



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA

RAÍSSA CORRÊA DE ANDRADE

AVALIAÇÃO DO SUB-BOSQUE DE MATAS CILIARES EM
RESTAURAÇÃO NO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO,
BRASIL

CAMPINAS

(2018)

RAÍSSA CORRÊA DE ANDRADE

**AVALIAÇÃO DO SUB-BOSQUE DE MATAS CILIARES EM
RESTAURAÇÃO NO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO,
BRASIL**

*Dissertação apresentada ao Instituto de
Biologia da Universidade Estadual de
Campinas como parte dos requisitos exigidos
para a obtenção do Título de Mestra em
Biologia Vegetal.*

ESTE ARQUIVO DIGITAL CORRESPONDE À
VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA
PELA ALUNA RAÍSSA CORRÊA DE ANDRADE E
ORIENTADA PELO RICARDO RIBEIRO
RODRIGUES.

Orientador: RICARDO RIBEIRO RODRIGUES

Co-Orientador: NATÁLIA MACEDO IVANAUSKAS

**CAMPINAS
(2018)**

Agência(s) de fomento e nº(s) de processo(s): CNPq, 131127/2016-0; CAPES

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Biologia
Mara Janaina de Oliveira - CRB 8/8972

An24a Andrade, Raíssa Corrêa de, 1993-
Avaliação do sub-bosque de matas ciliares em restauração no interior do estado de São Paulo, Brasil / Raíssa Corrêa de Andrade. – Campinas, SP : [s.n.], 2018.

Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues.
Coorientador: Natália Macedo Ivanauskas.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Restauração florestal. 2. Mata ciliar. 3. Monitoramento ambiental. I. Rodrigues, Ricardo Ribeiro. II. Ivanauskas, Natália Macedo. III. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. IV. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Understory assessment of riparian forests in process of restoration, São Paulo State, Brazil

Palavras-chave em inglês:

Forest restoration

Riparian forest

Environmental monitoring

Área de concentração: Biologia Vegetal

Titulação: Mestra em Biologia Vegetal

Banca examinadora:

Ricardo Ribeiro Rodrigues [Orientador]

Ingrid Koch

Fabiano Turini Farah

Data de defesa: 26-11-2018

Programa de Pós-Graduação: Biologia Vegetal

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Prof.(a). Dr.(a) Ingrid Koch

Dr. Fabiano Turini Farah

Os membros da Comissão Examinadora acima assinaram a Ata de Defesa, que se encontra no processo de vida acadêmica do aluno.

Dedicatória

À minha mãe, Neila, que sempre trabalhou pro meu estudo.

Dedico a você.

Obrigada!

Agradecimentos

A Deus e aos espíritos de luz que me acompanharam, meu maior agradecimento. Por terem permitido que eu chegasse até aqui e me mostrado que nem sempre as coisas saem como planejamos. E que isso pode ser bom também.

À minha família, que mesmo sem entender o que eu fui fazer tão longe, deu todo o apoio e suporte que eu precisei.

Ao CNPq e a Capes, pela bolsa de mestrado concedida.

Ao Prof. Ricardo Ribeiro Rodrigues, pela oportunidade, recepção, aulas, ensinamentos de botânica e infraestrutura do laboratório que me deu condições para que eu pudesse realizar essa pesquisa.

À Natália Macedo Ivanauskas, por toda a imensa ajuda em forma de co-orientação, pela paciência em ler e corrigir linha por linha dos meus escritos. Pelas idas à Piracicaba pra me ajudar nas identificações e pelo leva e trás de material para os especialistas. Meu muito obrigada, Thaty!

Aos especialistas das famílias botânicas que despenderam um pouquinho do seu tempo pra olhar minhas plantas, em especial: Karinne Valdemarin (“Ka”), Thiago Flores (“Hibisco”), Danilo Gissi, Renata Udulutsch e Vinícius Souza.

À Letícia Couto Garcia, por ter concedido os pontos das parcelas de Iracemápolis e Santa Bárbara.

À Rafaela Pereira Naves, pelo tempo dedicado às minhas análises estatísticas.

Aos meus amigos...e agora a lista é grande:

Aos amigos de Juiz de Fora, que estiveram presentes mesmo de longe e sempre me ajudaram da forma que puderam: Juliana (“Branca”) e os nossos 15 anos de amizade, Deborah e as aventuras no Rio de Janeiro e Flavinha, que me mostrou São Paulo pela primeira vez.

Aos amigos do Lerf, com os quais compartilhei muito riso e muita angústia: Thaís Diniz, Thaís Haddad, Anani, Cinthia, Láine, Sergito, Maria, Allan, Cris, Tati, Kiss e Débora. Obrigada pelo companheirismo e pelos “ragatanga” que a gente dançou por aí.

À Gi. Por tanta coisa. Pela amizade, sinceridade, caronas, churrascos, conselhos, cervejas, reembolsos e por todo tipo de ajuda que eu precisei. Foi como uma mãe pra mim em Pira, a quem eu sempre recorri e a quem eu sempre irei visitar. Ah, e que me acolheu na pós de Recursos Florestais como se eu fosse aluna da ESALQ.

À todos que me ajudaram em campo, por 1 hora ou por 10 dias: Marcela, Nani, Sergito, Thaís, Láine, Marcelo, Kiss e Maria. Em especial: à Maria, que botou o Uninho dela na roda, sujeito às mais drásticas situações do meu campo...brigada, Maria; à Kiss, que além de me acompanhar por altas temporadas me fez mais feliz nos meus campos com a sua risada e alto astral. Foi essencial sua alegria pra mim naquela época, Kiss; e ao Marcelo, meu companheiro de fim de campo, que me deu força e coragem pra terminar o interminável, além das conversas e sustos no meio do mato. Brigada demais, e, cara, um dia eu te compro um carro novo.

Às minhas “Ângelas”, Ka, Má e Tha, pelas nossas jantas e karaokês. Eu sinto uma falta da gente que não cabe nas teclas desse computador e, agora sim, meu olho encheu d’água. Eu espero realmente que, mesmo tomando caminhos diferentes, a gente consiga sempre se reunir pra falar besteira, comer torcida, beber cerveja ouvindo as músicas da Marcela e comer aquele rocambole com maionese de hortelã que ela faz. Junto com a farofa do Hibisco, claro! Amo demais vocês, meninas.

Ao meu querido, Luis Merloti. Pelo seu carinho, pela sua amizade, pela sua preocupação e pelos nossos rolês. Você foi muito mais que um amigo, foi um irmão, algo tão familiar pra mim que me faz ter certeza de que já estivemos juntos em outras vidas. E eu tenho certeza que ainda vamos “brindar muito hoje” nessa vida. Obrigada, meu bem, por tudo.

À república Biosfera, que me acolheu na época da minha pindaíba e permitiu que eu conhecesse pessoas maravilhosas. Em especial, ao Profeta, por ter me ajudado a segurar a barra quando eu tava quase enlouquecendo e pelos venenos que me faziam rir e esquecer da vida. Eu juro que eu vou fazer café pra você sempre que eu te visitar.

Ao Marcos, pela ajuda na UNICAMP e força pra defender esse mestrado.

À Michelle, pelas sessões de Reiki na ESALQ, e pelo ouvido amigo. Obrigada, flor.

À Filózinha, gata mais desengonçada e companheira que eu tive a alegria de conviver.

Por fim, a todos os que eu conheci ao longo desses dois anos e que hoje eu percebo ser a real razão pra eu ter despencado de Minas pra São Paulo. Foi por vocês, a minha família de Piracicaba. Obrigada!

