas datas de maior distribuição.

O teste de Rayleigh foi realizado para espécies com oito ou mais indivíduos manifestando a fenofase analisada no período de um ano. Para calcular a estatística circular, os dias de acompanhamento da fenologia em cada mês foram convertidos em dias julianos e posteriormente em ângulos, sendo  $0^\circ = 01/\text{janeiro}$  sucessivamente até  $360^\circ = 31/\text{dezembro}$ , assim, os intervalos de  $30^\circ$  eram equivalentes aos meses. Para cada plantio, foram construídos histogramas circulares, que representam a distribuição da produção de frutos ao longo do ano. O teste não paramétrico de Mardia-Watson-Wheeler foi realizado para comparar a distribuição ao longo do ano de frutos nos seis plantios analisados. Todos estes testes foram realizados com o software ORIANA (KOVACH, 2015).

Com os dados de presença/ausência de frutos foi calculada a porcentagem de indivíduos de cada espécie com frutos em cada mês e, com os dados obtidos pela escala de Fournier, calculamos o índice de intensidade para cada espécie em cada mês de observação. Para o cálculo do índice de intensidade, os valores do índice de Fournier obtidos para todos os indivíduos de cada espécie em cada mês são somados, e o valor obtido é dividido pelo valor máximo possível

(número de indivíduos da espécie multiplicado por quatro) e multiplicado por 100 para ser transformado em valor percentual (FOURNIER, 1974).

A porcentagem de indivíduos com frutos e o índice de intensidade também foram calculados para cada plantio, utilizando todo o conjunto de espécies para obter valores da comunidade. Apenas a espécie *H. courbaril* não foi incluída nos cálculos por ser uma espécie tardia, que produz frutos apenas após oito anos (FILHO & SARTORELLI, 2015).

Utilizando os resultados do teste de Rayleigh e da porcentagem de indivíduos de cada espécie com frutos em cada mês, as espécies foram classificadas em cada área quanto à frequência anual da frutificação como: contínua, com ocorrência ao longo de todo o ano; subanual, com mais de um evento por ano e anual, com um evento a cada ano (NEWSTROM et al., 1994). O uso do termo “pico” ao longo do texto refere-se ao pico de atividade, que representa o mês com maior número de indivíduos com frutos (BENCKE & MORELLATO, 2002).

### 3. RESULTADOS

Novas espécies atingiram o período reprodutivo em plantios de restauração florestal mais velhos, mas algumas deixaram de produzir frutos no plantio mais antigo (Tabela 3). Das espécies monitoradas, *F. adhatodifolia*, *F. luschnathiana*, *F. enormis*, *G. americana* e *H. courbaril* não atingiram o estágio reprodutivo em nenhuma idade; *C. pachystachya*, *C. superba*, *S. terebinthifolius* e *S. granulosoleprosum* apresentaram produção de frutos a partir do plantio mais jovem acompanhado, de três anos; *C. myrianthum* e *I. vera* atingiram o estágio reprodutivo aos cinco anos; *F. guaranitica*, *M. coriacea* e *P. cattleianum* não foram acompanhadas nos plantios mais jovens, mas produziram frutos aos cinco anos; *D. cuneatus* foi marcada apenas no plantio de seis anos e produziu frutos e *M. umbellata* e *I. sessilis* produziram frutos aos sete anos (Tabela 3; Anexo 1). As espécies *C. superba* e *I. vera* produziram frutos em plantios mais jovens, que não foram encontrados em plantios mais velhos (Tabela 3; Anexo 1).

A maioria das espécies apresentou produção de frutos anual, e três espécies, *C. pachystachya*, *F. guaranitica* e *C. superba* apresentaram produção de frutos contínua ao longo do ano (Tabela 4; Anexo 2). Nem todas as espécies apresentaram sempre o mesmo tipo de produção de frutos em todas as idades de restauração florestal. Assim, *P. cattleianum* variou entre produção contínua e subanual, *S. terebinthifolius* variou entre produção anual e subanual e *S. granulosoleprosum* variou entre produção contínua ou anual (Tabela 4; Anexo 2).

Seis espécies analisadas tiveram menor número de indivíduos produzindo frutos e menor intensidade da produção nos plantios mais antigos de restauração. O número de indivíduos

produzindo frutos no pico de produção diminuiu com a idade para *C. pachystachya*, *C. superba*, *M. umbellata*, *I. vera*, *P. cattleianum* e *S. granuloseprosum* (Anexo 1). Para *S. terebinthifolius*, o plantio mais antigo de restauração, com oito anos, apresentou produção e intensidade semelhante ao plantio mais jovem, de três anos, e mais baixa que os demais plantios (Anexos 1.1 e 1.6). Para *C. pachystachya* e *S. terebinthifolius*, a intensidade na produção foi três vezes menor aos oito anos (Anexo 1.6) em comparação aos seis anos (Anexo 1.4), para *P. cattleianum* foi três vezes menor aos seis anos (Anexo 1.4) em comparação aos cinco anos (Anexo 1.3), e para *S. granuloseprosum* e *M. umbellata* foi duas vezes menor aos oito anos (Anexo 1.6) em comparação aos sete anos (Anexo 1.5).

O número máximo de indivíduos produzindo frutos foi alcançado pelas espécies *S. granuloseprosum*, que chegou a 100% das árvores produzindo frutos no plantio de três anos e valores ao redor disso nos plantios de quatro, seis e sete anos e entre 60% e 70% aos cinco e oito anos (Anexo 1), e *P. cattleianum*, com 84% das árvores com frutos aos cinco anos. Para nenhuma das demais espécies foi observada a produção por todos os indivíduos, ficando o máximo de indivíduos produzindo frutos entre 30% e 60%. A intensidade da produção de frutos ficou entre 8% e 60% para todas as espécies, sendo valores menores que 10% no pico de produção atingidos por frutos maduros em *F. guaranitica*, *I. vera* e *C. myrianthum* (Anexo 1), e valores maiores que 40% apenas para *P. cattleianum* aos cinco anos e *C. pachystachya* (Anexo 1).

A uniformidade da produção de frutos não aumenta com a idade do plantio. Os plantios de três ( $r = 0,20$ ;  $p < 0,0001$ ), cinco ( $r = 0,26$ ;  $p = p < 0,0001$ ), seis ( $r = 0,16$ ;  $p < 0,05$ ), sete ( $r = 0,20$ ;  $p < 0,0001$ ) e oito anos ( $r = 0,29$ ;  $p < 0,0001$ ) possuem concentração em torno da data média, enquanto o plantio de quatro anos não foi sazonal ( $r = 0,11$ ) (Figura 3; Tabela 5). Os plantios de três, quatro, cinco e seis anos tiveram data da produção média em novembro, o plantio de sete anos em janeiro e o de oito anos em fevereiro (Figura 3, Tabela 5). A distribuição de frutos ao longo do ano diferiu para o plantio de oito anos em comparação com todos os demais (Tabela 6).

Os plantios de três, cinco e sete anos tiveram pico de produção de frutos e de intensidade da produção em janeiro, o plantio de quatro anos entre outubro e janeiro, o plantio de seis anos em dezembro e o de oito anos em fevereiro (Figura 4). Considerando todas as espécies em cada plantio, o percentual de árvores produzindo no pico foi de 21% aos três anos, 19% aos quatro anos, 33% aos cinco anos, 27% aos seis anos, 40% aos sete anos e 12% aos oito anos. A intensidade máxima da produção ficou entre 5% e 20% considerando todos os plantios. Apesar de novas espécies atingirem o estágio reprodutivo com o aumento da idade, algumas deixaram

de produzir frutos no plantio mais antigo, e outras ainda não produziram, e o percentual de espécies com frutos não aumentou acompanhando o aumento da idade dos plantios. O percentual de espécies com frutos variou de 37,5 % aos quatro anos para 50% aos três e oito anos, 77,8% aos sete anos, 81,8% aos seis anos e valor máximo de 87,5% aos cinco anos (Tabela 3).

**Tabela 3-)** Espécies com produção de frutos em cada idade de plantio, x representa as idades com produção. O sinal – representa os plantios em que a espécie foi marcada, mas não teve frutos.

Espécie	Idade do plantio de restauração florestal					
	Três	Quatro	Cinco	Seis	Sete	Oito
<i>Cecropia pachystachya</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Citharexylum myrianthum</i>	-	-	x	x	x	x
<i>Cordia superba</i>	x					-
<i>Dendropanax cuneatus</i>				x		
<i>Ficus adhatodifolia</i>					-	-
<i>Ficus guaranitica</i>			x	x	x	
<i>Ficus luschnathiana</i>	-	-				
<i>Ficus enormis</i>	-	-				
<i>Genipa americana</i>				-	-	-
<i>Hymenaea courbaril</i>		-				-
<i>Inga sessilis</i>					x	
<i>Inga vera</i>	-	-	x	x		-
<i>Myrsine coriacea</i>			x	x		
<i>Myrsine umbellata</i>				-	x	x
<i>Psidium cattleianum</i>			x	x		
<i>Schinus terebinthifolius</i>	x	x	-	x	x	x
<i>Solanum granuloseprosum</i>	x	x	x	x	x	x
<b>% Espécies com frutos</b>	<b>50</b>	<b>37,5</b>	<b>87,5</b>	<b>81,8</b>	<b>77,8</b>	<b>50</b>

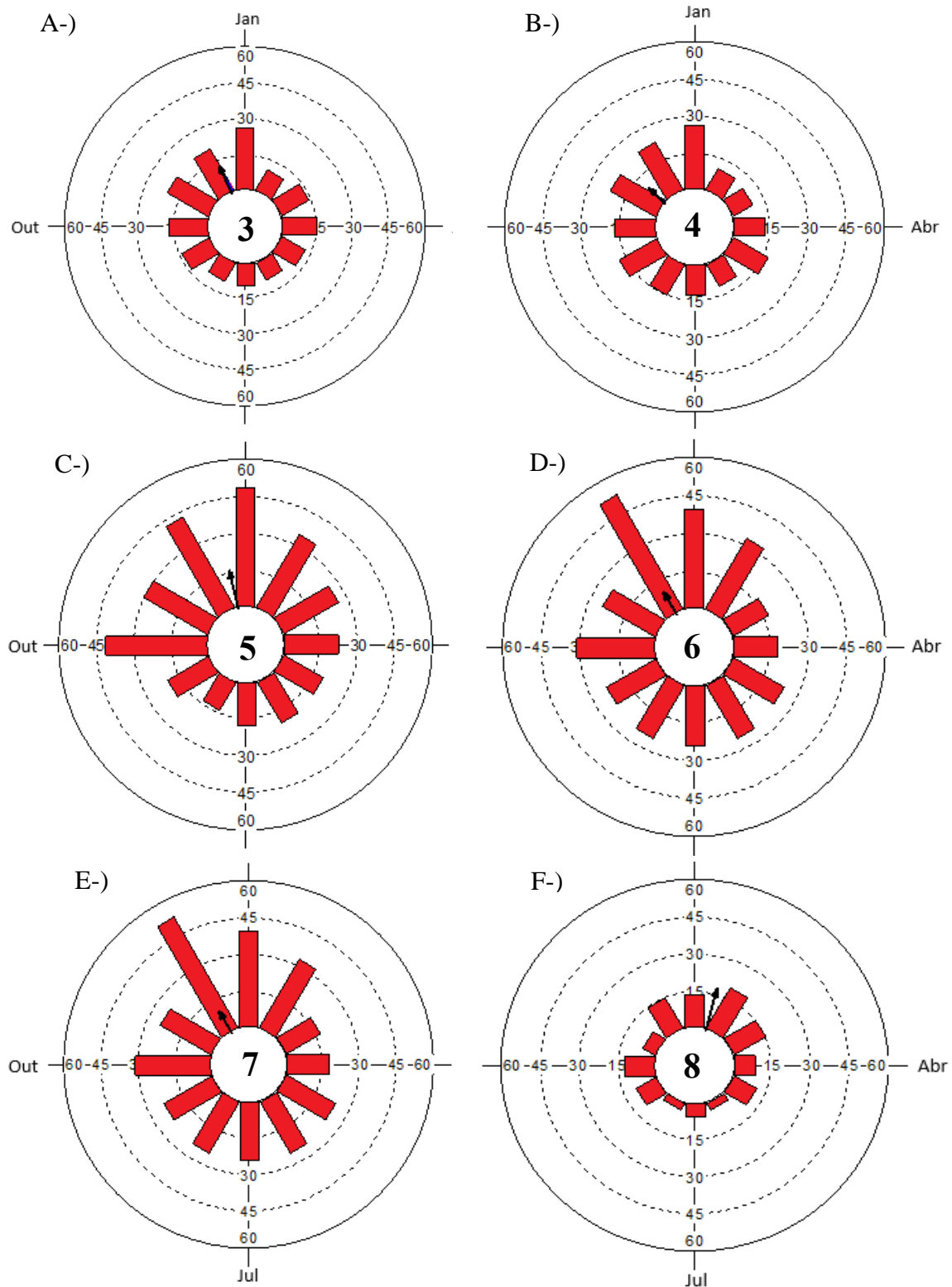
**Tabela 4-).** Tipo de produção de frutos para espécies arbóreas zoocóricas em plantios jovens de restauração florestal. O rosa mais claro indica produção de frutos e o mais escuro os meses de pico para as espécies que tiveram pico de produção. J: janeiro; F: fevereiro; M: março; A: abril; M: maio; J: junho; J: julho; A: agosto; S: setembro; O: outubro; N: novembro; D: dezembro.

Espécies	Meses do ano											Tipo produção
	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	
<i>Cecropia pachystachya</i>	[Light pink bar from S to A]											Contínua
<i>Citharexylum myrianthum</i>	[Light pink bar from J to A]											Anual
<i>Cordia superba</i>	[Light pink bar from S to A]											Contínua
<i>Dendropanax cuneatus</i>	[Light pink bar from S to J]											Anual
<i>Ficus guaranitica</i>	[Light pink bar from S to A]											Contínua
<i>Inga sessilis</i>	[Dark pink bar from D to F]											Anual
<i>Inga vera</i>	[Light pink bar from S to A]											Anual
<i>Myrsine coriacea</i>	[Dark pink bar from O to D]											Anual
<i>Myrsine umbellata</i>	[Dark pink bar from N to M]											Anual
<i>Psidium cattleianum</i>	[Light pink bar from S to A]											Contínua/subanual*
<i>Schinus terebinthifolius</i>	[Dark pink bar from M to J]											Anual/subanual**
<i>Solanum granulosoleprosum</i>	[Dark pink bar from O to D]											Contínua/anual***

\* Produção contínua aos cinco anos e subanual com duração total de oito meses aos seis anos

\*\*Períodos diferentes em cada local: Produção anual com duração de quatro meses e pico em março-abril aos três anos; produção anual com duração de sete meses e pico em março-abril aos quatro anos; produção subanual com duração de sete meses e pico em maio aos seis anos; produção subanual com duração de oito meses e pico em maio aos sete anos e produção subanual com duração de quatro meses e pico em maio aos oito anos

\*\*\* Produção contínua aos três, quatro, cinco, seis e sete anos e anual aos oito anos



**Figura 3-)** Histogramas circulares do número absoluto de indivíduos zoocóricos em plantios de restauração florestal apresentando produção de frutos A-) aos três anos; B-) aos quatro anos; C-) aos cinco anos; D-) aos seis anos; E-) aos sete anos e F-) aos oito anos. A seta representa a data média de produção e seu comprimento representa o comprimento do vetor  $r$ , que varia de 0 (produção uniforme) a 1 (produção sazonal).

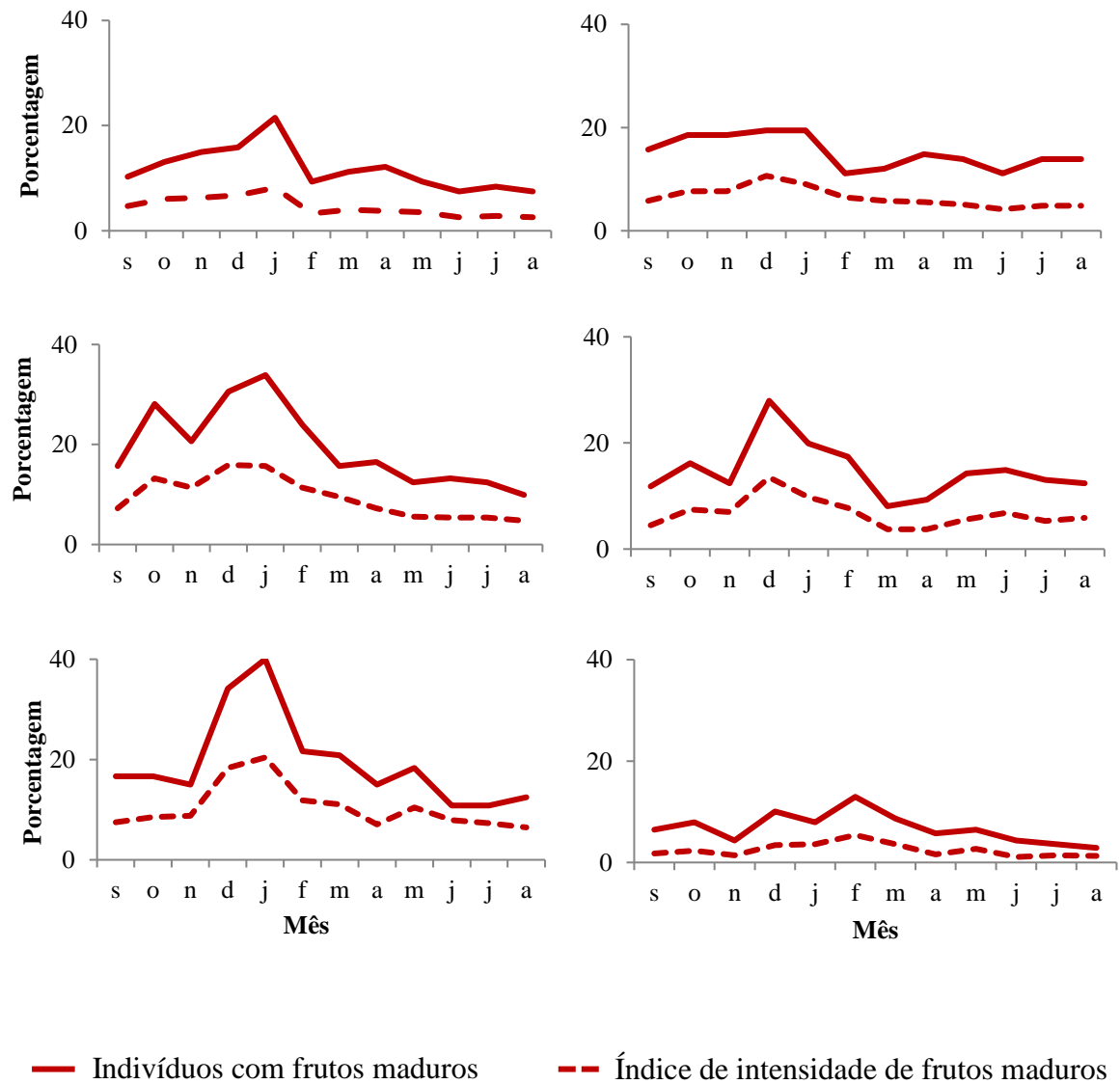
**Tabela 5-)** Data média, comprimento do vetor (r) e significância do ângulo médio (p) do Teste de Rayleigh para produção de frutos por árvores zoocóricas em plantios de restauração florestal de três a oito anos.

<b>Idade (anos)</b>	<b>Nº de obs.</b>	<b>Vetor r</b>	<b>Teste de Rayleigh (p)</b>	<b>Data média (mês)</b>
<b>Três</b>	169	0,20	<0,0001	novembro
<b>Quatro</b>	228	0,11	0,051	novembro
<b>Cinco</b>	328	0,26	<0,0001	novembro
<b>Seis</b>	328	0,16	<0,0001	novembro
<b>Sete</b>	347	0,20	<0,0001	janeiro
<b>Oito</b>	116	0,29	<0,0001	fevereiro

**Tabela 6-)** Comparação da distribuição ao longo do ano de frutos de espécies zoocóricas entre plantios jovens de restauração florestal com idades distintas. Teste não paramétrico de Mardia-Watson-Wheeler.

<b>Idade (anos)</b>	<b>Quatro</b>	<b>Cinco</b>	<b>Seis</b>	<b>Sete</b>	<b>Oito</b>
<b>Três</b>	<0,05	ns	ns	ns	<0,05
<b>Quatro</b>		<0,05	ns	<0,05	<0,05
<b>Cinco</b>			<0,05	ns	<0,05
<b>Seis</b>				ns	<0,05
<b>Sete</b>					<0,05





**Figura 4.** Índice de intensidade e percentual de indivíduos zoocóricos plantados com frutos maduros em plantios jovens de restauração florestal de: A-) Três anos; B-) Quatro anos; C-) Cinco anos; D-) Seis anos; E-) Sete anos e F-) Oito anos. s- setembro; o- outubro; n- novembro; d- dezembro; j- janeiro; f- fevereiro; m- março; a- abril; m- maio; j- junho; j- julho; a- agosto.

#### 4. DISCUSSÃO

Novas espécies zoocóricas atingem o período reprodutivo com o tempo, mas algumas deixam de produzir frutos em plantios mais antigos, e, assim, o número de espécies produzindo frutos não aumentou com a idade do plantio de restauração florestal, contrariando a hipótese formulada. Além disso, ao contrário do esperado, não há menor sazonalidade com o aumento da idade dos plantios jovens de restauração florestal, e o número de indivíduos produzindo frutos e a intensidade da produção diminuiriam com o passar do tempo (Anexo 1).

A diminuição da intensidade e do percentual de indivíduos em frutificação com o aumento da idade dos plantios pode estar relacionada com a competição por recursos, em especial luz. Nos plantios de restauração florestal, algumas árvores crescem mais rapidamente, dominando o dossel e sombreando as demais (LAMB et al., 2005; RODRIGUES et al., 2009). Ou seja, com o avançar das idades, plantios de restauração se tornam mais sombreados (Anexo 4). Com a diminuição da intensidade luminosa recebida pelas árvores que não estão no dossel, o número de árvores produzindo frutos em plantios de restauração diminui, assim como sua intensidade, mesmo que mais árvores e espécies já tenham atingido a maturidade sexual. Essa ideia é sustentada por estudos que verificaram que áreas de interior florestal, com dossel estabelecido, tem menor número de árvores produzindo frutos e menor intensidade que áreas de borda, que recebem maior irradiância luminosa (LEVEY, 1988; BURGESS et al., 2006; CARA, 2006; HERRERÍAS et al. 2006; ALBERTI & MORELLATO, 2010; CAMARGO et al., 2011; REZNIK et al., 2012; ATHAYDE & MORELLATO, 2014; FORTUNATO & QUIRINO, 2016).

A espécie *P. cattleianum*, por exemplo, apresentou frutos em mais de 80% dos indivíduos no plantio de cinco anos (Anexo 1.3). Porém, no plantio de seis anos, havia uma distinção clara entre dois grupos de *P. cattleianum*: um grupo em uma parte do plantio mais aberta, expostos a pleno sol e um grupo em uma parte do plantio fechada e completamente sombreada. Dos indivíduos localizados na parte sombreada, nenhum apresentou frutos, porém, frutos foram observados nas árvores da parte mais aberta, e essa diferença contribuiu para o menor número de árvores, menos de 40%, produzindo frutos aos seis anos (Anexo 1.4). Da mesma forma, Huenneke & Vitousek (1990) encontraram que a produção de frutos de *P. cattleianum* em florestas do Hawaii, onde a espécie é considerada invasora, é maior em áreas de borda, mais expostas à luz, que no interior da floresta. Assim, mesmo para espécies tolerantes à sombra, como *P. cattleianum* (GANDOLFI, 1991; SCHUMACHER et al., 2009), a baixa exposição à luz pode ser um fator limitante para a produção de frutos e reprodução. Esses

resultados reforçam que as espécies apresentam plasticidade fenológica (CHUINE, 2010) e sugerem que as condições ambientais, talvez mais que idade, influenciam a intensidade de produção de frutos em plantios jovens de restauração florestal. Além disso, sugerem a existência de um *trade-off* na restauração florestal entre priorizar recobrimento do solo e a produção de frutos zoocóricos para atração de dispersores. Quanto mais rápido o recobrimento do solo, com o uso de espécies de rápido crescimento e copa ampla e sombreadora, menos gramíneas, mas também menor intensidade luminosa no interior da floresta e menor intensidade de frutificação das espécies zoocóricas plantadas.

Os resultados sugerem ainda que o número de espécies utilizadas e as espécies escolhidas podem ser mais importantes para a uniformidade na produção de frutos ao longo do ano que a idade do plantio, visto, por exemplo, que todos os plantios tiveram maior uniformidade na produção de frutos que o plantio de oito anos. Quanto à escolha das espécies, o que se espera é que as zoocóricas plantadas produzam frutos nos plantios jovens de restauração florestal, ou seja, o mais breve possível. Isso aceleraria a atração de dispersores e a regeneração natural. Porém, os resultados mostram que essa não é uma relação tão simples. Incluindo todos os plantios avaliados, até os oito anos de idade, 12 das 17 espécies investigadas tinham produzido frutos.