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

*“(...) Não vai ser em vão
que fiz tantos planos de me enganar
como fiz enganos de me encontrar (...)”
("Sabia" - Chico Buarque de Hollanda)*

Resumo

A ciência e a prática da restauração ecológica vem crescendo nas últimas décadas, como uma medida mitigadora do histórico processo de degradação florestal nos trópicos. Por se tratar de uma ciência recente, no entanto, muito ainda se precisa esclarecer e aprimorar a respeito das técnicas empregadas, mas principalmente, do comportamento e evolução dessas áreas implantadas ao longo do tempo. Desse modo, o objetivo do presente estudo foi avaliar a trajetória de áreas em processo de restauração há mais de 10 anos e se esta indica a sustentabilidade futura dessas áreas, comparando-se a fragmentos de referencia da região. Foram selecionadas como objeto de estudo duas matas ciliares em restauração no interior de São Paulo, com idades de 18 e 27 anos, e dois fragmentos remanescentes na paisagem, sujeitos a fatores de degradação e em mesma matriz de uso do solo. Em todas as áreas foram obtidos indicadores relacionados à estrutura e diversidade de espécies e grupos funcionais presentes no sub-bosque, por se tratar de um estrato que se relaciona intimamente ao futuro dessas florestas. Partiu-se da premissa de que o restabelecimento dos descritores estudados indicaria uma evolução positiva para as áreas, rumo à sustentabilidade tal como os fragmentos de referencia. Indicadores relacionados à estrutura e diversidade de grupos funcionais nas áreas restauradas estão se restabelecendo com o tempo, seguindo o encontrado para os ecossistemas de referência avaliados. No entanto, no que tange à diversidade e composição de espécies, tanto arbóreas quanto não arbóreas, os padrões são muito distintos e a diversidade é ainda muito inferior nas florestas em restauração em relação aos ecossistemas de referência. Pode-se dizer que a trajetória das áreas avaliadas seguiu o esperado e, tomando como base os resultados, indica áreas sustentáveis no futuro, salvo algumas ações de manejo que devem ser implantadas em ambas. No entanto, o estudo reforçou a dúvida a respeito do que se deve realmente esperar da restauração, particularmente do retorno da composição original das espécies, em se tratando de áreas isoladas e em regiões fragmentadas como aquelas sob domínio da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Restauração florestal; Mata ciliar; Monitoramento ambiental.

Abstract

The science and practice of restoration ecology has been growing in the last decades as a mitigating measure of the historical process of forest degradation in the tropics. However, the improvement of the main techniques used over the last few years is extremely necessary to elucidate the behavior and evolution of the land during the restoration process. The objective of this study was to evaluate the trajectory of areas in process of restoration for over ten years and to compare them to reference fragments in the same region. Two riparian forests with ages of 18 and 27 years of implantation located in the interior of São Paulo state, Brazil, were selected for this study. As reference forests, two remaining forest fragments were selected from the same land use matrix and subjected to degradation factors over time. Structure and diversity of species and understory presence of functional groups indicators were obtained, since the understory layer represents the forest's future composition. The hypothesis tested were that the indicators would show a positive riparian forest development towards sustainability, as shown by the reference fragments. The results showed that functional groups and structure in the restored areas are reestablishing over time, following the pattern found in the reference ecosystems. The diversity and composition of species patterns are very distinct and restored areas diversity is lower than the reference fragment's diversity. Based on the trajectories presented, it is possible to say that the areas studied are likely to be sustainable in the future, if management actions are implemented in time. Nonetheless the study brought the doubt about expectations related to restoration actions, specifically about the return of the original species composition in isolated areas and in fragmented regions such as the Atlantic forest.

Keywords: Forest restoration; Riparian forest; Environmental assessment.

SUMÁRIO

Introdução geral.....	12
Revisão bibliográfica.....	14
Processos Sucessionais em Florestas Tropicais.....	14
Restauração Florestal.....	16
Avaliação e Monitoramento de Áreas em Restauração.....	19
Indicadores de Monitoramento e Avaliação.....	21
Ecossistemas de Referência.....	22
Hipótese e Objetivo.....	24
Hipótese.....	24
Objetivo.....	24
Materiais e Métodos.....	24
Áreas de estudo.....	24
Coleta dos dados.....	28
Análise dos dados.....	29
Resultados.....	33
Similaridade entre as áreas.....	33
Caracterização do sub-bosque compreendido pelas espécies arbustivo-arbóreas.....	36
Caracterização do sub-bosque compreendido pelas espécies não arbustivo-arbóreas.....	44
Discussão.....	48
Considerações Finais.....	60
Referências bibliográficas.....	62
Apêndice I: Características das quatro áreas de estudo.....	75
Apêndice II: Lista das espécies plantadas – Iracemápolis.....	76
Apêndice III: Lista das espécies levantadas para a região de Santa Bárbara D'Oeste.....	80
Apêndice IV: Lista florística das espécies e morfoespécies amostradas nas quatro áreas de estudo.....	82
Anexos.....	99

1. Introdução Geral

A restauração ecológica é tida como uma das soluções mais promissoras para a crise ambiental atual (ARONSON; ALEXANDER, 2013), com potencial de reverter o crescente processo de degradação nos trópicos (CHAZDON, 2008), bem como a perda dos importantes serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas (HOLL; AIDE, 2011).

De acordo com a *Society for Ecological Restoration* (SER), a restauração pode ser definida como o “processo de assistir a recuperação de um ecossistema que foi degradado, perturbado ou destruído” (SER, 2004), cujo principal objetivo é a criação de ecossistemas autossustentáveis e resilientes às perturbações (PAVLIK, 1996; URBANSKA et al., 1997; SER, 2004), através da recuperação dos processos ecológicos essenciais à manutenção dos ecossistemas (RODRIGUES et al., 2009; BELLOTTO et al., 2009).

No Brasil, a restauração da Mata Atlântica é ainda um dos maiores desafios, por conta da forte pressão antrópica exercida no bioma (PINTO et al., 2009). A região compreendida por este domínio abriga mais de 60% da população brasileira, além de possuir grandes extensões de solos férteis (PINTO et al., 2009).

Historicamente, a degradação da Mata Atlântica tem seu início há mais de 500 anos e se intensificou com a colonização europeia, a partir do início dos sucessivos ciclos de uso do solo no país (DEAN, 1996). O que resta hoje corresponde cerca de 12 – 16% da sua cobertura original, sendo essa porcentagem representada, em grande parte, por fragmentos menores que 50 ha e, muitas vezes, isolados na paisagem e sob fortes efeitos da matriz circundante (RIBEIRO et al., 2009). Sabe-se que a grande fragmentação e a perda de hábitat, como fruto da intensa pressão antrópica, são as principais causas da perda de biodiversidade do planeta (PRIMACK; RODRIGUES, 2001), gerando sérias consequências para a manutenção das espécies a longo prazo (GALINDO-LEAL; CAMARA, 2005; RIBEIRO et al., 2009; STEHMANN et al., 2009) e levando a um risco iminente de extinção das mesmas (MORELLATO; HADDAD, 2000). Trata-se de um cenário preocupante, tendo em vista o importante centro de diversidade mundial que a Mata Atlântica representa (MYERS et al., 2000; TABARELLI et al., 2010).

Dada a sua importância tanto para a conservação da biodiversidade quanto para a provisão de serviços ecossistêmicos (BENAYAS et al., 2009), altos investimentos têm sido feitos com o intuito de subsidiar programas de restauração em larga escala (BRANCALION et al., 2013). A nível nacional, alguns programas, como o “Pacto pela Restauração da Mata Atlântica”, que pretende restaurar 15 milhões de hectares até 2050 (CALMON et al., 2011) e

o “Projeto de Recuperação de Matas Ciliares” (WUETHRICH, 2007), que tem como meta reflorestar 1 milhão de ha de florestas ripárias da floresta atlântica úmida em São Paulo, foram criados, com especial enfoque na restauração das chamadas matas ciliares.

As formações ciliares referem-se às vegetações localizadas nas margens de cursos d’água e no entorno de nascentes (RODRIGUES; GANDOLFI, 2007), as quais, de acordo com a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP). As florestas ciliares, além de abrigarem elevada diversidade, desempenham importantes funções ambientais, tais como, proteção e manutenção das nascentes, filtro na retenção de sedimentos e elementos químicos, corredores ecológicos, etc. (RODRIGUES; GANDOLFI, 2007).

Além do financiamento e implantação de projetos de restauração, esses programas em larga escala objetivam, também, a avaliação e o monitoramento contínuo das áreas em que houve intervenção (VIANI et al., 2017). A avaliação e o monitoramento de áreas em processo de restauração são fundamentais para que se possa interferir a tempo na trajetória sucessional de uma área que, por determinado motivo, não esteja caminhando para a condição de autossustentabilidade desejada (BRANCALION, GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). É por meio da avaliação que se obtém informação a respeito do sucesso ou não das ações empregadas, fator crucial para justificar a inclusão da restauração na política de gestão dos recursos naturais, bem como para o desenvolvimento da ciência e da prática (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013).

Apesar da importância do tema, estudos focados nos resultados das ações de restauração a nível global tiveram um aumento considerável somente a partir da última década (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013). No Brasil, são grandes, ainda, as lacunas a serem preenchidas pelas pesquisas no sentido de se avaliar se o ecossistema, no decorrer da sua trajetória sucessional, segue o esperado para uma restauração de sucesso (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016). Assim, a presente pesquisa busca avaliar duas matas ciliares com diferentes idades de restauração, inseridas no interior do estado de São Paulo, Brasil, através de indicadores relacionados ao sub-bosque dessas áreas comparados aos de remanescentes naturais inseridos na paisagem e circundados por mesma matriz de uso agrícola (cana-de-açúcar), numa perspectiva de se identificar se as trajetórias seguem o padrão esperado, bem como se há necessidade de ações corretivas para a retificação destas.