As espécies do gênero *Ficus* são muito recomendadas em plantios de restauração florestal, sendo consideradas chave nas florestas tropicais e com características estruturantes para projetos de restauração florestal, porque possuem estações de frutificação longas ou múltiplas e fornecem recursos quando os frutos de outras espécies são escassos (TERBORGH, 1986; SHANAHAN et al., 2001; DIAZ-MARTIN et al., 2014). Além disso, muitas espécies do gênero possuem copa ampla (COTTE-JONES et al., 2016), que aliada a alta produção de frutos, favorece alta riqueza e densidade de regenerantes sob sua copa (TERBORGH, 1986; SLOCUM, 2001; KUARAKSA et al., 2012; KATTAN & VALENZUELA, 2013; BIANCHINI et al., 2015; COTTE-JONES et al., 2016). Porém, das quatro espécies observadas, apenas uma produziu frutos nos plantios observados, *F. guaranítica*, que apresentou produção assíncrona em todos os meses do ano, ou seja, menos de 20% dos indivíduos produziram frutos em cada mês (BENCKE & MORELATTO, 2002; Anexo 5). *F. adhatodifolia*, *F. luschnathiana* e *F. enormis* apresentaram apenas um evento de produção de frutos cada uma nos plantios observados. Uma árvore de *F. adhatodifolia* teve um evento de produção no plantio de sete anos, e uma árvore de *F. luschnathiana* e outra de *F. enormis* tiveram produção no plantio de quatro anos. Isso mostra que generalizar as características de todas as espécies de um gênero com base em algumas espécies é um equívoco, e reforça a necessidade de observar os padrões

reprodutivos das espécies utilizadas em plantios de restauração florestal. Uma explicação possível é que as espécies podem atingir a idade reprodutiva mais tardiamente, o que exige sua observação em plantios mais antigos.

Independentemente da idade, ocorreu concentração da produção de frutos entre novembro e fevereiro. De forma geral, a frutificação em florestas sazonais é concentrada na estação de seca, devido ao grande número de espécies anemocóricas presentes nessas florestas (FRANKIE et al., 1994; MIKICH et al., 2001), mas o padrão de frutificação para espécies zoocóricas é distinto desse, e concentrado na estação chuvosa (JORDANO, 2000; NUNES et al., 2012), o que explica nossos resultados. Além disso, pudemos observar que das 17 espécies observadas, apenas três produziram frutos de forma contínua e uniforme: *C. pachystachya*, *C. superba* e *F. guaranítica*, e foram essas as principais espécies responsáveis pela produção de frutos maduros na época de poucas chuvas, no inverno (final junho – final setembro). A única espécie de produção anual que produziu frutos maduros nessa estação foi *D. cuneatus*. Além das espécies de produção contínua, no outono (final março-final junho), a única espécie a produzir frutos maduros em maior intensidade foi *S. terebinthifolius*. Assim, a oferta contínua de frutos ao longo do ano é algo pouco comum pelas espécies zoocóricas arbóreas plantadas na restauração florestal e, conseqüentemente, os plantios tem menor oferta de frutos em determinadas épocas (na região deste estudo, entre março – agosto). Reconhecer espécies que produzem frutos nessas épocas menos favoráveis, por meio de estudos fenológicos, e incorporá-las em plantios de restauração pode contribuir para reduzir a sazonalidade na produção de frutos em plantios jovens de restauração.

No grupo das angiospermas, estima-se que 6% das espécies possuem sistema sexual dióico (RENNER & RICKLEFS, 1995). Entretanto, das nove espécies que produziram frutos maduros nos plantios investigados, cinco são dioicas: *C. pachystachya* (SHEIL & PADMANABA, 2011), *C. myrianthum* (ROCCA & SAZIMA, 2006), *M. umbellata* (MACIEL, 2015), *M. coriacea* (BEGNINI & CASTELLANI, 2013) e *S. terebinthifolius* (CESÁRIO & GAGLIANONE, 2008), o que significa que nem todos os indivíduos plantados dessas espécies produzirão frutos. Ribeiro da Silva (2015) classificou *S. terebinthifolius* como uma das dez espécies mais importantes na rede de interações em uma área de restauração na Mata Atlântica, e Gagetti et al. (2016) mostraram que os frutos vermelhos e pretos, como de *S. terebinthifolius*, *C. myrianthum*, *M. coriacea* e *M. umbellata* são os mais consumidos por pássaros em áreas jovens em processo de restauração florestal. Assim, se utilizadas em plantios de restauração com o objetivo de atrair dispersores, estas espécies deveriam ter sua densidade de plantio

defininda levando-se em conta seu sistema sexual e, possivelmente, informações sobre a razão sexual, ainda pouco disponíveis na literatura.

Além da capacidade de produzir frutos atrativos para a fauna dispersora, é importante também que as espécies escolhidas como “chave” ou estruturantes para plantios de restauração, apresentem altas taxas de crescimento e copa ampla capaz de sombrear as gramíneas invasoras típicas de projetos de restauração florestal nos trópicos (ELLIOTT et al., 2003; FORRU, 2005; WYDHAYAGARN et al., 2009; GOOSEM & TUCKER, 2013; MARTÍNEZ-GARZA et al., 2013). Das espécies avaliadas neste estudo, *C. myrianthum*, *S. terebinthifolius*, *S. granulosoleprosum* e *I. vera* tiveram sua arquitetura da copa e interceptação da radiação fotossinteticamente ativa avaliada, sendo que *S. granulosoleprosum* e *S. terebinthifolius* tiveram alta capacidade de sombreamento do solo (Capítulo 1). Portanto, essas duas últimas seriam espécies que atenderiam as características de estruturante da restauração para as áreas estudadas, ainda mais considerando que *S. terebinthifolius* é uma das espécies mais importantes na rede de interações para restauração na Mata Atlântica (RIBEIRO DA SILVA et al., 2015). As duas espécies tiveram, porém, redução da frutificação com o tempo de plantio, e mais conhecimentos são necessários para que essas duas características possam ser utilizadas conjuntamente na seleção das melhores espécies estruturantes para projetos de restauração florestal. Entretanto, sem se esquecer que uma espécie apenas não é suficiente para manter uma grande diversidade de frugívoros (CORLETT, 2011; JORDANO, 2016), haja vista que existem vários animais dispersores, como aves, mamíferos e morcegos, que se alimentam ao longo de todo o ano e cada um consumindo frutos diferentes (MARTÍNEZ-GARZA & HOWE, 2003) e que uma frutificação intensa deve ser mantida ao longo do ano.

Por fim, apesar da urgência global em restaurar uma grande extensão de áreas degradadas (IUCN, 2016), plantios florestais têm reproduzido arranjos de espécies sem considerar conhecimentos fenológicos e o comportamento das espécies em plantios de restauração florestal, com condições muito distintas de florestas (KNOWLES & PARROTTA, 1995). Em tempos onde tem sido dada grande ênfase aos processos desempenhados em escala espacial, é necessário expandir também nossos conhecimentos ecológicos em pequena escala, compreendendo o papel das espécies e técnicas utilizadas na restauração florestal, que são base para o fracasso ou o sucesso das áreas em restauração (HOLL et al., 2016).

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A produção de frutos é pouco intensa e menos comum do que o esperado em árvores zoocóricas plantadas, em áreas jovens de restauração florestal. Várias espécies zoocóricas utilizadas na restauração são dióicas, ou seja, nem todos os seus indivíduos produzirão frutos; algumas espécies não produzem frutos até os oito anos e outras deixaram de produzi-los nos plantios mais velhos. Ao contrário do que esperávamos, uma maior idade do plantio não proporciona maiores uniformidade e intensidade da produção de frutos zoocóricos em áreas jovens de restauração. A produção de frutos nos plantios provavelmente é regulada por muitos fatores além da idade, como clima, competição e arranjo de espécies, que precisam ser incorporados nos estudos fenológicos para entender os padrões e processos de produção de frutos das espécies zoocóricas em áreas de restauração.

### **Implicações para a prática:**

- A uniformidade temporal, a porcentagem de indivíduos produzindo frutos e a intensidade de produção não aumentam com idade do plantio.
- Nos plantios de restauração florestal, pode ocorrer um *trade-off* entre a priorização da produção de frutos e a rápida cobertura do solo pelas copas das árvores que crescem mais rápido, visto que muitas espécies reduziram a intensidade de frutificação em plantios jovens de maior idade e supomos que isto tenha relação com uma menor disponibilidade de luz.
- As espécies zoocóricas utilizadas nos plantios não são uniformes na produção de frutos, mas é preciso incorporar nos projetos de restauração mais espécies com produção contínua de frutos e produção na estação seca, que sofre com maior escassez.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERTI, L.F.; MORELLATO, P.C. Variation on fruit production of *Nectandra megapotamica* (Lauraceae) trees on the edge and interior of a semideciduous forest - a case study. *Naturalia*, v.33, p.57-68, 2010.
- ALVES-COSTA, C.P.; ETEROVICK, P. C. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecologica*, Paris, FR, v.32, p.77-92, 2007.
- ASQUITH, N.M.; TERBORGH, J.; ARNOLD, A.E.; RIVEROS, C.M. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, Inglaterra, v.15, p.229-235, 1999.
- ATHAYDE, E.A., MORELLATO, L.P.C. Anthropogenic edges, isolation and the flowering time and fruit set of *Anadenanthera peregrina*, a cerrado savanna tree. *International journal of biometeorology*, v.58, p.443-454, 2014.
- BARBOSA, K.C.; PIZO, M.A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. *Restoration Ecology*, v.14, n.4, p.504-515, 2006.
- BEGNINI, R.M.; CASTELLANI, T.T. Seed rain under the canopies of female and male *Myrsine coriacea*, a pioneer tree from the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, Inglaterra, v.29, p.391-399, 2013.
- BENCKE, C.S.C.; MORELLATO, L.P.C. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. *Revista Brasileira de Botânica*, v.25, p.269-275, 2002.
- BIANCHINI, E.; EMMERICK, J. M.; MESSETTI, A.V.L.; PIMENTA, J.A. Phenology of two *Ficus* species in seasonal semi-deciduous forest in Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.75, p.206-214, 2015.
- BURGESS, V.J.; KELLY, D.; ROBERTSON, A.W.; LADLEY, J.J. Positive effects of forest edges on plant reproduction: literature review and a case study of bee visitation to flowers of *Peraxilla tetrapetala* (Loranthaceae). *New Zealand Journal of Ecology*, v.30, p.179-190, 2006.
- CÁCERES, N.C.; MOURA, M.O. Fruit removal of a wild tomato, *Solanum granulosoleprosum* Dunal (Solanaceae), by birds, bats and non-flying mammals in an urban Brazilian environment. *Revista Brasileira de Zoologia*, São Paulo, SP, v.20, n.3, p.519-522, 2003.
- CAMARGO, M.G.G.; SOUZA, R.M.; REYS, P.; MORELLATO, L.P.C. Effects of environmental conditions associated to the cardinal orientation on the reproductive phenology

of the cerrado savanna tree *Xylopia aromatica* (Annonaceae). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v.83, p.1007–1019, 2011.

CARA, P.A.A. *Efeito de borda sobre a fenologia, as síndromes de polinização, e a dispersão de sementes de uma comunidade arbórea na floresta atlântica ao Norte do rio São Francisco*. 207 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.

CASTRO, E.R.; GALETTI, M. Frugivoria e dispersão de sementes pelo lagarto Teiú *Tupinambis Merianae* (Reptilia: Teiidae). *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)*, p.91-97, 2004.

CESÁRIO, L.F.; GAGLIANONE, M.C. Biologia floral e fenologia reprodutiva de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) em Restinga do Norte Fluminense. *Acta botanica brasílica*, v.22, p.828-833, 2008.

CHUINE, I. Why does phenology drive species distribution? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v.365, p.3149-3160, 2010.

CORLETT, R.T. How to be a frugivore (in a changing world). *Acta Oecologica*, v.37, n.6, p.674-681, 2011.

COTTE-JONES, H.E.W.; BAIJPAI, O.; CHAUDHARY, L.B.; WHITTAKER, R.J. The Importance of *Ficus* (Moraceae) Trees for Tropical Forest Restoration. *Biotropica*, v.48, p.413–419, 2016.

DIAZ-MARTIN, Z.; SWAMY, V.; TERBORGH, J.; ALVAREZ-LOAYZA, P.; CORNEJO, F., 2014. Identifying keystone plant resources in an Amazonian forest using a long-term fruit-fall record. *Journal of Tropical Ecology*, v.30, p.291-301, 2014.

ELLIOTT, S.; BLAKESLEY, D.; HARDWICK, K. *Restoring Tropical Forests: A Practical Guide*. Royal Botanic Gardens, Kew. 344p, 2013.

ELLIOTT, S.; NAVAKITBUMRUNG, P.; KUARAK, C.; ZANGKUM, S.; ANUSARNSUNTHORN, V.; BLAKESLEY, D. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. *Forest Ecology and Management*, v.184, p.177–191, 2003.

FIGUEIREDO, R.A.; PERIN, E. Germinationecology of *Ficus luschnathiana* drupelets after Bird and bat ingestion. *Acta Ecologica*, v.16, p.71-75, 1995.

FILHO, E.M.C.; SARTORELLI, P.A.R. *Guia de árvores com valor econômico*. São Paulo: Agroicone, 139 p., 2015.