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Processos Sucessionais em Florestas Tropicais

A sucessão natural é um fenômeno que se refere à mudança ao longo do tempo na estrutura e composição de espécies de uma comunidade após a ocorrência de algum tipo de distúrbio (PICKETT; CADENASSO 2005; CHAZDON, 2014).

Por muito tempo, acreditou-se que o processo sucessional ocorria de forma linear, de modo que as mudanças na estrutura, composição e fisionomia convergiam sempre em uma mesma comunidade final, ou comunidade clímax, sendo o clima o principal determinante dessa comunidade (CLEMENTS, 1916). Com a incorporação dos distúrbios e seus efeitos determinantes nas trajetórias das comunidades, as comunidades finais passaram a ser vistas como resultantes de diversos processos internos e externos, variáveis de acordo com seu histórico, os quais podiam resultar em comunidades finais distintas de um mesmo tipo vegetacional (GANDOLFI & RODRIGUES, 2007; RODRIGUES et al., 2009). Assim, em uma mesma região várias trajetórias são possíveis ao longo do processo sucessional, a depender dos distúrbios e variações nos processos intrínsecos a que estão submetidas as áreas, podendo levar a não somente um, mas a múltiplos estados finais alternativos (WALKER et al., 2010).

A sucessão é, em geral, muito lenta e para que ocorra são necessárias três causas principais (PICKETT; CADENASSO 2005): disponibilidade diferencial de sítios, de espécies e desempenho diferencial entre essas espécies. De acordo com esse modelo, é necessário que haja condições abióticas distintas e presença de diferentes espécies com comportamentos e exigências ecológicas diferenciais no local, de modo que elas possam se substituir ao longo do tempo. Essa substituição de indivíduos ao longo das gerações compreende um processo inerente a todos os estágios da sucessão chamado regeneração natural (CHAZDON, 2014). Dentre os processos necessários para que a regeneração ocorra está a produção de sementes viáveis, que engloba os demais processos de floração, polinização e formação das sementes, a dispersão das sementes, tanto pelo tempo quanto pelo espaço, a reprodução vegetativa, a germinação, o estabelecimento e, por fim, o crescimento dos indivíduos (GRUBB, 1977). A efetiva formação e manutenção de uma comunidade só se dará se seus indivíduos forem capazes de se reproduzir e deixar descendentes os quais poderão reiniciar o ciclo de vida da espécie na área (BRANCALION, GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Em se tratando de florestas tropicais, a substituição das espécies arbóreas segue um padrão geral de substituição de espécies de rápido crescimento e intolerantes à sombra por

espécies de crescimento mais lento e tolerantes à sombra (GANDOLFI, JOLY; RODRIGUES, 2007; CHAZDON, 2014). Essas características compõem os atributos funcionais das espécies, os quais descrevem a sua adaptação ao ambiente e, conseqüentemente, o seu comportamento diferencial numa comunidade (GÖTZENBERGER et al., 2012). Dentre as espécies intolerantes à sombra estão as pioneiras, capazes de tolerar condições abióticas mais severas, com ampla capacidade de colonização da área, possibilitando uma melhoria nas condições do solo e tornando possível a colonização por espécies tardias (CHAZDON, 2014). As espécies tardias, por sua vez, são menos tolerantes às condições de estresse do solo, mas toleram as condições de sombreamento que as pioneiras não são capazes (CHAZDON, 2014). Essas características funcionais, particulares de cada espécie, evoluíram conforme a necessidade de se ocupar diferentes ambientes que se formam em uma mesma floresta e permitir que ela se perpetue no tempo (CHAZDON, 2014).

Ao longo do processo sucessional nos trópicos, aspectos da estrutura da vegetação, tais como densidade e área basal, tendem a mudar mais rapidamente do que a composição de espécies (CHAZDON, 2008; LETCHER; CHAZDON, 2009). A recuperação da biodiversidade local, o que inclui a diversidade de espécies e formas de vida, vai depender majoritariamente da paisagem circundante e da dispersão contínua de sementes de outras espécies presentes nos fragmentos próximos (CHAZDON et al. 2009). Segundo Ewel & Bigelow (1996), nas fases iniciais da sucessão, as primeiras formas de vida a dominar são as árvores pioneiras e secundárias iniciais, os arbustos heliófilos, as gramíneas, as herbáceas de folhas grandes e as trepadeiras herbáceas e lenhosas. As lianas são mais abundantes durante os estágios iniciais da sucessão, porém, quando em desequilíbrio podem afetar negativamente o desenvolvimento de espécies arbóreas (PUTZ, 2004). Com o decorrer da sucessão, o sub-bosque torna-se mais sombreado e úmido, favorecendo a colonização de espécies tolerantes à sombra, pertencentes às demais formas de crescimento vegetal existentes (CHAZDON, 2014). De modo geral, a diversidade taxonômica e estrutural da vegetação tende a aumentar durante a sucessão, com mais formas de vida à medida que a floresta se torna mais madura (CHAZDON, 2014). Ainda assim, todas essas alterações estão sempre sujeitas aos fatores aleatórios que atuaram e/ou atuarão no local, como o tipo de distúrbio, paisagem circundante, clima e interações bióticas, os quais trazem imprevisibilidade às trajetórias sucessionais (CHAZDON, 2014).

O processo sucessional é geralmente lento e, muitas vezes, não é possível esperar que uma área se recupere por meio de seus próprios processos naturais. Nesse sentido, a

restauração dessas áreas é uma alternativa para que se promova o rápido restabelecimento da biodiversidade e serviços ambientais prestados pelas florestas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

2.2. Restauração Florestal

O planejamento e a prática da restauração florestal estão intimamente relacionados à compreensão dos processos sucessionais (PALMER; AMBROSE; POFF, 1997; KAGEYAMA; CASTRO, 1989). Atualmente, a restauração tem o seu enfoque muito mais na reconstrução das interações de uma comunidade do que na construção de uma fisionomia florestal, simplesmente (RODRIGUES; GANDOLFI, 2007; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Os processos sucessionais tornaram-se centrais à prática da restauração, de modo que qualquer tentativa de se restaurar uma comunidade alterada configura-se como uma tentativa de manipular seus processos sucessionais naturais (PALMER; AMBROSE; POFF, 1997). Dessa forma, o objetivo é intervir no sentido de acelerar a taxa de sucessão natural de uma área degradada, possibilitando que esta retome sua trajetória, convertendo-se gradualmente em uma comunidade florestal nativa, com níveis cada vez mais elevados de composição, estrutura e funcionamento tais como aqueles encontrados em florestas maduras (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A preocupação da restauração ecológica, portanto, passou a ser a obtenção de ecossistemas funcionais (PICKETT; CADENASSO, 2005), não necessariamente criando réplicas dos ecossistemas existentes originalmente (EHRENFELD, 2000), mas sim, oferecendo condições para que os mesmos sigam uma trajetória que resulte numa comunidade sustentável, capaz de se auto manter a despeito das variações do ambiente (DAVIS; RICHARDSON, 1995; WHITE; WALKER, 1997). Dentro dessa perspectiva, passam a ser aceitas, para uma mesma condição ambiental, o restabelecimento de diferentes comunidades finais funcionais, cada qual com suas particularidades florísticas e fitossociológicas (PICKETT; CADENASSO, 2005).

A restauração envolve superar as barreiras específicas que impedem a regeneração natural de uma área (REY-BENAYAS; BULLOCK; NEWTON, 2008). Essas barreiras podem ser classificadas em quatro categorias gerais: solo empobrecido por conta da erosão e, conseqüentemente, perda da camada superficial; pouca colonização de espécies devido à limitação de dispersão; dominância de ervas daninhas e gramíneas invasoras; e condições microclimáticas alteradas (GRISCOM; ASHTON, 2011).