- FOREST RESTORATION RESEARCH UNIT. *How to Plant a Forest: The Principles and Practice of Restoring Tropical Forests*. Biology Department, Science Faculty, Chiang Mai University, Thailand, 2005.
- FORTUNATO, M.E.M.; QUIRINO, M.; GLEBYA, Z. Efeitos da fragmentação na fenologia reprodutiva de espécies arbóreas presentes em borda e interior de Mata Atlântica Paraibana. *Rodriguésia*, v.67, n.3, 2016.
- FOURNIER, L.A. Un metodo cuantitativo para la medición de características fenológicas en arboles. *Turrialba*, v.24, n.4, p.422-423, 1974.
- FRANKIE, G.W.; BAKER, H.G.; OPLER, P.A. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *The Journal of Ecology*, p.881-919, 1974.
- GAGETTI, B.L.; PIRATELLI, A.J.; PINA-RODRIGUES, F.C.M. Fruit color preference by birds and applications to ecological restoration. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, SP, 2016.
- GANDOLFI, S. *Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, Município de Guarulhos SP*. 1991. 232 p. Dissertação (Mestrado em Biologia) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.
- GARCIA, L.C.; HOBBS, R.J.; SANTOS, F.A.M. & RODRIGUES, R.R. Flower and Fruit Availability along a Forest Restoration Gradient. *Biotropica*, v.46, p.114-123, 2014.
- GOOSEM, S.; TUCKER, N.I.J. *Repairing the Rainforest*. 2. ed. Australia: Wet Tropics Management Authority and Biotropica Australia Pty. Ltd. Cairns, 2013.
- GUARIGUATA, M.R.; RHEINGANS, R.; MONTAGNINI, F. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration Ecology*, v.3, p.252–260, 1995.
- GUERTA, R.S.; LUCON, L.G.; MOTTA-JUNIOR, J.C.; VASCONCELLOS, L.A.S.; FIGUEIREDO, R.A. Bird frugivory and seed germination of *Myrsine umbellata* and *Myrsine lancifolia* (Myrsinaceae) seeds in a cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, v.11, n.4, p.59-65, 2011.
- GUIMARÃES Jr., P.R.; GALETTI, M.; JORDANO, P. Seed Dispersal Anachronisms: Rethinking the Fruits Extinct Megafauna Ate. *PLoS One*, v.3, n.3, p.1745, 2008.
- HAWES, J.E.; PERES, C.A. Ecological correlates of trophic status and frugivory in neotropical primates. *Oikos*, v.123, p.365–377, 2014.

- HERRERÍAS, Y.D.; QUESADA, M.; STONER, K.E.; LOBO, J.A. Effects of forest fragmentation on phenological patterns and reproductive success of the tropical dry forest tree *Ceiba aesculifolia*. *Conservation Biology*, v.20, p.1111-1120, 2006.
- HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, Holanda, v.261, p.1558–1563, 2011.
- HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, v.8, p.339–349, 2000.
- HOLL, K.D.; REID, J.L.; CHAVES-FALLAS, J.M.; OVIEDO-BRENES, F.; ZAHAWI, R.A. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. *Journal of Applied Ecology*, 9p., 2016.
- HOWE, H. F. Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. *Global Ecology and Conservation*, v.6, p.152-178, 2016.
- HOWE, H.F. Diversity storage: Implications for conservation and restoration. *Global Ecology and Conservation*, v.2, p.349-358, 2014.
- HUENNEKE, L.F.; VITOUSEK, P. M. Seedling and clonal recruitment of the invasive tree *Psidium cattleianum*: implications for management of native Hawaiian forests. *Biological Conservation*, v.53, n.3, p.199-211, 1990.
- IUCN, Bonn Challenge; Disponível em:<[www.bonnchallenge.org](http://www.bonnchallenge.org) (2016)> Acesso em 05 de fevereiro de 2017.
- JORDANO, P. Chasing Ecological Interactions. *PLOS Biology*, v.14, 4p., 2016.
- JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (ed). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, CABI Publ, Wallingford, UK, p.125-166, 2000.
- KATTAN, G. H.; VALENZUELA, L.A. Phenology, abundance and consumers of figs (*Ficus* spp.) in a tropical cloud forest: evaluation of a potential keystone resource. *Journal of Tropical Ecology*, v.29, n.5, p.401-407, 2013.
- KNOWLES, O.H.; PARROTTA, G.A. Amazonian Forest Restoration: an innovative system for native species selection based on phenological data and field performance indices. *The Commonwealth Forestry Review*, p.230-243, 1995.
- KOVACH, W.L. Oriana for Windows. Kovach Computer Services, Pentraeth, Wales, U.K, 2015.
- KUARAKSA, C.; ELLIOTT, S.; HOSSAERT-MCKEY, M. The phenology of dioecious *Ficus* spp. tree species and its importance for forest restoration projects. *Forest Ecology and Management*, v.265, p.82-93, 2012.

- LAMB, D. Large-scale Forest Restoration. London: Routledge, 202p., 2014.
- LAMB, D.; ERKSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, v.310, n.5754, p.1628-1632, 2005.
- LEVEY, D.J. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. *Ecology*, v.69, p.1076–1089, 1988.
- LORENZI, H. Árvores Brasileiras. Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 6 ° ed. vol.1, 2014.
- LORENZI, H. Árvores Brasileiras. Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 4 ° ed. vol.2, 2013.
- LORENZI, H. Árvores Brasileiras. Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 1 ° ed. vol.3, 2009.
- MACIEL, T.L. *Diversidade genética em populações de Myrsine umbellata (Primulaceae) em remanescentes da Floresta Atlântica*. 59p. 2015. Dissertação (Mestrado em Genética e Melhoramento) - Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, ES.
- MARTÍNEZ-GARZA, C.; BONGERS, F.; POORTER, L. Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures? *Forest Ecology and Management*, v.303, p.35-45, 2013.
- MARTÍNEZ-GARZA, C.; HOWE, H.F. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *The Journal of Applied Ecology*, Oxford, Inglaterra, v.40, p.423-429, 2003.
- MCCLANAHAN, T.R. The effect of a seed source on primary succession in a forest ecosystem. *Vegetatio*, v.65, p.175–178, 1986.
- MCCONKEY, K.R.; PRASAD, S.; CORLETT, R.T.; CAMPOS-ARCEIZ, A.; BRONDIE, J.F.; ROGERS, H.; SANTAMARIA, L. Seed dispersal in changing landscapes. *Biological Conservation*, v.146, p.1-13, 2012.
- MIKICH, S.B.; SILVA, S.M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. *Acta botanica brasílica*, v.15, p.89-113, 2001.
- MORELLATO, L.P.C. As estações do ano na floresta. In: MORELLATO, H.F.; LEITÃO-FILHO, H.F. (orgs.) *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana*. Editora da Unicamp, Campinas p.37-41, 1995.
- MORELLATO, L.P.C. *Fenologia de árvores, arbustos e lianas em uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil*. Tese de doutorado, Universidade de Campinas, Campinas, 1991.
- MORELLATO, L.P.C.; ALBERTON, B.; ALVARADO, S.T.; BORGES, B.; BUISSON, E.; CAMARGO, M.G.G.; CANCIAN, L.F.; CASTENSEN, D.W.; ESCOBAR, D.F.E.; LEITE,

- P.T.P.; MENDOZA, I.; ROCHA, N.M.W.B.; SOARES, N.C.; SILVA, T.S.F.S.; STAGGEMEIER, V.G.; STREHER, A.S.; VARGAS, B.C.; PERES, C.A. Linking plant phenology to conservation biology. *Biological Conservation*, v.195, p.60-72, 2016.
- MORELLATO, L.P.C.; TALORA, D.C.; TAKAHASI, A.; BENCKE C.C.; ROMERA E.C.; ZIPPARRO, V.B. Phenology of Atlantic Rain Forest trees: A comparative study. *Biotropica*, v.32, p.811-823, 2000.
- NEWSTROM, L.E.; FRANKIE, G.W.; BAKER, H.G. A new classification for plant phenology based on flowering in lowland tropical rain forest trees at La Selva, Costa Rica. *Biotropica*, Washington, US, v.26, p.141-159, 1994.
- NUNES, Y.R.F.; DA LUZ, G.R.; DE LIMA BRAGA, L. Phenology of tree species populations in Tropical Dry Forests of Southeastern Brazil. In: ZHANG, X. (ed) *Phenology and climate change*, 2012, p.125-143.
- NYHAGEN, D.F.; TURNBULL, S.T.; OLESEN, J.M.; JONES, C.G. An investigation into the role of the Mauritian flying fox, *Pteropus niger*, in forest regeneration. *Biological Conservation*, Essex, Inglaterra, v.122, p.491-497, 2005.
- PARROTTA, J.A.; KNOWLES, O.H.; WUNDERLE, J.M.J. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v.99, p.21-42, 1997a.
- PARROTTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, v.99, p.1-7, 1997b.
- PIZO, M.A. The Seed-dispersers and Fruit Syndromes of Myrtaceae in the Brazilian Atlantic Forest. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI M. (Ed.) *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. CABI Publishing, p.129-143, 2002.
- RAGUSA-NETTO, J. Abundance and frugivory of the Toco Toucan (*Ramphastos toco*) in a gallery forest in Brazil's Southern Pantanal. *Brazilian Journal of Biology*, v.66, p.133-142, 2006.
- RENNER, S.; RICKLEFS, R.E. Dioecy and its correlates in the flowering plants. *American Journal of Botany*, p.596-606, 1995.
- REZNIK, G.; PIRES, J. P. A.; FREITAS, L. Efeito de bordas lineares na fenologia de espécies arbóreas zoocóricas em um remanescente de Mata Atlântica. *Acta Botanica Brasilica*, v.26, n.1, p.65-73, 2012.
- RIBEIRO da SILVA, F.; MONTOYA, D.; FURTADO, R.; MEMMOTT, J.; PIZO, M.A. RODRIGUES, R.R. The restoration of tropical seed dispersal networks. *Restoration Ecology*, v.23, n.6, p.852-860, 2015.

- ROBINSON, G.R.; HANDEL, S.N. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. *Conservation Biology*, v.7, p.271-278, 1993.
- ROCCA, M.A.; SAZIMA, M. The dioecious, sphingophilous species *Citharexylum myrianthum* (Verbenaceae): Pollination and visitor diversity. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, v.201, n.6, p.440-450, 2006.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, v.261, p.1605-1613, 2011.
- RODRIGUES, R.R.; R.A.F. LIMA, S. GANDOLFI, A.G. NAVE. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v.142, p.1242–1251, 2009.
- SARTORI, E.R.; DOS REIS, N.R. Relacionando dieta e horários de captura entre duas espécies de morcegos frugívoros (Chiroptera, Phyllostomidae, Stenodermatinae). *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, v.33, n.1, p.65-76, 2012.
- SCHUMACHER, E.; KUEFFER, C.; EDWARDS, P.J.; DIETZ, H. Influence of light and nutrient conditions on seedling growth of native and invasive trees in the Seychelles. *Biological Invasions*, v.11, p.1941–1954, 2009
- SHANAHAN, M.; SO, S.; COMPTON, S.G.; CORLETT, R. 2001. Fig-eating by vertebrate frugivores: A global review. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, v.76, p.529-572, 2001.
- SHEIL, D.; PADMANABA, M. Innocent invaders? A preliminary assessment of *Cecropia*, an American tree, in Java. *Plant Ecology & Diversity*, v.4, p.279–288, 2011.
- SILVEIRA, M.; TREVELIN, L.; PORT-CARVALHO, M.; GODOI, S.; MANDETTA, E.N.; CRUZ-NETO, A.P. Frugivory by phyllostomid bats (Mammalia: Chiroptera) in a restored area in Southeast Brazil. *Acta Oecologica*, v.37, p.31-36, 2011.
- SLOCUM, M.G. How tree species differ as recruitment foci in a tropical pasture. *Ecology*, v.82, p.2547–2559, 2001.
- SOS Mata Atlântica. *Centro de Experimentos Florestais SOS Mata Atlântica – Brasil Kirin, Relatório Anual 2012*. SOS Mata Atlântica, São Paulo, 2013.
- TABARELLI, M.; PERES, C.A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation*, v.106, p.165-176, 2002.
- TERBORGH, J. Keystone plant resources in the tropical forest. In: SOULE, M.E. (ed.) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, p.330-344, 1986.

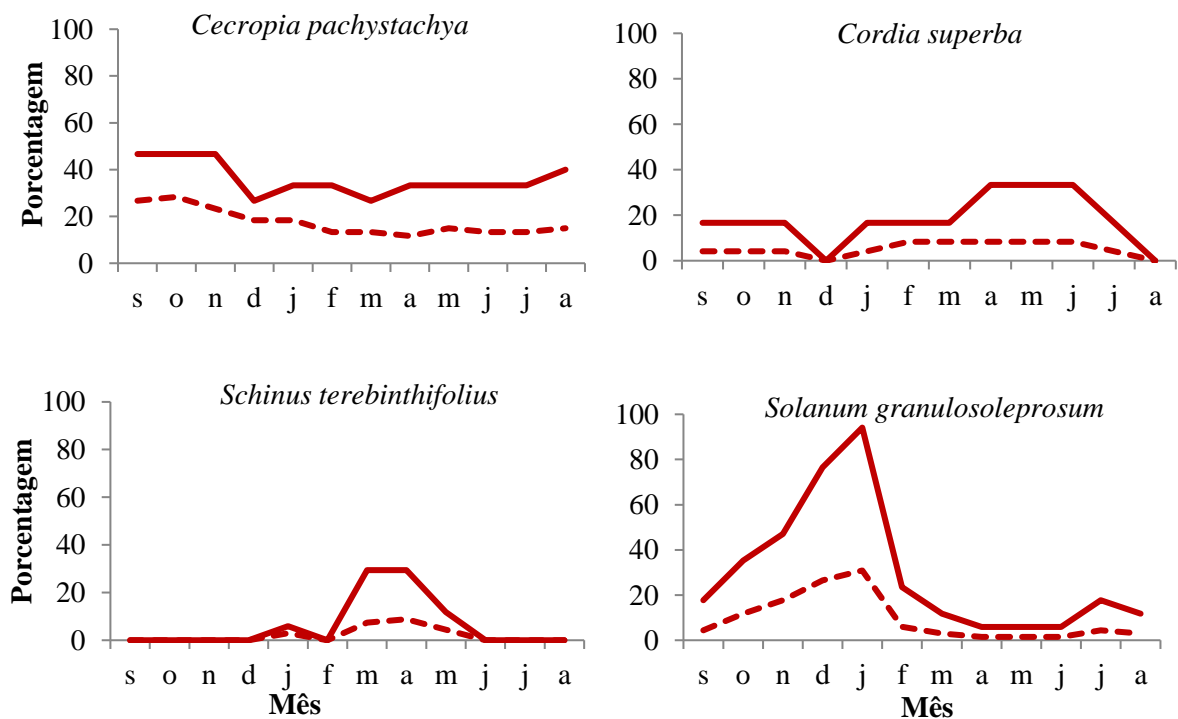
- VALE, V. S. Functional groups in a semideciduous seasonal forest in Southeastern Brazil. *Biotemas*, v.26, n.2, p.45-58, 2013.
- VIANI, R.A.G.; VIDAS, N.B.; PARDI, M.; CASTRO, D.C.V.; GUSSON, E.; BRANCALION, P.H.S. Animal-dispersed Pioneer Trees Enhance the Early Regeneration in Atlantic Forest Restoration Plantations. *Natureza & Conservação*, v.13, n.1, p.41-46, 2015.
- WEATHER COMPANY. Disponível em:<<https://www.wunderground.com/>> Acesso em 11 de janeiro de 2017.
- WHITE, E.; TUCKER, N; MEYERS, N.; WILSON, J. Seed dispersal to revegetated isolated rainforest patches in North Queensland. *Forest Ecology and Management*, v.192, p.409–426, 2004.
- WIJDEVEN, S.M.J.; KUZEE, M.E. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology*, v.8, p.414–424, 2000.
- WUNDERLE, J.M.J. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, v.99, p.223-235, 1997.
- WYDHAYAGARN, C.; ELLIOTT, S.; WANGPAKAPATTANAWONG, P. Bird communities and seedling recruitment in restoring seasonally dry forest using the framework species method in Northern Thailand. *New Forests*, v.38, p.81-97, 2009.

## ANEXOS

**ANEXO 1.** Percentual de indivíduos com produção de frutos maduros e índice de intensidade da produção de frutos maduros para todas as espécies zoocóricas com fenologia acompanhada nos plantios de restauração florestal de três a oito anos.

**ANEXO 1.1** Índice de Intensidade e percentual de indivíduos com frutos maduros para todas as espécies com fenologia acompanhada no plantio de três anos. s- setembro; o- outubro; n- novembro; d- dezembro; j- janeiro; f- fevereiro; m- março; a- abril; m- maio; j- junho; j- julho; a- agosto.

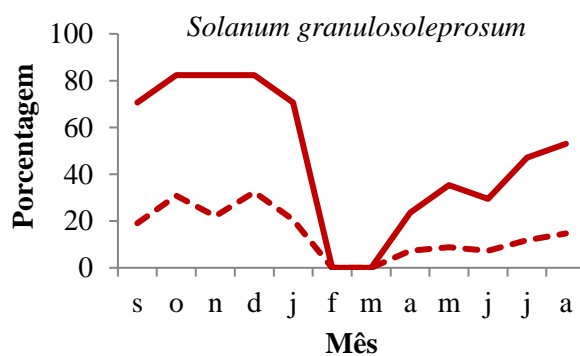
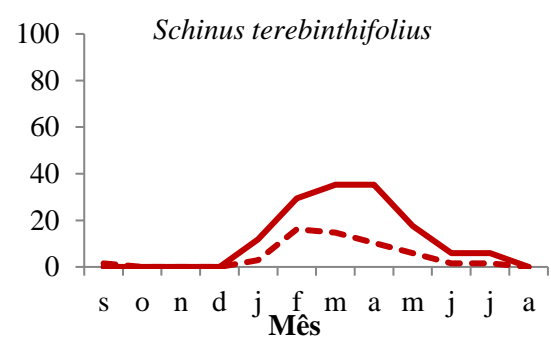
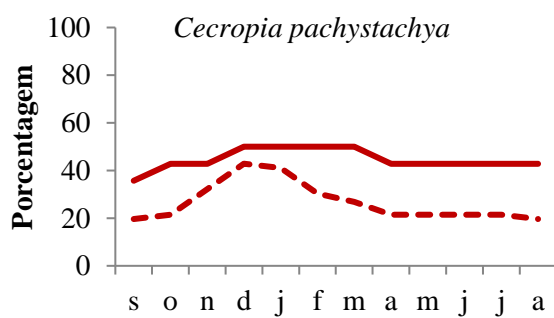
— Indivíduos com frutos maduros      - - - Índice de intensidade de frutos maduros



**ANEXO 1.2** Índice de Intensidade e percentual de indivíduos com frutos maduros para todas as espécies com fenologia acompanhada no plantio de quatro anos. s- setembro; o- outubro; n- novembro; d- dezembro; j- janeiro; f- fevereiro; m- março; a- abril; m- maio; j- junho; j- julho; a- agosto.

— Indivíduos com frutos maduros

- - Índice de intensidade de frutos maduros

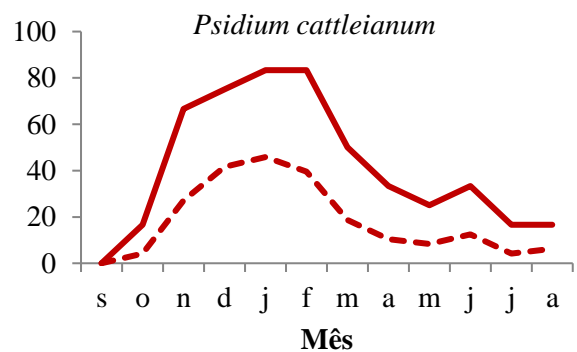
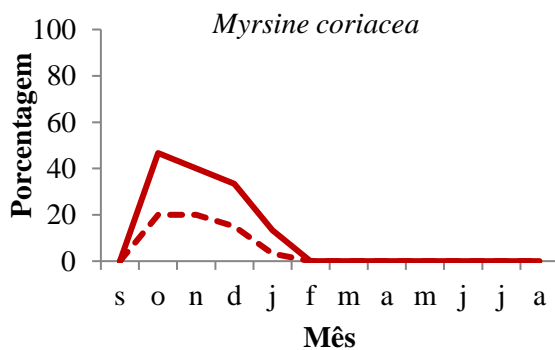
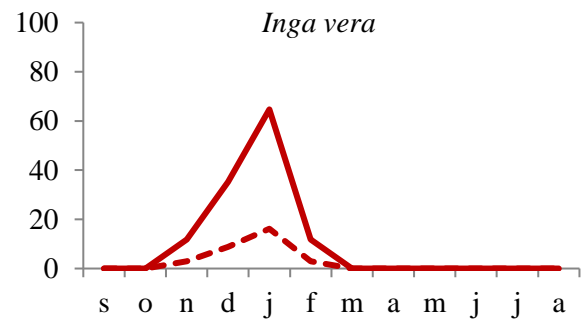
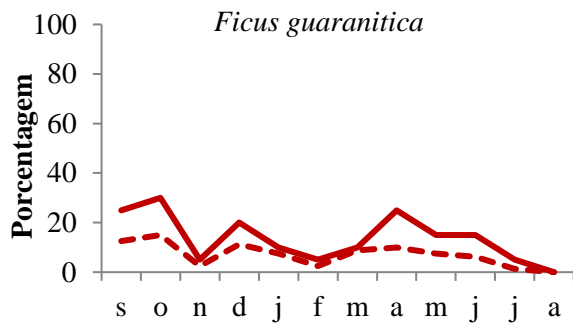
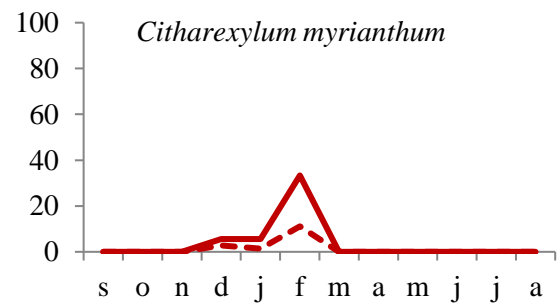
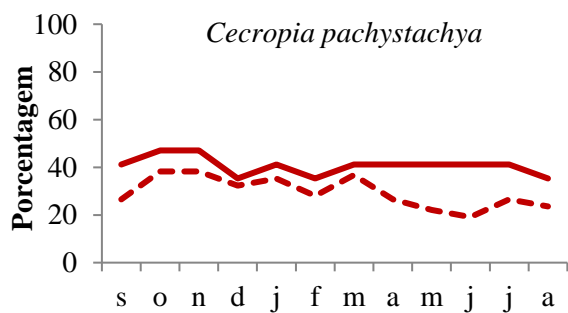


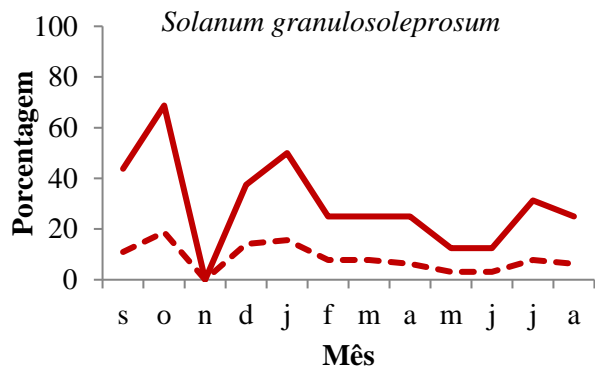


**ANEXO 1.3** Índice de Intensidade e percentual de indivíduos com frutos maduros para todas as espécies com fenologia acompanhada no plantio de cinco anos. s- setembro; o- outubro; n- novembro; d- dezembro; j- janeiro; f- fevereiro; m- março; a- abril; m- maio; j- junho; j- julho; a- agosto.