O início do processo de restauração de uma área consiste basicamente em converter um hábitat aberto em um hábitat sombreado, que tornará as condições do ambiente mais amenas, fornecendo um microclima favorável aos processos de germinação, estabelecimento e desenvolvimento de propágulos de outras espécies nativas e desfavorável à colonização por espécies indesejadas, tais como gramíneas invasoras (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005). Vários métodos podem ser empregados para desencadear esse processo, o que irá depender do estado de degradação da área, o seu uso prévio, seu potencial de regeneração natural, a proximidade com fragmentos florestais na região e dos recursos financeiros disponíveis (HOLL; AIDE, 2011; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Seja qual for o método, o preceito deve ser de que a floresta em construção deve ser capaz de persistir no tempo, fazendo e refazendo o seu dossel continuamente tal como uma floresta madura e conservando a biodiversidade característica da região (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Nos casos em que se constata a inviabilidade de se manejar os processos ecológicos da área (quando, por exemplo, não há regeneração no local e o banco de sementes foi destruído), faz-se necessário implantar uma comunidade inicial para que esta catalise os processos ecológicos que criarão uma floresta inicial (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Para isso, diferentes estratégias podem ser utilizadas como, por exemplo, o uso de espécies pionieras e não pioneiras, espécies de recobrimento e de diversidade (RODRIGUES et al., 2009), as chamadas *nurse plants* (PADILLA; PUGNAIRE, 2006) e o uso de *framework species* (BLAKESLEY et al., 2002). Essas abordagens tem o objetivo de restabelecer a estrutura florestal utilizando-se dos atributos funcionais das espécies empregadas, ou seja, de características que as permitem desempenhar dado papel na comunidade.

Nesse sentido, as espécies iniciais da sucessão são imprescindíveis ao estabelecimento inicial de uma comunidade, pois seus atributos favorecem seu rápido crescimento, bem como a sua ampla dispersão pela área (TURNER, 2001; CHAZDON, 2014). Essas espécies, portanto, facilitam o desencadeamento dos processos ecológicos na área de modo que seja criada uma primeira fisionomia florestal e um primeiro dossel capaz de persistir até que espécies tardias e outras formas de vida sejam recrutadas do próprio banco de sementes ou colonizem o local dando continuidade ao processo de sucessão (SIQUEIRA, 2002). O recrutamento de outras formas de vida é fundamental para a criação de um hábitat semelhante às florestas tropicais (KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003; SOUZA;

BATISTA, 2004) bem como para a recuperação da biodiversidade característica dessas florestas. As espécies zoocóricas também são importantes nesse sentido, pois, ao oferecer alimento para a fauna, permitem que os dispersores locais retonem à área, aumentando as chances de colonização por outras espécies vegetais advindas do entorno (LINDELL, et al., 2012).

Muitas vezes, principalmente em situações de elevado grau de fragmentação, a colonização esperada por outras espécies ao longo do processo de restauração de um local não ocorre (HOLL, 1999; HOLL, 2007). Isto porque, ou as áreas são demasiadamente isoladas, distantes de fragmentos que poderiam servir como fonte e sem dispersores que possam garantir o fluxo biológico entre elas (HOLL, 2007), ou, mais ainda, porque as estratégias empregadas podem não ter sido as mais apropriadas para determinada condição ambiental (HOLL, 2016). Nessas situações, utilizar uma alta diversidade de espécies típicas da região na implantação inicial do projeto pode ser uma maneira de se garantir o sucesso da restauração, ao se plantar essas espécies que, de outra forma, dificilmente estariam presentes na área (WUETHRICH, 2007; RODRIGUES et al., 2009). Por outro lado, não somente a quantidade, mas os atributos das espécies a serem utilizadas devem ser levados em conta, uma vez que características como zoocoria, particularmente entre espécies pioneiras, podem ter um importante papel no desencadeamento de processos ecológicos em áreas nas quais houve intervenção (VIANI et al., 2015).

No Brasil, os plantios são comumente realizados a partir de um mix de espécies pioneiras e não pioneiras, estas em maior número de espécies, de forma a garantir o desenvolvimento da estrutura florestal e, também, o aumento da diversidade funcional em longo prazo (NAVE; RODRIGUES, 2007). A alta diversidade funcional, além de característica de florestas biodiversas, garante o seu funcionamento pleno, uma vez que quanto maior o número de espécies que desempenham a mesma função ecológica, ou seja, que possuem os mesmos tipos de atributos, maior a garantia da permanência dessa função frente às variações naturais do ambiente (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Em outras palavras, a perda de uma ou outra espécie que desempenha determinado papel não afetaria as propriedades do ecossistema por conta do efeito compensatório desempenhado pelas espécies remanescentes (DIAZ; CABIDO, 2001).

Independente do método empregado, o sucesso das propostas de restauração está baseado, a princípio, no restabelecimento da flora regional, arbórea e não arbórea, e dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução e manutenção de uma comunidade

funcional (ENGEL; PARROTA, 2003). Desse modo, o acompanhamento ou monitoramento do desenvolvimento das florestas restauradas torna-se essencial para que se possa implementar medidas corretivas, intervindo a tempo na trajetória de uma área que, por algum motivo, não esteja seguindo o esperado (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

2.3. Avaliação e Monitoramento de Áreas em Restauração

Em razão do pouco tempo de desenvolvimento da ciência da restauração bem como a extensão temporal em que os processos ecológicos ocorrem, pouco se sabe ainda a respeito das efetividades das ações de restauração, não só no Brasil, mas no mundo (SUDING, 2011). Em revisão sobre o tema, Wortley, Hero & Howes (2013) observaram que estudos relacionados aos resultados das implantações começaram a tomar maior proporção somente a partir da última década. Estes autores também observaram que a maioria desses estudos contemplam áreas com mais de 5 anos, o que demonstra uma crescente preocupação em se avaliar os efeitos ao longo de uma escala de tempo maior.

Recentemente foi proposto um modelo teórico para o processo de restauração em florestas tropicais segundo o qual a efetiva restauração de uma dada área ocorreria ao longo de três fases distintas, denominadas estruturação, consolidação e maturação (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015) (Figura 1). A fase de estruturação corresponde ao surgimento de uma fisionomia florestal no local degradado, com a formação de um primeiro dossel. Em seguida tem-se a fase de consolidação, na qual as árvores do dossel iniciam seu processo de senescência e começam a morrer, ao mesmo tempo em que as chamadas secundárias iniciais, já presentes no sub-bosque, crescem e ocupam o espaço deixado pelas copas das pioneiras que morreram, formando, então, um novo dossel. A transição entre essas duas fases é um ponto crítico, pois envolve a morte assincrônica das espécies do dossel em tempo hábil para a sua substituição pelas pioneiras e secundárias em desenvolvimento no sub-bosque. Por fim, na fase de maturação, espera-se que ocorra uma lenta acumulação de espécies arbóreas e de outras formas de crescimento vegetal, pertencentes a diferentes grupos funcionais, além de outros componentes como a fauna, biomassa e matéria orgânica. Trata-se da fase mais longa, e, muitas vezes, sem um fim definido, na qual o dossel é caracterizado por um mosaico dinâmico dominado por espécies clímaxes, mas também com a presença de pioneiras e secundárias iniciais (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A duração temporal de cada uma das fases é variável, dependendo do estado de degradação anterior da área, do clima, das condições do solo, das espécies já presentes e mesmo aquelas introduzidas, além do tipo de intervenção empregado (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Assim, dependendo das condições, dos fatores e processos ecológicos atuantes, uma área em processo de restauração pode passar pelas três fases descritas, seguindo uma trajetória favorável, ou seja, em direção à sua sustentabilidade futura, ou seguir uma trajetória desfavorável, estagnando ou retornando às condições anteriores de degradação, o que caracteriza o insucesso das ações de restauração (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

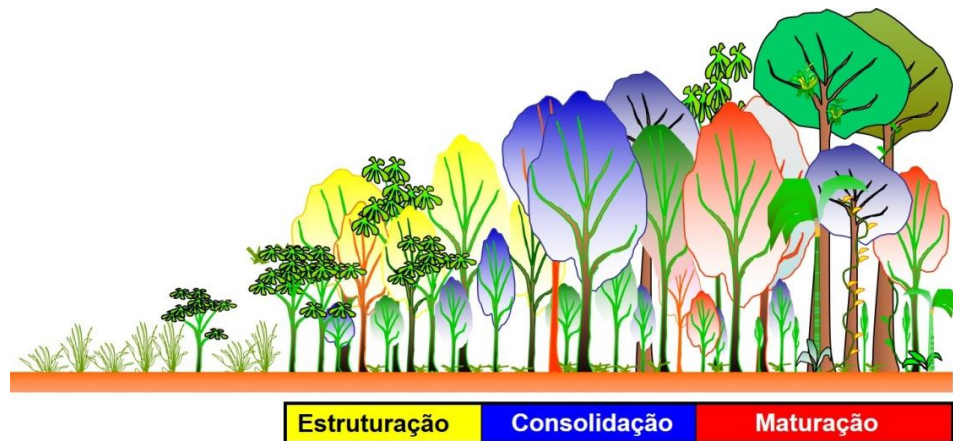


Figura 1 - Esquema ilustrativo das três fases do processo de restauração que uma área deve passar para que a restauração seja bem-sucedida (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

O monitoramento é a única forma de se investigar o caminho que uma dada área em processo de restauração está tomando a partir da mensuração periódica de indicadores ou variáveis ambientais nas áreas com o objetivo de avaliar, dentre outras demandas, a sua trajetória ecológica (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009). Um monitoramento de qualidade começa na escolha de bons indicadores ecológicos (DALE; BEYELER, 2001), os quais devem ser de fácil aplicação e representar a recuperação da biodiversidade, dos processos intrínsecos aos ecossistemas e dos serviços ecossistêmicos que se obtém a partir das intervenções (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005a, 2005b; SUDING, 2011).