— Indivíduos com frutos maduros

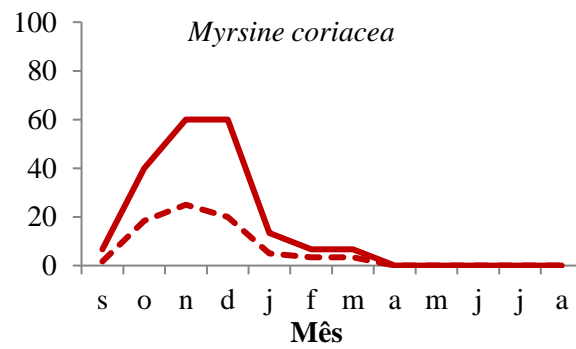
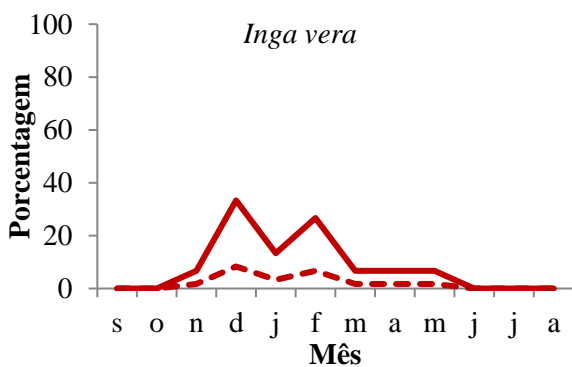
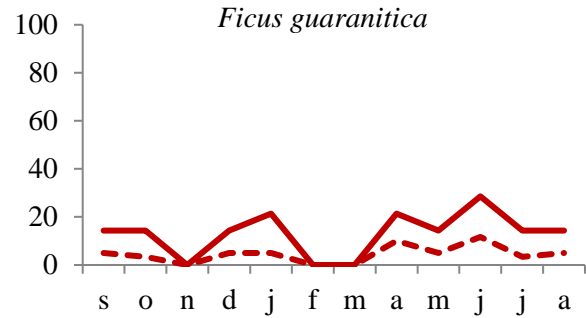
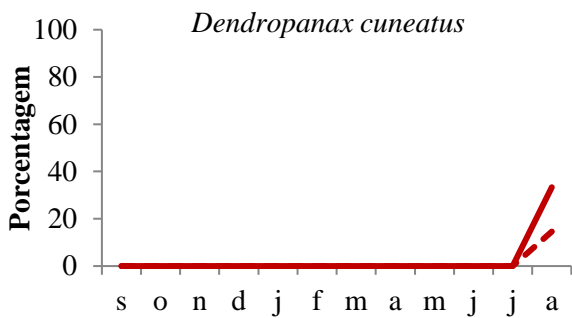
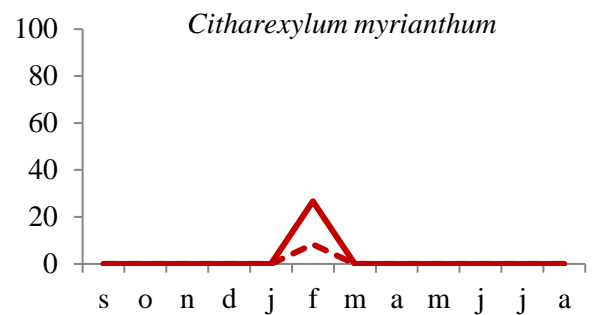
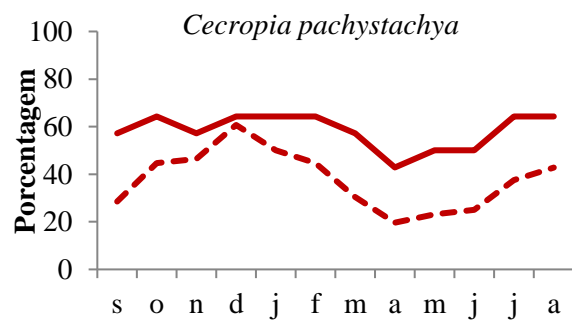
- - Índice de intensidade de frutos maduros

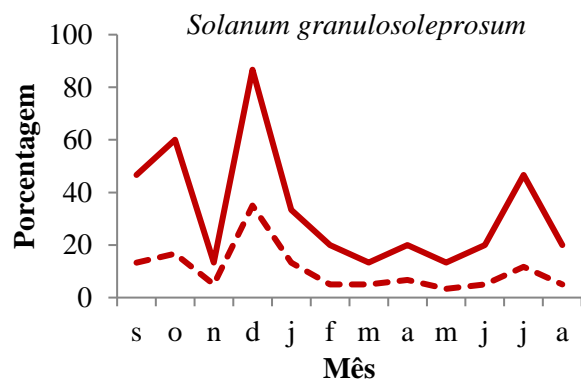
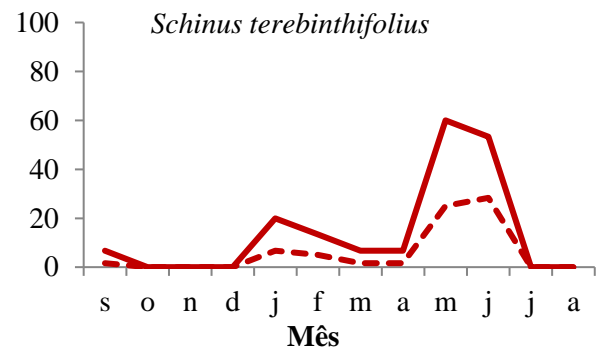
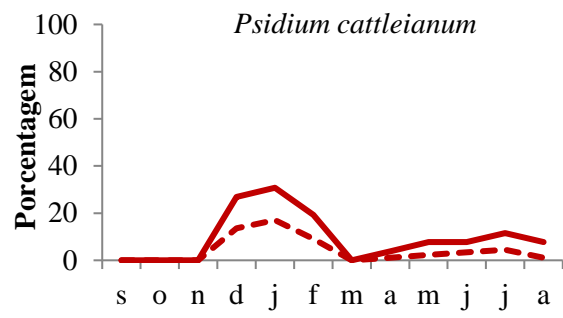




**ANEXO 1.4** Índice de Intensidade e percentual de indivíduos com frutos maduros para todas as espécies com fenologia acompanhada no plantio de seis anos. s- setembro; o- outubro; n- novembro; d- dezembro; j- janeiro; f- fevereiro; m- março; a- abril; m- maio; j- junho; j- julho; a- agosto.

— Indivíduos com frutos maduros      - - - Índice de intensidade de frutos maduros

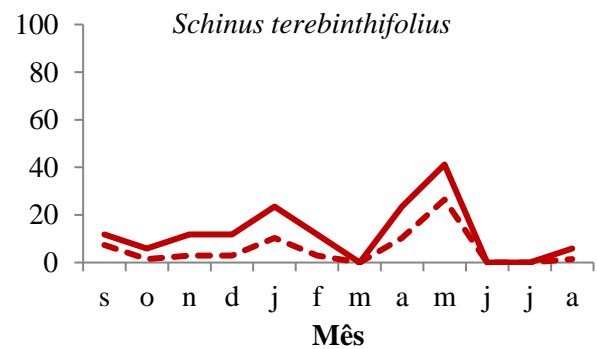
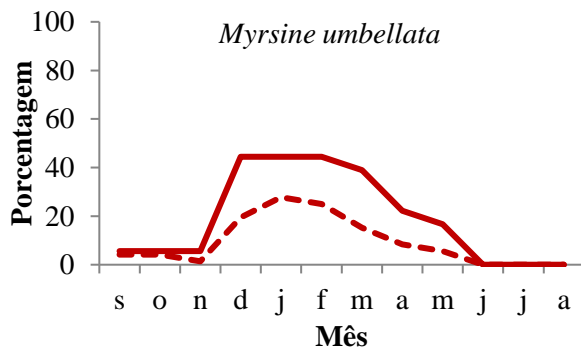
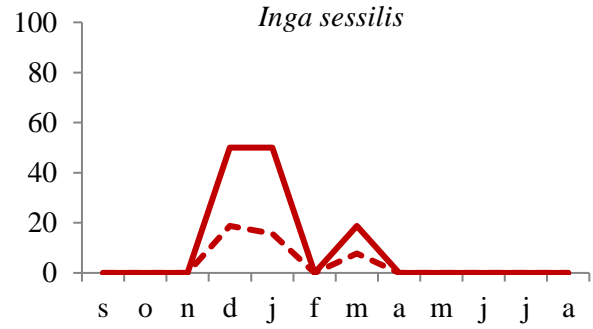
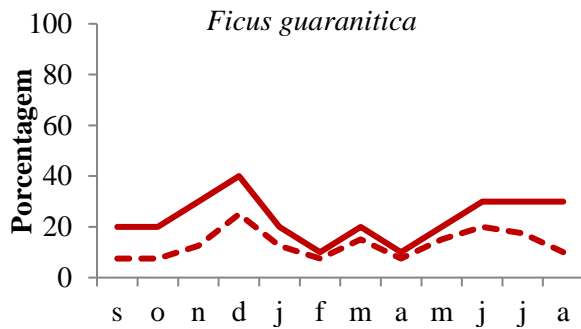
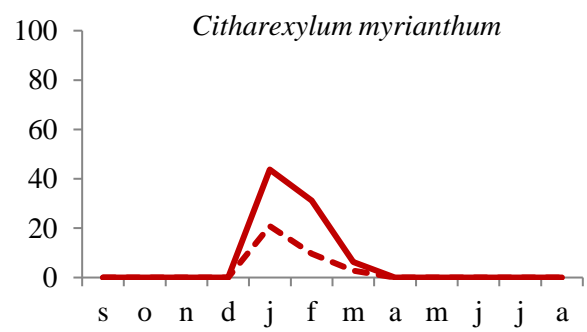
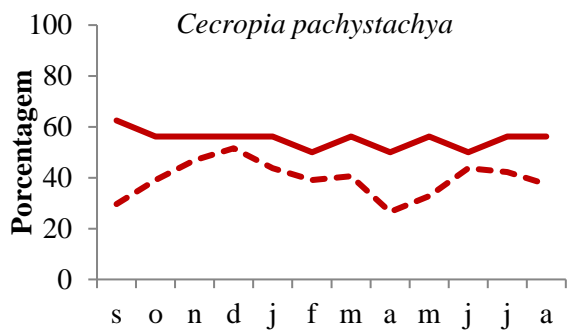


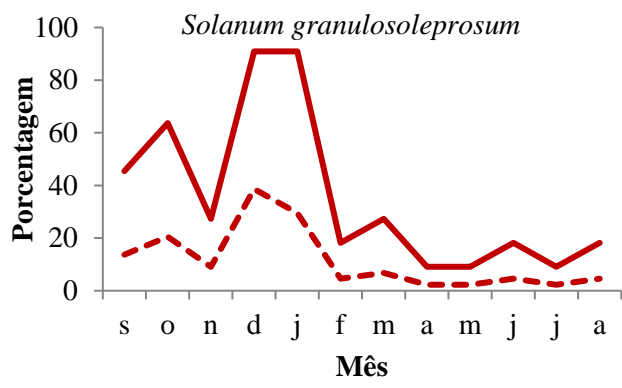


**ANEXO 1.5** Índice de Intensidade e percentual de indivíduos com frutos maduros para todas as espécies com fenologia acompanhada no plantio de sete anos. s- setembro; o- outubro; n- novembro; d- dezembro; j- janeiro; f- fevereiro; m- março; a- abril; m- maio; j- junho; j- julho; a- agosto.

— Indivíduos com frutos maduros

- - Índice de intensidade de frutos maduros

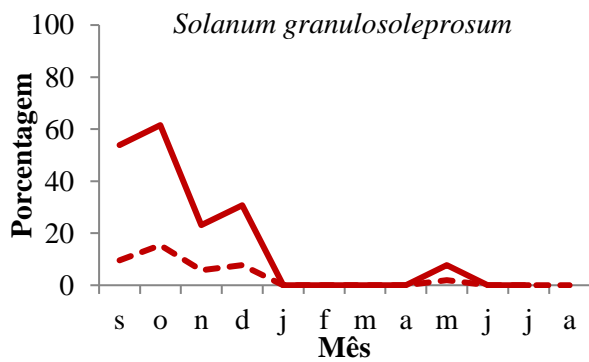
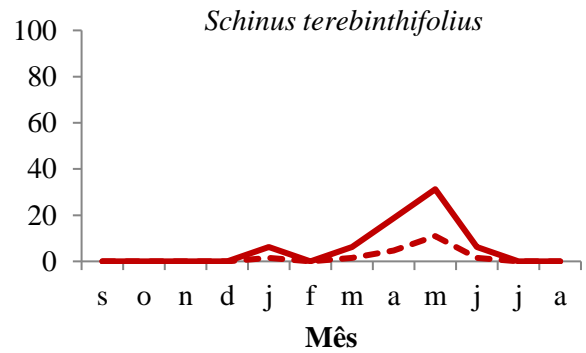
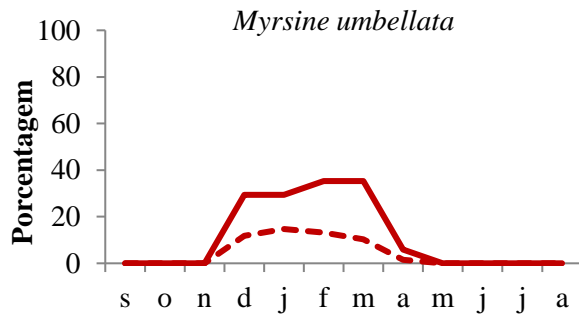
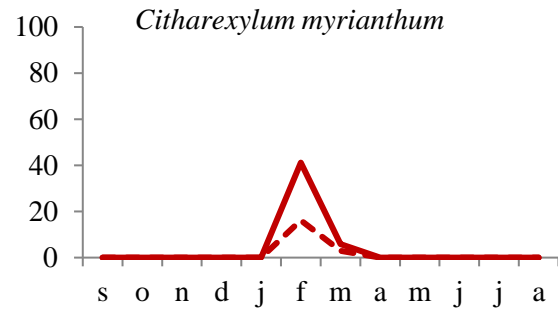
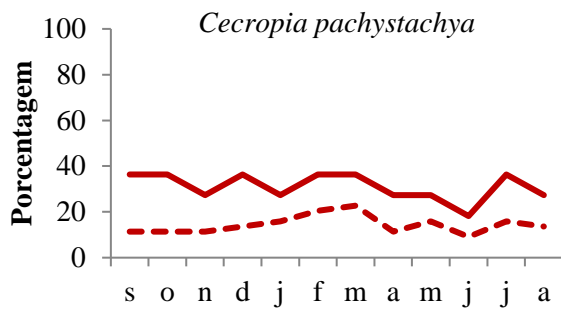




**ANEXO 1.6** Índice de Intensidade e percentual de indivíduos com frutos maduros para todas as espécies com fenologia acompanhada no plantio de oito anos. s- setembro; o- outubro; n- novembro; d- dezembro; j- janeiro; f- fevereiro; m- março; a- abril; m- maio; j- junho; j- julho; a- agosto.