A partir dos indicadores obtidos é possível compará-los aos de fragmentos da região, o que consiste na avaliação das áreas em restauração (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010).

2.3.1. Indicadores de Monitoramento e Avaliação

Para que um ecossistema seja de fato considerado restaurado, é necessário não somente a estruturação de uma floresta, mas também que alguns atributos-chave tenham sido restabelecidos (SER, 2004). A *Sociedade de Restauração Ecológica* define 9 atributos que devem ser a base para as ferramentas de avaliação/monitoramento, sendo eles:

- Conjunto característico de espécies que ocorrem nos ecossistemas de referência;
- Composição majoritariamente por espécies nativas;
- Presença de todos os grupos funcionais necessários ao desenvolvimento e estabilidade da comunidade; ou capacidade destes estarem presentes;
- Ambiente capaz de sustentar populações reprodutivas das espécies fundamentais à estabilidade do ecossistema;
- Ecossistema restaurado sem sinais de disfunção;
- Integração do ecossistema restaurado com a matriz por meio da qual há fluxos abióticos e bióticos;
- Ameaças advindas da matriz eliminadas ou reduzidas;
- Ecossistema restaurado resiliente;
- Ecossistema restaurado com potencial de persistir indefinidamente tal como um ecossistema de referência, mesmo com as variações naturais da biodiversidade.

Esses atributos constituem-se como parâmetros relacionados à composição, estrutura e funcionamento das comunidades vegetais e, portanto, precisam ser transformados em indicadores. Indicadores são variáveis cuja finalidade é medir alterações em um fenômeno ou processo do ecossistema, e que, posteriormente podem ser comparados entre áreas em restauração e ecossistemas utilizados como referência (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010). Quanto aos tipos de indicadores, são reconhecidos dois tipos: os indicadores da fase de implantação e pós-implantação, os quais permitem diagnosticar falhas ou desvios nas trajetórias logo após a implantação e os indicadores de vegetação formada, que avaliam a trajetória ecológica da

vegetação quando esta já se encontra estruturada (VIANI et al., 2017). Compõe os indicadores de trajetória ecológica, por exemplo, a densidade, riqueza, presença de outras formas de vida a regeneração natural de espécies colonizadoras (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; VIANI et al., 2017). A escolha de indicadores apropriados, que forneçam informações sobre a trajetória seguida pelas áreas em restauração, é essencial para que seja possível determinar se a restauração foi ou não bem-sucedida (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005a; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

A regeneração natural presente no sub-bosque configura-se como um dos descritores mais eficientes para avaliação do sucesso das iniciativas de restauração, pois, além da possibilidade de ser descrita em termos de estrutura e diversidade, reflete processos inerentes à dinâmica sucessional, tais como floração, frutificação, dispersão, recrutamento do banco de sementes, germinação e colonização, os quais são essenciais para a manutenção das florestas (SILVA, 2003; BARBOSA; PIZO, 2006; JORDANO et al., 2006). A regeneração natural como indicador pode fornecer informações a respeito da trajetória ecológica e, conseqüentemente, da recuperação da resiliência das áreas antes degradadas (SUGANUMA; DURIGAN, 2015), uma vez que a presença de espécies não plantadas, tanto arbóreas quanto pertencentes às outras formas de crescimento vegetal no sub-bosque, evidencia a atuação de importantes processos ecológicos nessas áreas, bem como a sua capacidade de resgate da fauna local (RIBEIRO et al., 2015), o que é de suma importância para a garantia da sustentabilidade das comunidades restauradas (SILVA, 2003; JORDANO et al., 2006).

2.3.2. Ecossistemas de Referência

O sucesso é visto como uma mudança em direção a um ecossistema funcional existente, mais do que um afastamento do estado de degradação (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013), e, sendo assim, para que se possa estimar o nível de sucesso dos esforços de restauração, é necessário que os indicadores avaliados nas áreas restauradas sejam comparados àqueles encontrados em ecossistemas utilizados como áreas de referência (WHITE; WALKER, 1997; SER, 2004; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005). Apesar da sua importância, grande parte dos estudos relacionados não utilizam quaisquer referência, e, quando utilizam, estas se configuram como áreas controle, nas quais não houve intervenção (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013).

Ecossistemas de referência são aqueles que ocorrem na mesma região e sob o mesmo domínio fitogeográfico e constituem-se a base tanto para a implantação de um projeto

quanto para a avaliação de um (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). A vegetação remanescente constitui a memória ecológica do local e é de grande importância, pois reflete os legados biológicos da região, representando as espécies presentes anteriormente na paisagem. É com base na referência que se pode esperar o tipo de funcionamento e estrutura que uma área em processo de restauração deverá apresentar (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Todavia, a referência não é mais entendida como um sinônimo de cópia (EHRENFELD, 2000), mas sim, uma alusão ao que os ecossistemas restaurados deveriam parecer (WHITE; WALKER, 1997). Tal como ocorre nos remanescentes naturais utilizados como referência, as áreas em restauração estão sujeitas às condições ambientais e aos distúrbios que interferirão em suas trajetórias e moldarão a sua comunidade final (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Assim, para que uma restauração seja considerada bem-sucedida, é necessário que os valores obtidos indiquem que os processos ecológicos relacionados à manutenção e evolução da comunidade estão sendo restabelecidos e, que, com o tempo, podem se aproximar daqueles observados nas áreas de referência (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

A escolha do ecossistema a ser usado como comparação é alvo de constantes debates na área (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013). Recomenda-se que a referência seja pertencente à mesma formação vegetal, esteja próxima ao projeto de restauração, exposta aos mesmos distúrbios e, ainda, dada a variação natural existente, seja constituída por mais de um ecossistema (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005). Em uma abordagem mais realista, Brancalion, Rodrigues & Gandolfi (2015) recomendam que, considerando o fato de que várias trajetórias alternativas são possíveis, a escolha do ecossistema de referência deve ser feita levando em conta o mosaico de remanescentes que ocorrem na área, considerando-se, no monitoramento, diferentes trajetórias de degradação e regeneração. Na prática, isso implica que devem ser incluídos como referência aqueles pequenos fragmentos submetidos a efeitos de borda, com sinais claros de degradação, os quais, além de representarem possíveis estados alternativos que as áreas em restauração podem atingir no futuro, configuram-se como metas mais factíveis, que podem ser atingidas num espaço de tempo razoável (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

3. Hipótese e Objetivo

3.1. Hipótese

Espera-se que, com o desenvolvimento das comunidades em restauração, haja um aumento na complexidade da estrutura da comunidade e na composição de espécies, as quais tendem a se aproximar dos valores observados em áreas de referência. Ao mesmo tempo, espera-se que haja um incremento da oferta de recursos para a fauna, promovendo maior colonização de espécies pertencentes às diferentes formas de crescimento vegetal e, conseqüentemente, maior diversificação dos grupos funcionais nas áreas em restauração.

Assim, a hipótese a ser testada neste estudo é a de que as áreas em processo de restauração, passados 18 e 27 anos desde as implantações, apresentam trajetórias favoráveis, com vistas à sustentabilidade tal como os ecossistemas de referência.

3.2. Objetivo

Verificar se duas áreas em restauração florestal, com idades de 27 e 18 anos, estão seguindo uma trajetória esperada para uma comunidade relativamente estável ou autossustentável, ou seja, se com o tempo a estrutura e a composição de espécies do sub-bosque, considerando todos os hábitos de crescimento, estão se aproximando dos parâmetros observados em remanescentes florestais inseridos na região e em mesma matriz de uso do solo (ecossistemas de referência).

4. Materiais e Métodos

4.1. Áreas de estudo

O estudo foi realizado em quatro áreas localizadas no interior do estado de São Paulo, sendo duas delas em processo de restauração, com idades de 27 e 18 anos (Iracem e Stabar), e dois fragmentos florestais (Corum 1 e Corum 2) presentes na paisagem há mais de 65 anos e em mesma matriz agrícola (cana-de-açúcar), representando os ecossistemas de referência (Figura 2).

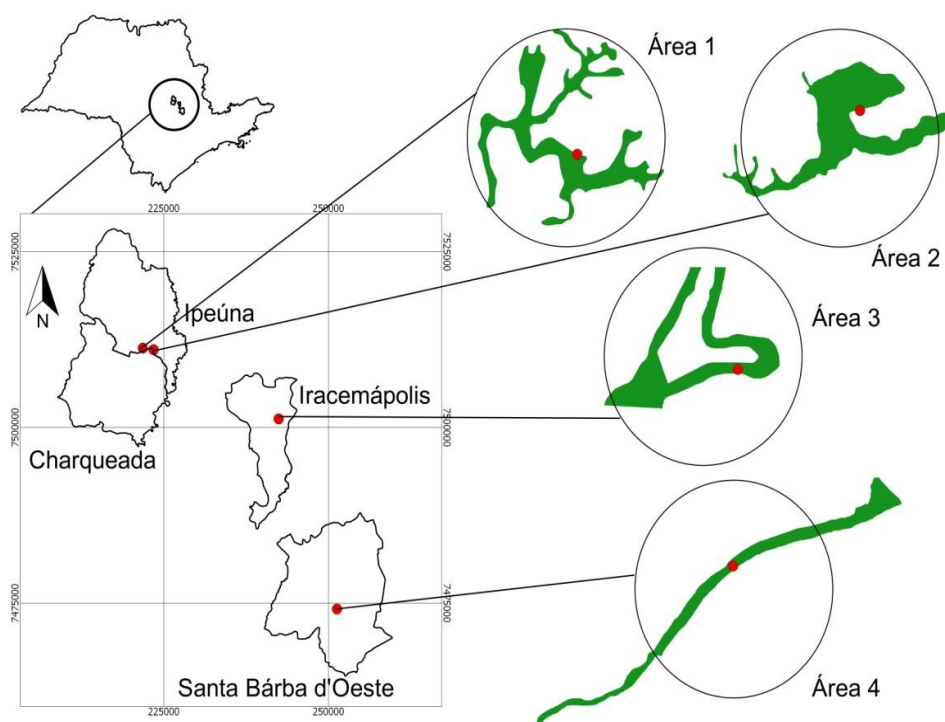


Figura 2 – Localização das quatro áreas de estudo. Área 1 = Corumbataí 1 (Corum 1); Área 2 = Corumbataí 2 (Corum 2); Área 3 = Iracemápolis (Iracem) ; Área 4 = Santa Bárbara d'Oeste (Stabar).

As áreas em restauração (Figura 3) caracterizam-se por faixas ciliares implantadas ao redor de reservatórios de abastecimento de água dos municípios de Iracemápolis e Santa Bárbara d'Oeste. Ambas as áreas eram utilizadas para cultivo de cana-de-açúcar e, para a sua restauração, foi realizado o plantio de mudas com alta diversidade de espécies arbóreas (>70 espécies), baseado em levantamentos prévios da vegetação de remanescentes próximos (GARCIA, 2012). Para a escolha das espécies, foi dada preferência para aquelas nativas pertencentes à Floresta Estacional Semidecidual, todavia, também foram utilizadas algumas espécies exóticas (GARCIA, 2012). Na área localizada em Iracemápolis foram plantadas 140 espécies numa faixa de 50 m no entorno do reservatório de água da cidade e numa faixa de 30 m na margem do Ribeirão Cachoeirinha, formador do reservatório (RODRIGUES; LEITÃO FILHO; CRESTANA, 1992). Atualmente, a área de preservação permanente tem seu entorno composto pelo plantio, pela cultura de cana-de-açúcar e pelo reservatório. Já em Santa Bárbara, foram plantadas cerca de 70 espécies ao longo de 12 km de margem de uma represa de captação de água do município (Represa São Luis). Para esta área não foi possível saber quais foram as espécies efetivamente plantadas, mas a maioria delas consta na lista elaborada previamente nos levantamentos florísticos e fitossociológicos da área. O local é circundado

por talhões de cana-de-açúcar e distante de outros fragmentos florestais. A lista de espécies utilizadas/tomadas como base para ambos os plantios consta nos Apêndices II e III.

Os fragmentos florestais de referência (Figura 3) estão localizados na bacia do rio Corumbataí, na região da sub-bacia do Baixo Corumbataí (VALENTE, 2001), pertencente à bacia do rio Piracicaba, localizada no centro-leste do estado de São Paulo (VIEIRA, 2005). A área compreendida pela bacia era, em sua maior parte, coberta por Floresta Estacional Semidecidual e também por áreas menores de Savana (KOFFLER, 1993 apud VALENTE, 2001). Ao longo do histórico de degradação, a área foi alvo de diversos usos, dentre eles, cultura de cana-de-açúcar, cafeeira, pastagens e, mais recentemente, fruticultura e reflorestamentos comerciais (CEAPLA, 2011). Segundo Vettorazzi et al. (2000), as pastagens e a cana-de-açúcar eram as culturas predominantes na área, e, atualmente, as áreas de cultivo de cana-de-açúcar ocupam a maior parte da bacia (VALENTE, 2005).

Os fragmentos selecionados para o estudo caracterizam-se por remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, com alguns sinais de degradação, inseridos em paisagem altamente fragmentada (Figura 4). Pouco se pode dizer a respeito da idade desses fragmentos, mas sabe-se que já se encontravam na paisagem há 53 anos. Segundo Manguiera (2012), apresentam regeneração bastante diversificada com capacidade para permitir que os mesmos avancem em suas trajetórias sucessionais. A escolha desses fragmentos obedeceu aos critérios mínimos desejáveis para um ecossistema de referência, ou seja, ambos pertencem ao mesmo tipo vegetacional que as áreas em restauração, mesma matriz de uso do solo (cana-de-açúcar), mesmo clima e tipo de solo semelhantes. Apesar de não levadas em consideração as diferenças de cada fragmento, cabe salientar que Corumbataí 1 é menor em tamanho, apresenta um relevo mais íngreme e sinais de degradação mais intensos que Corumbataí 2, que é consideravelmente maior, mais plano e visivelmente menos degradado que o primeiro.

Com relação ao grau de isolamento, o reflorestamento localizado em Santa Bárbara d'Oeste é mais isolado, totalmente circundado por talhões de cana-de-açúcar, enquanto a área localizada em Iracemápolis possui um fragmento florestal adjacente, que, em levantamento fitossociológico anterior encontrava-se altamente degradado (CASTANHO, 2009). Já os fragmentos de referência distam cerca de 3 km entre si e estão próximos a outros fragmentos na paisagem, mas ainda assim em paisagem altamente fragmentada (MANGUEIRA, 2012).

Não foi possível obter réplicas para o estudo dada a dificuldade em se encontrar áreas na paisagem que pudessem ser equivalentes, ou seja, áreas em restauração próximas, com mesma idade e mesmo tipo de intervenção. Conforme já apontado por Michener (1997), áreas em restauração com métodos similares e mesmas condições ambientais muitas vezes não existem, um fator que impede a replicação desses estudos. Buscou-se minimizar esse problema selecionando áreas relativamente próximas na paisagem, com solos similares e sob influência do mesmo tipo climático (verões chuvosos e inverno seco). O Apêndice I traz uma síntese das características das quatro áreas estudadas.



Figura 3 – Vista das áreas em restauração (a = Iracemápolis; b = Santa Bárbara) e dos fragmentos utilizados como referência (c = Corumbataí 1; d = Corumbataí 2).



Figura 4 - Vista de parte da região compreendida pela Bacia do Corumbataí, onde se inserem os fragmentos estudados, em matriz de cana-de-açúcar.