— Indivíduos com frutos maduros

- - Índice de intensidade de frutos maduros

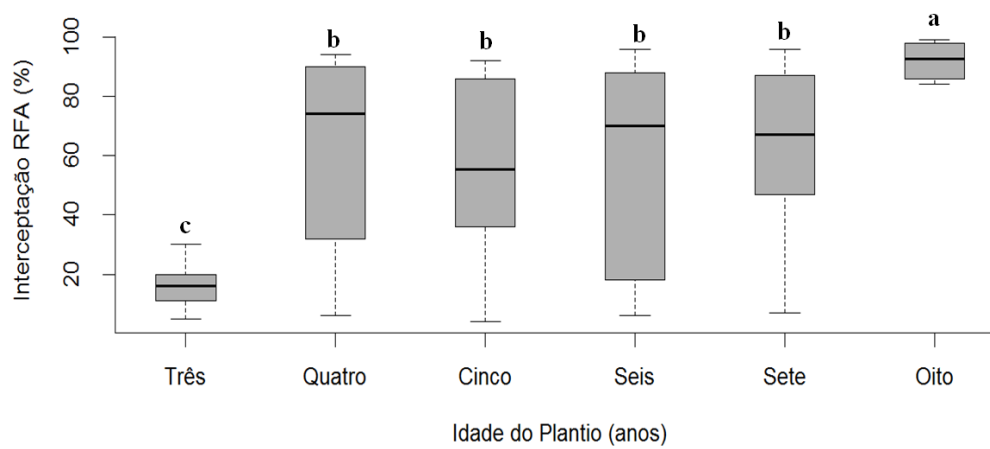


**ANEXO 3** - Resultados do teste de Rayleigh, indicando a época do ano ao redor da qual a produção de frutos ocorreu para a maioria dos indivíduos em cada espécie nos plantios de três anos, quatro, cinco, seis, sete e oito anos, o vetor (r), que mede a concentração em torno do ângulo médio, e a significância do ângulo médio (p). CP: *Cecropia pachystachya*; CM: *Citharexylum myrianthum*; CS: *Cordia superba*; DC: *Dendropanax cuneatus*; FG: *Ficus guaranitica*; IS: *Inga sessilis*; IV: *Inga vera*; MC: *Myrsine coriacea*; MU: *Myrsine umbellata*; PC: *Psidium cattleianum*; ST: *Schinus terebinthifolius*; SG: *Solanum granuloseprosum*.

Espécie	Três anos			Quatro anos			Cinco anos			Seis anos			Sete anos			Oito anos		
	Vetor r	p	Data média	Vetor r	p	Data média	Vetor r	p	Data média	Vetor r	p	Data média	Vetor r	p	Data média	Vetor r	p	Data média
CP	0,15	ns	-	0,12	ns	-	0,11	ns	-	0,15	<0,05	319	0,04	ns	-	0,09	ns	-
CM	-	-	-	-	-	-	0,93	<0,0001	jan	-	-	-	0,95	<0,0001	jan	1	<0,0001	fev
CS	0,28	ns	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FG	-	-	-	-	-	-	0,07	ns	-	0,32	ns	-	0,10	ns	-	-	-	-
IS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85	<0,0001	dez	-	-	-
IV	-	-	-	-	-	-	0,92	<0,0001	dez	0,69	<0,0001	jan	-	-	-	-	-	-
MC	-	-	-	-	-	-	0,87	<0,0001	nov	0,82	<0,0001	nov	-	-	-	-	-	-
MU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62	<0,0001	jan	0,81	<0,0001	jan
PC	-	-	-	-	-	-	0,42	<0,0001	jan	0,43	<0,01	jan	-	-	-	-	-	-
ST	0,87	<0,0001	mar	0,7	<0,0001	-	-	-	-	0,60	<0,0001	-	0,23	ns	-	0,80	<0,0001	-
SG	0,53	<0,0001	nov	0,36	<0,0001	set	0,19	ns	-	0,26	<0,05	-	0,22	<0,0001	nov	0,76	<0,0001	out



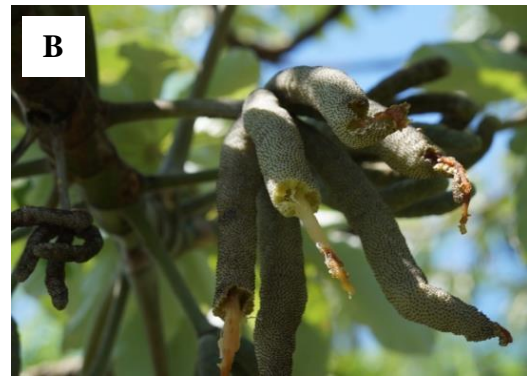
**ANEXO 4:** Medições de radiação fotossinteticamente ativa (RFA) utilizando ceptômetro AccuPar LP-80, tomadas para estimar a luz no ambiente nos plantios de três, quatro, cinco, seis, sete e oito anos. Para cada plantio as medidas foram tomadas em dez diferentes pontos, nas quatro direções em cada ponto. Foram tomadas medidas de RFA dentro dos plantios, e fora dos plantios, para cálculo do percentual de RFA interceptada pelo ambiente ( $1 - (\text{RFA sob a copa} / \text{RFA a pleno sol}) \times 100$ ). As medidas foram feitas a aproximadamente 1 m do nível do solo entre às 10h e às 14h.





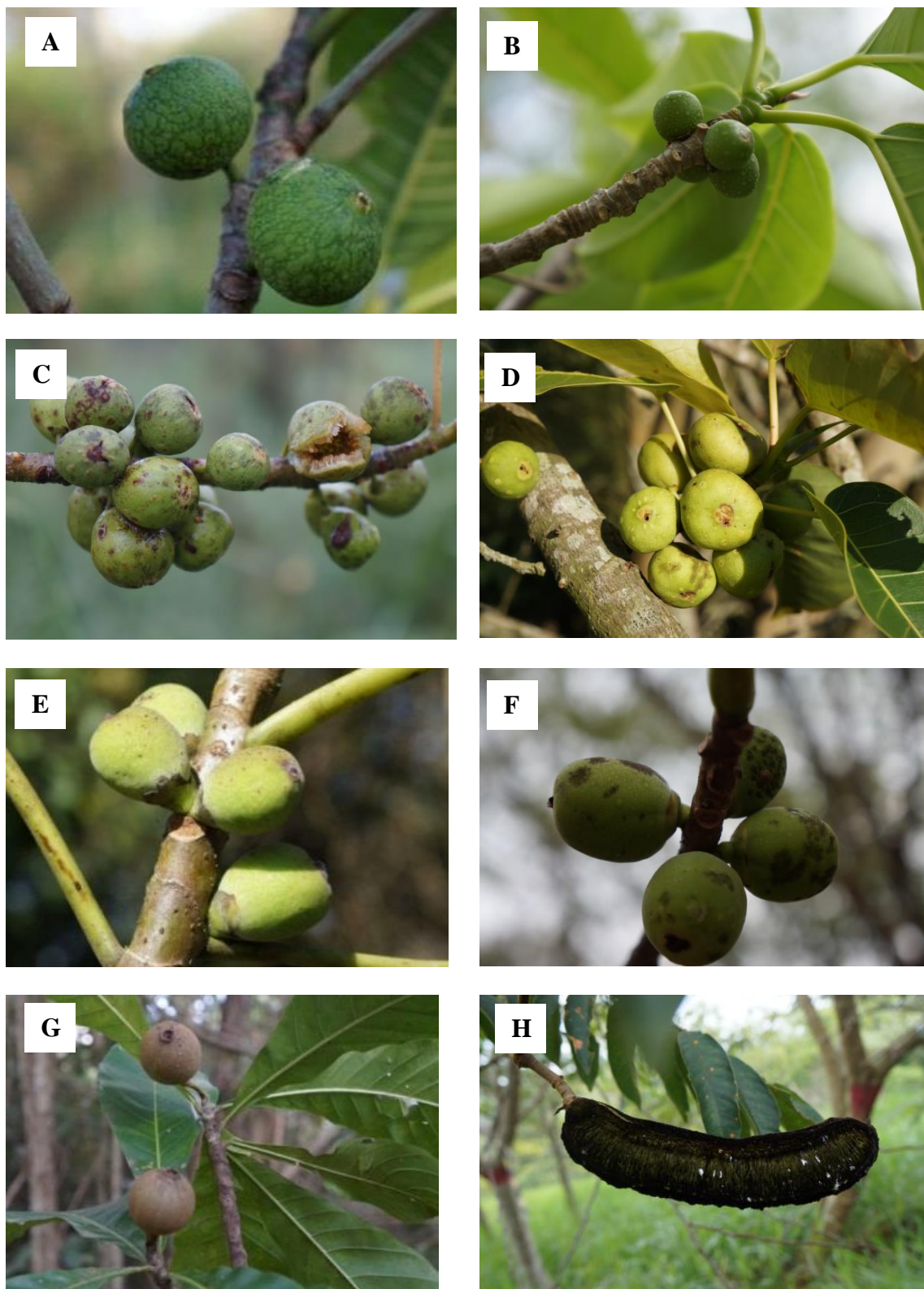


**ANEXO 6: Espécies estudadas em Itu/SP**

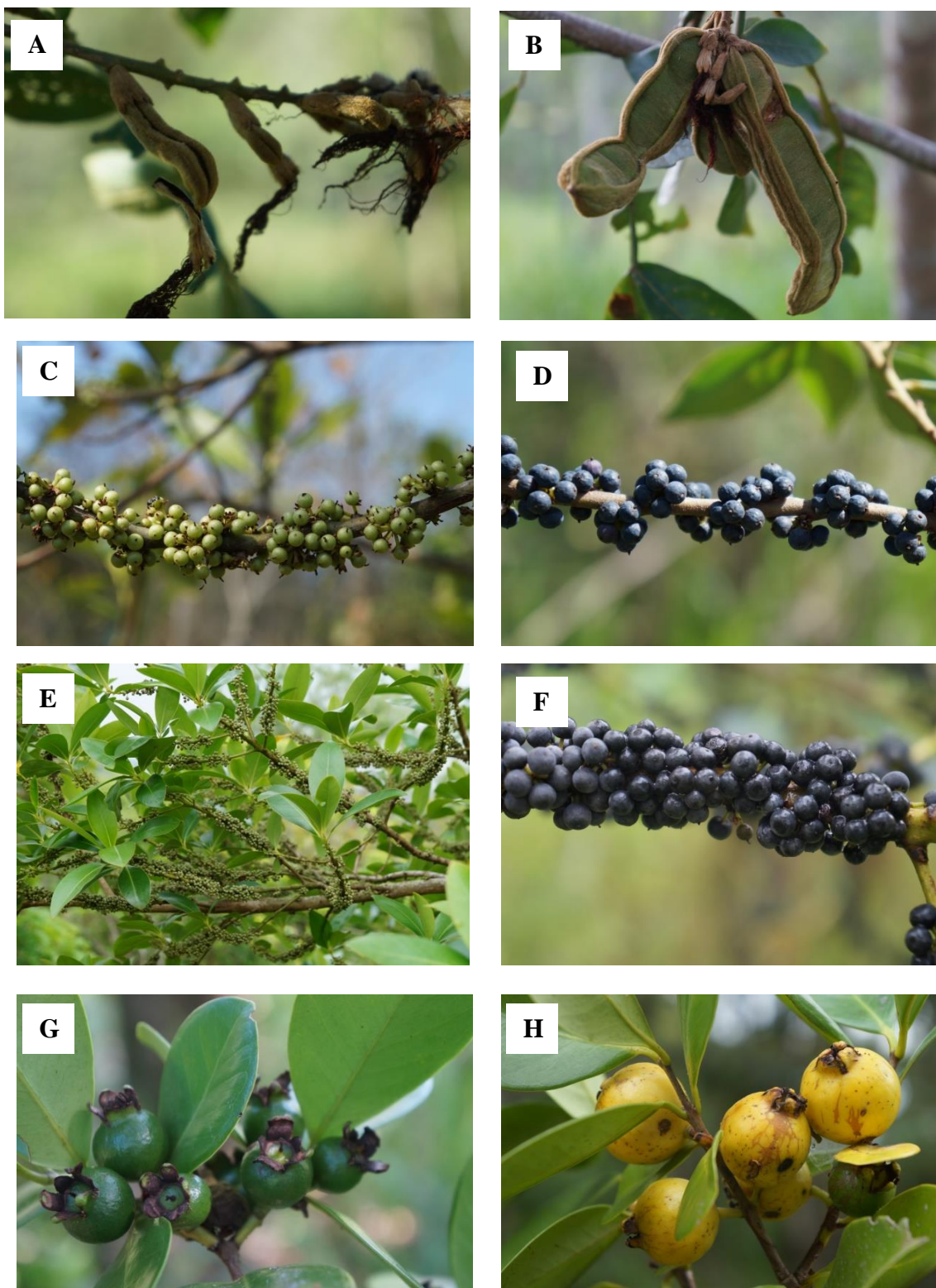


**Anexo 6.1:** Frutos imaturos e maduros das espécies marcadas em Itu/SP nos plantios de três a oito anos. A-) Frutos maduros de *Cecropia pachystachya*, B-) Frutos maduros e parcialmente consumidos de *Cecropia pachystachya*, C-) Frutos imaturos de *Citharexylum myrianthum*, D-) Frutos maduros de *Citharexylum myrianthum*, E-) Frutos imaturos de *Cordia superba* F-) Frutos maduros de *Cordia superba*, G-) Frutos imaturos de *Dendropanax cuneatus*, H-) Frutos maduros de *Dendropanax cuneatus*.