4.2. Coleta dos dados

Foram selecionados 2,5 ha de cada área para a alocação das parcelas, conforme delineamento empregado por Garcia (2012) em estudo prévio nas duas áreas em restauração. Para a amostragem, em cada área foram estabelecidas aleatoriamente 30 parcelas nas dimensões de 10 x 10 m, dentro das quais foram sorteadas 5 sub-parcelas de 1 m² para o levantamento do sub-bosque (Figura 5). A amostragem foi realizada da seguinte maneira: foram tomadas as medidas de DAS (diâmetro a altura do solo) e altura (até o ápice da última folha) de todos os indivíduos arbóreos juvenis, pequenas árvores e arbustos que obedeceram ao critério de inclusão pré-estabelecido ($1 \leq \text{DAS} < 5 \text{ cm}$; $h > 30 \text{ cm}$) e feitas coletas de ramos para posterior identificação; para os indivíduos pertencentes às demais formas de crescimento (ervas, subarbustos, bambus e trepadeiras) foram tomados os valores de cobertura de espécie de acordo com as classes de cobertura de Braun-Blanquet, onde: classe 1 = 5%; classe 2 = 25%; classe 3 = 50%; classe 4 = 75% e classe 5 = 100% (MÜELLER-DOMBOIS; ELLEMBERG 2002). Por meio desse método é possível estimar a projeção vertical da área ocupada por cada espécie, representada em termos de porcentagem da sub-parcela (MÜELLER-DOMBOIS; ELLEMBERG 2002). Da mesma forma que para os indivíduos arbustivo-arbóreos, foram feitas coletas de cada espécie amostrada das demais formas vegetais para a identificação. Optou-se pela obtenção da cobertura ao invés da densidade pelo

fato de que a primeira pode ser avaliada para qualquer forma vegetal, ao contrário da densidade (PORTO, 2008). Não foram consideradas as epífitas na amostragem e as espécies de palmeiras foram amostradas como ervas por se tratarem de indivíduos juvenis, portanto, de hábito herbáceo.

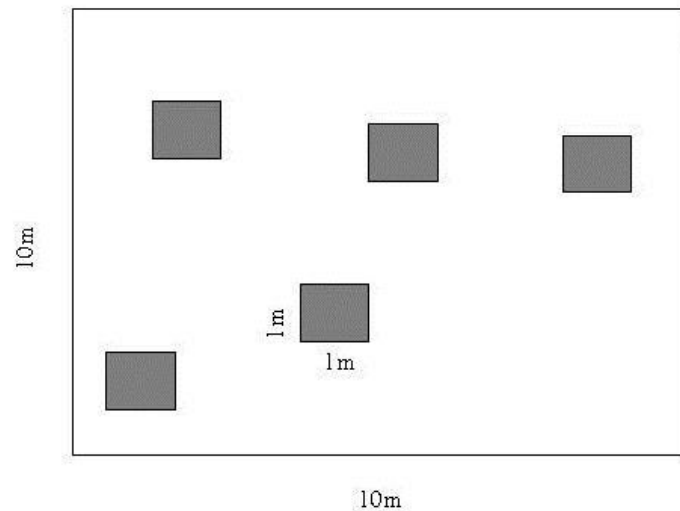


Figura 5 - Representação esquemática das parcelas de 10 x 10 m contendo 5 sub-parcelas de 1 x 1 m nas quais foram amostrados os indivíduos arbustivo-arbóreos ($1 \leq \text{DAS} < 5 \text{ cm}$; $h > 30 \text{ cm}$) e as demais formas de vida nas quatro áreas do estudo.

4.3. Análise dos dados

Os indivíduos foram identificados por meio de consultas a especialistas, bibliografias específicas e também pela comparação com material disponível em herbários (físicos e virtuais). Para aqueles identificados a nível de espécie, foi feita a sua classificação quanto ao hábito de crescimento, a partir das informações disponíveis na Lista de Espécies da Flora do Brasil (FORZZA et al., 2020). Posteriormente, as espécies foram classificadas em nativas e exóticas. Foi adotado o conceito de espécie nativa sugerido por Moro et al. (2012), o qual considera nativas espécies que ocorrem naturalmente em dado local, seja porque ali evoluíram ou se dispersaram sem interferência humana e, desse modo, foram consideradas nativas as espécies que ocorrem naturalmente na Floresta Estacional Semidecidual do estado de São Paulo. Da lista de nativas, foram ainda destacadas as espécies consideradas ameaçadas de extinção, segundo: (i) Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo (RESOLUÇÃO SMA Nº 057, 2016), (ii) Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção (PORTARIA MMA Nº 443, 2014) e (iii) Lista

Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção Globalmente (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN, 2015).

Foram consideradas espécies exóticas, ou aquelas que não ocorreriam naturalmente em dada região não fosse o seu transporte pelo ser humano (MORO et al., 2012), as espécies provenientes de outro país ou de ocorrência restrita a outra tipologia vegetal que não a Floresta Estacional Semidecidual do estado de São Paulo. As exóticas foram ainda classificadas em invasoras segundo as informações disponíveis na base de dados nacional de espécies exóticas invasoras (INVASIVE INFORMATION NETWORK – I3N Brasil, 2015) e no compêndio de espécies exóticas invasoras (INVASIVE SPECIES COMPEDIUM – CABI, 2017).

Para a classificação nos diferentes grupos funcionais, os indivíduos arbustivo-arbóreos nativos foram classificados, conforme a sua espécie, nas seguintes categorias de status sucessional, baseado nos conceitos aplicados por Brancalion, Gandolfi & Rodrigues (2015):

- Pioneiras (P): Espécies intolerantes à sombra que, em geral, apresentam reprodução precoce (que se inicia com 6 meses ou 1 ano de idade) e ciclo de vida curto (menor que 20 anos, em geral).
- Não-pioneiras (NP): Compreendido pelas secundárias, clímaxes de dossel e clímaxes de sub-bosque. As secundárias são aquelas tolerantes à sombra, com capacidade de germinar e crescer sob o sol ou sombra, mas que apresentam crescimento em altura mais acelerado nos primeiros anos de vida. Entram em reprodução com cerca de 10 anos e possuem ciclos de vida em torno de 40 anos. As clímaxes de dossel representam aquelas tolerantes à sombra, mas que, geralmente, apresentam crescimento inicial muito lento. São mais exigentes em sombra, podendo alcançar idades muito maiores que as secundárias e atingindo 100 anos de idade. Já as clímaxes de sub-bosque (SB) são aquelas que crescem lentamente e possuem vida longa, mas não chegam a alcançar o dossel. Apresentam, usualmente, altura inferior a 10 m e dominam os estratos inferiores das florestas, em termos de densidade. Por representarem as espécies que são residentes no sub-bosque, neste trabalho elas foram classificadas à parte.
- Não-classificadas (NC): Espécies para as quais não foi possível obter informações sobre sua classificação sucessional.

Para a distribuição das espécies nos grupos descritos foram feitas adaptações das classificações anteriores das mesmas nos estudos publicados por Gandolfi (1991, 2000) e por

meio das informações contidas na lista de espécies indicadas para a restauração ecológica no estado de São Paulo (BARBOSA et al., 2015). A classificação quanto à síndrome de dispersão foi feita para estes indivíduos segundo as categorias definidas por Van Der Pijl (1982), a saber: zoocóricas e não zoocóricas (anemocóricas e autocóricas), segundo lista publicada por Barbosa et al. (2015).

Para verificar se as áreas seguem ou não uma trajetória favorável, foram selecionados indicadores (variáveis-resposta) e definidos os métodos de obtenção de cada um, por meio do ambiente estatístico R (R.CORETEAM, 2018), conforme se segue:

i. Similaridade: Expressa o grau em que as áreas são semelhantes no que se refere às espécies presentes (composição florística). Foi obtido o número de espécies total e exclusivas de cada área, considerando todos os hábitos de crescimento avaliados. Foi calculado o índice de similaridade de Jaccard que indica a proporção de espécies compartilhadas entre duas amostras em relação ao total de espécies, levando em conta a presença/ausência das espécies e, a partir deste, foi elaborada uma matriz triangular de similaridade entre as áreas. O índice considera similares as comunidades que atingem valores acima de 0.25 (MUELLER – DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), obtido segundo a fórmula abaixo:

$$J = \frac{S_{com}}{S}$$

J = Índice de Jaccard, onde:

S_{com} é o número em comum nas duas amostras

S é o total de espécies no conjunto de amostras

ii. Riqueza de espécies: Representa o número de espécies em determinada área, servindo como uma medida direta da diversidade de uma comunidade. Para as arbustivo-arbóreas foi obtido o número de espécies nativas e exóticas observadas no sub-bosque de cada área. Para as áreas em restauração, foi obtido também o número de espécies regenerantes provenientes de dispersão que não constavam na lista de plantio inicial, bem como sua porcentagem em comparação aos regenerantes plantados. A comparação da riqueza entre áreas em restauração e fragmentos florestais foi feita por meio de curvas de rarefação de

espécies de cada área. Para as demais formas de vida foi obtido apenas o número de espécies e a sua distribuição em cada hábito em função da maioria constar como morfoespécies.

iii. Indivíduos invasores: Para os indivíduos arbustivo-arbóreos exóticos foram obtidas as proporções daqueles classificados como invasores em cada área.