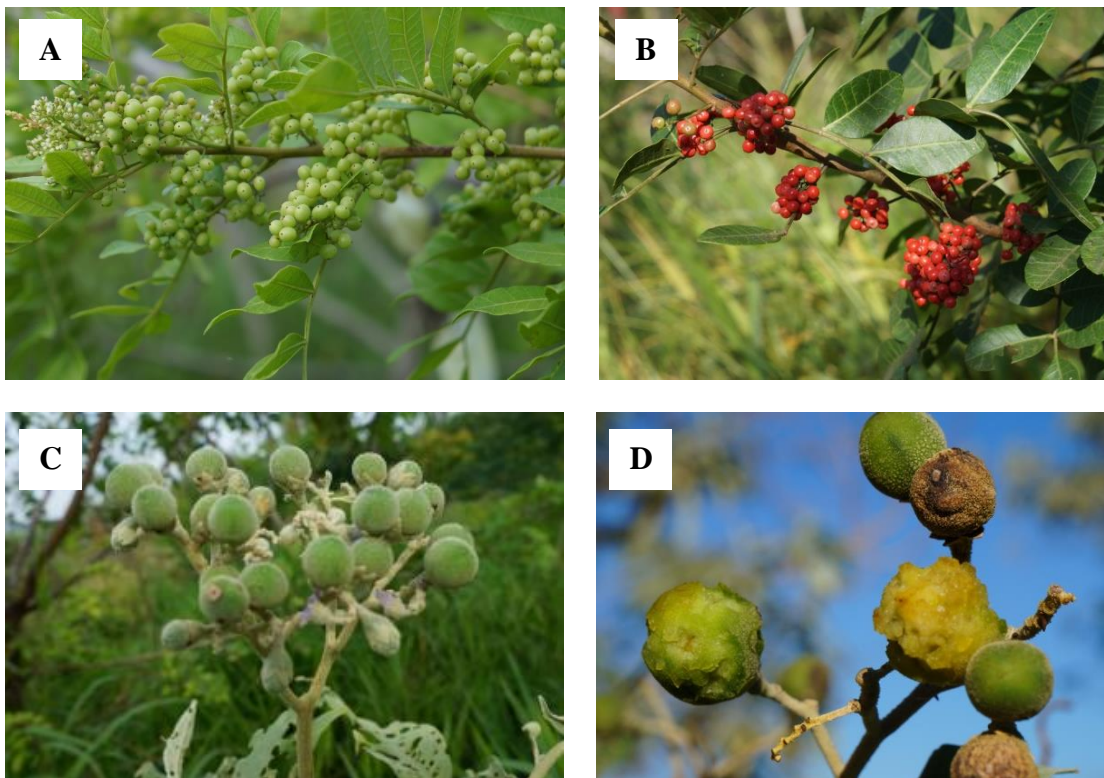


**Anexo 6.2:** Frutos imaturos e maduros das espécies marcadas em Itu/SP nos plantios de três a oito anos. A-) Frutos de *Ficus adhatodifolia*, B-) Frutos de *Ficus enormis*, C-) e D-) Frutos maduros de *Ficus guaranítica*, E-) Frutos de *Ficus luschnathiana*, F-) Frutos de *Ficus luschnathiana*, G-) Frutos imaturos de *Genipa americana*, H-) Frutos imaturos de *Inga sessilis*

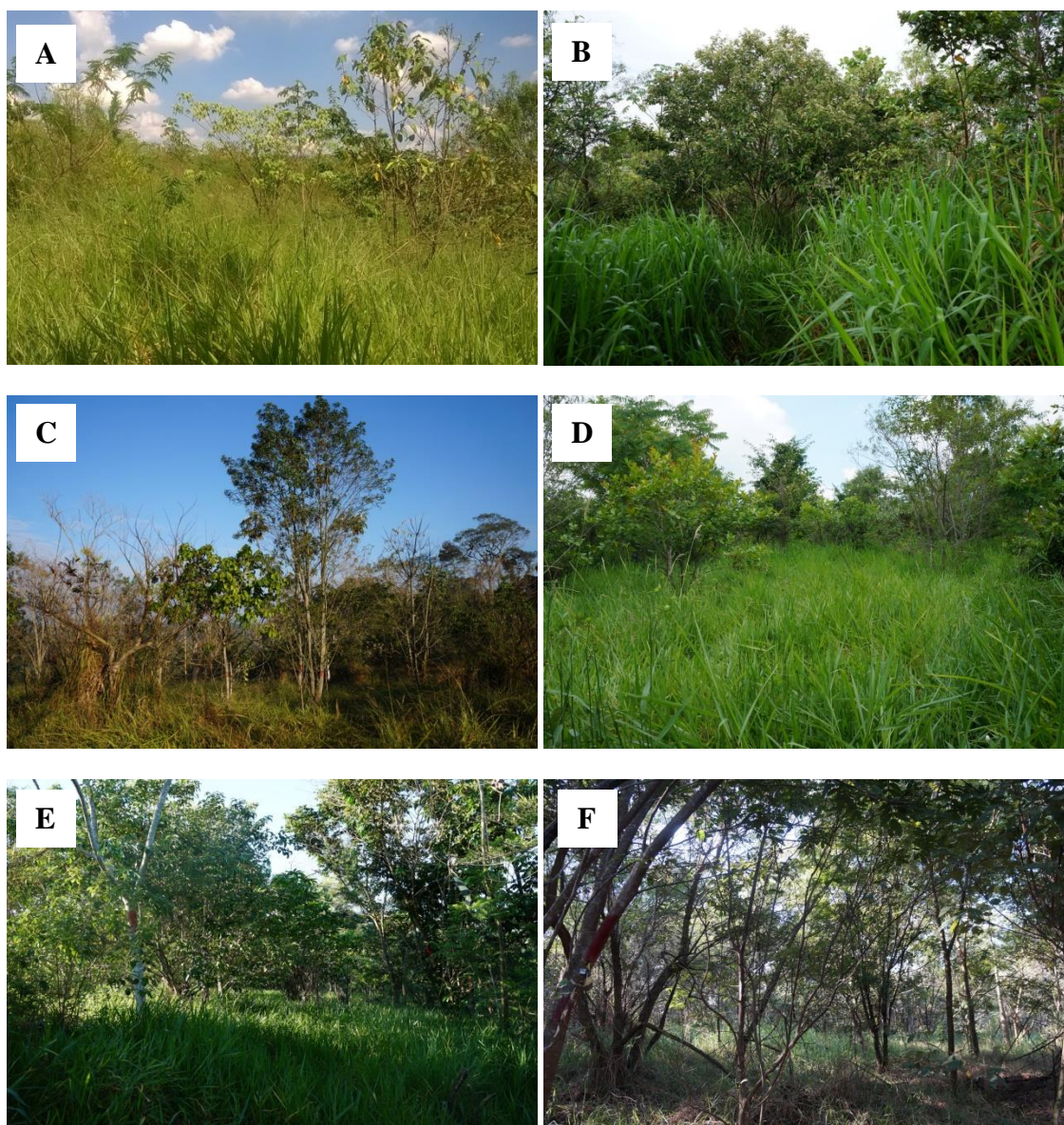


**Anexo 6.3:** Frutos imaturos e maduros das espécies marcadas em Itu/SP nos plantios de três a oito anos. A-) Frutos de *Inga vera*, B-) Frutos de *Inga vera*, C-) Frutos imaturos de *Myrsine coriacea*, D-) Frutos maduros de *Myrsine coriacea*, E-) Frutos imaturos de *Myrsine umbellata*, F-) Frutos maduros de *Myrsine umbellata*, G-) Frutos imaturos de *Psidium cattleianum*, H-) Frutos maduros de *Psidium cattleianum*.





**Anexo 6.4:** Frutos imaturos e maduros das espécies marcadas em Itu/SP nos plantios de três a oito anos. A-) Frutos imaturos de *Schinus terebinthifolius*, B-) Frutos maduros de *Schinus terebinthifolius*, C-) Frutos de *Solanum granuloseprosum*, D-) Frutos parcialmente consumidos de *Solanum granuloseprosum*.

**ANEXO 7: Plantios utilizados para o trabalho em Itu/SP**

**Anexo 7:** Plantios utilizados para o trabalho em Itu/SP. A-) Plantio de três anos, B-) Plantio de quatro anos, C-) Plantio de cinco anos, D-) Plantio de seis anos, E-) Plantio de sete anos, F-) Plantio de oito anos.



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A restauração florestal tem sido cada vez mais percebida como a tarefa de reestabelecer as interações ecológicas da floresta, não apenas sua estrutura ou sua composição de espécies como na floresta original. Em várias paisagens tropicais, as áreas degradadas estão, porém, seriamente comprometidas e atravessaram importantes limiares que tornam sua restauração um desafio que deve vencer barreiras impostas pela presença de gramíneas exóticas invasoras, a distância de fragmentos florestais remanescentes e a ausência de chuva de sementes.

Dessa forma, utilizar metodologias e selecionar espécies mais prováveis de auxiliar na retomada dos processos ecológicos pode ser uma medida eficaz de aumentar o sucesso da restauração florestal. Contudo, algumas espécies comumente utilizadas podem estar sendo selecionadas de forma equivocada por seu comportamento como sombreadora em algumas áreas em restauração e como provedora de recursos a dispersores de sementes em áreas de floresta. A seleção de espécies pode estar sendo feita com base em algumas generalizações nem sempre replicáveis.

Mostramos que existe uma grande variação na interceptação da luz pela copa entre as espécies arbóreas utilizadas para recobrimento do solo em plantios de restauração, além de diferenças entre as estações do ano e entre áreas em locais distintos. Uma espécie de recobrimento muitas vezes não é igualmente eficiente ao longo do tempo e em diferentes locais, e isso compromete os resultados finais dos plantios nas quais são empregadas. Embora não tenhamos encontrado uma característica única da arquitetura da copa capaz de prever com eficiência o quão boa uma espécie é como recobridora do solo, reforçamos que é importante que a capacidade de sombreamento do solo seja levada em consideração na seleção das recobridoras, e não apenas o tamanho da copa.

Além da característica recobridora, a oferta de frutos também é citada como importante para seleção de espécies para plantios de restauração. Entretanto, observamos que algumas espécies consideradas chave na natureza não produzem frutos em plantios jovens de restauração, enquanto que para a maioria das espécies com produção de frutos, a idade do plantio diminui o número de árvores com frutos e a intensidade da produção. Assim, as espécies zoocóricas utilizadas nos plantios também são bastante distintas nos padrões de produção de frutos, o que influencia seu papel como atrativa da fauna em plantios de restauração.

Das espécies avaliadas para as características de recobrimento do solo e oferta de frutos, são recomendadas como “framework species”, que reúnem características de recobrimento e alta produção de frutos *Schinus terebinthifolius* e *Solanum granuloseprosum*. Ambas tiveram

interceptação luminosa superior a 75% nas duas estações do ano e produção de frutos desde os três anos. *S. terebinthifolius* teve produção variando de anual a subanual, com duração de quatro a oito meses, e *S. granulosoleprosum* teve produção contínua com períodos de pico na maioria dos plantios avaliados. As espécies *Citharexylum myrianthum* e *Inga vera* não possuem atributos que as caracterizem como “framework species”. *C. myrianthum* teve grande variação na interceptação, de 89% na estação chuvosa para 44% na estação seca, e começou a produzir frutos aos cinco anos, com produção sazonal concentrada em dois meses, enquanto *I. vera* teve interceptação menor que 60% nas duas estações, e produção de frutos baixa e sazonal, a partir dos cinco anos.

A restauração pode, nos próximos anos e baseada na ecologia, construir novas bases conceituais apoiadas em novos conhecimentos experimentais, tornando-se cada vez mais exata e menos incerta. O conhecimento dos fatores que afetam o sombreamento do solo por espécies arbóreas, a fenologia reprodutiva das espécies zoocóricas e a compreensão de como as condições ambientais das áreas em restauração atuam sobre a produção e disponibilidade de frutos podem ajudar no planejamento de projetos futuros de restauração florestal, aumentando suas chances de reestabelecer a função ecológica dessas áreas.