iv. Diversidade de espécies: Combina a riqueza com a densidade de indivíduos nas amostras por meio de índices de diversidade (MELO, 2008). Foi calculado o índice de diversidade de Shannon (H') para os indivíduos arbustivo-arbóreos, o qual se baseia no número de espécies e na sua abundância em cada amostra, conforme a fórmula abaixo, e construído um ranking de abundância das espécies para cada área. O gráfico de ranking das abundâncias é uma abordagem visual para a distribuição de abundância das espécies e traz informações sobre a organização de cada comunidade (NAVES, 2017). Para que fosse possível a construção do ranking dos demais hábitos de crescimento, foi utilizada a cobertura das espécies ao invés do número de indivíduos. A cobertura foi obtida por meio da substituição dos valores de cobertura das espécies por sub-parcela de 1 m² pela porcentagem correspondente e posterior cálculo da cobertura em m² de cada espécie nas áreas.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i$$

$$p_i = n_i/N$$

H' = Índice de diversidade de Shannon, onde:

p_i é a abundância relativa (proporção) da espécie i na amostra

n_i é o número de indivíduos da espécie i

N é o número de indivíduos total da amostra

v. Densidade de regenerantes: A densidade refere-se ao número de indivíduos arbustivo-arbóreos do conjunto de espécies que compõe a comunidade vegetal por unidade de superfície (hectare). Foram obtidas as médias dos valores e, como não houve normalidade dos resíduos nem homocedasticidade, pressupostos da ANOVA, foi feito um teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para a comparação do indicador entre as áreas.

vi. N° de espécies de maior valor de importância (VI): Representado, neste estudo, pelo número de espécies que, juntas, perfazem 100% do valor de importância total da comunidade. Para o cálculo do valor de importância, foram construídas tabelas fitossociológicas para cada área com os parâmetros absolutos e relativos de densidade, dominância e frequência dos indivíduos arbustivo-arbóreos de cada área. O VI para essas espécies foi calculado a partir dos parâmetros densidade, dominância e frequência relativa que, juntos, somam 300% do total de espécies de cada área. Foram, então, contabilizadas somente as espécies que somam 100%. Para as demais formas de vida, os parâmetros absolutos e relativos de densidade foram substituídos na tabela por cobertura absoluta e relativa e, para o cálculo do valor de importância dessas espécies, foram somadas a cobertura relativa com a frequência da espécie, como proposto por Muller & Waechter (2001). Da mesma forma que para as arbustivo-arbóreas, foram contabilizadas somente as espécies que somam 100% do índice.

vii. Grupos funcionais (arbustivo-arbóreas): Representa a distribuição das espécies bem como indivíduos entre os grupos funcionais relacionados ao status sucessional das espécies e à sua síndrome de dispersão. Foram obtidas as proporções de espécies e de indivíduos pertencentes a cada categoria mencionada em cada área.

viii. Cobertura por outros hábitos de crescimento: Representa a colonização pelas demais formas de crescimento (ervas, subarbustos, trepadeiras e bambus) em cada área. Foram calculadas as médias e a proporção de cobertura para cada área e, como não houve normalidade dos resíduos, um dos pressupostos da ANOVA, foi feito um teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para a comparação do indicador entre as áreas.

5. Resultados

5.1. Similaridade florística

Foram amostradas 382 espécies, distribuídas em 68 famílias nas quatro áreas de estudo (Apêndice IV). Considerando todas as formas de vida, apenas *Guarea macrophylla*, *Oeceocladis maculata* e *Arecaceae* 1 foram comuns às quatro áreas. Outras 13 espécies ocorreram em pelo menos três áreas, sendo cinco delas arbustivo-arbóreas (*Casearia sylvestris*, *Cestrum mariquitense*, *Eugenia florida*, *Piper* cf. *gaudichaudianum*, *Piptadenia*

gonoacantha e *Trichilia pallida*) e sete trepadeiras, para as quais não foi possível obter a identificação no nível de espécie. A maioria das espécies amostradas foi exclusiva de cada área (Tabela 1), até mesmo se considerados fragmentos e áreas em restauração separadamente (Figuras 6 e 7).

Tabela 1 – Riqueza total e número de espécies exclusivas entre as quatro áreas avaliadas, considerando todas as formas de vida.

	Áreas			
	Corum 1	Corum 2	Iracem	Stabar
Riqueza total	128	114	65	75
Exclusivas*	68	66	43	46

* registradas somente nessa localidade

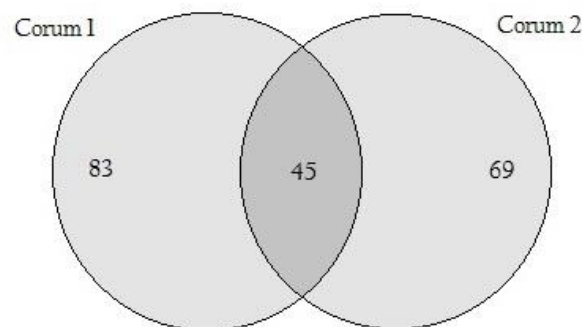


Figura 6 – Diagrama de Venn das espécies exclusivas e compartilhadas entre os fragmentos de referência, considerando todas as formas de crescimento.

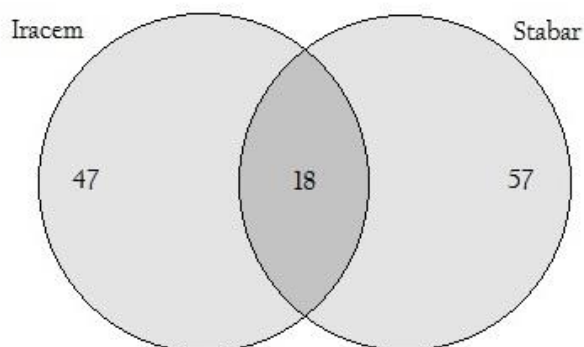


Figura 7 - Diagrama de Venn das espécies exclusivas e compartilhadas entre as áreas em restauração, considerando todas as formas de crescimento.

De modo geral, as áreas em restauração não são similares aos ecossistemas de referência e estes são mais similares entre si do que àquelas em restauração (tabelas 2 e 3), para ambos os componentes avaliados (arbóreos e não arbóreos). Das áreas em restauração, a mais similar aos fragmentos foi Iracemópolis, embora não tenha atingido o valor em que se consideram similares duas comunidades.

Tabela 2 – Matriz triangular de similaridade das espécies arbustivo-arbóreas baseada no índice de Jaccard entre as quatro áreas avaliadas. O destaque (negrito) refere-se à maior similaridade obtida.

	Corum 1	Corum 2	Iracem
Corum 1			
Corum 2	0.24		
Iracem	0.11	0.04	
Stabar	0.09	0.04	0.16

Tabela 3 - Matriz triangular de similaridade das espécies não arbustivo-arbóreas (ervas, subarbustos, trepadeiras e bambus) baseada no índice de Jaccard entre as quatro áreas avaliadas. O destaque (negrito) refere-se à maior similaridade obtida.

	Corum 1	Corum 2	Iracem
Corum 1			
Corum 2	0.20		
Iracem	0.07	0.07	
Stabar	0.09	0.08	0.13

5.2. Caracterização do sub-bosque compreendido pelas espécies arbustivo-arbóreas

Nativas e exóticas

As espécies nativas foram predominantes nas áreas em restauração, tal como nos fragmentos de referência (tabela 4). No entanto, em se tratando de indivíduos, mais da metade daqueles amostrados em Iracemópolis é ainda de origem exótica por conta do plantio dessas espécies na implantação da área.

Tabela 4 – Espécies arbustivo-arbóreas amostradas nas quatro áreas avaliadas. Obs.: as espécies para as quais não foi possível a identificação a nível de espécie foram contabilizadas no total. S = riqueza de espécies; N = nº de indivíduos.

Parâmetro	Áreas							
	Corum 1		Corum 2		Iracem		Stabar	
	S	N	S	N	S	N	S	N
Nativas	47	156	43	156	23	181	23	157
Exóticas	0	0	0	9	9	242	2	2
Ameaçadas*	2	3	2	6	0	0	0	0
Total	48	157	46	162	39	431	27	162

* escala global, nacional e/ou estadual

Espécies não plantadas registradas nas áreas em restauração

Árvores e arbustos não plantados nas áreas em restauração totalizaram 18 espécies, indicando um fluxo de propágulos entre essas áreas e a matriz. Tratam-se de espécies nativas, a grande maioria, zoocóricas e não-pioneiras, o que é um indicador positivo no que se refere à atração de polinizadores e à colonização por espécies regionais e mais tardias, algumas típicas de sub-bosque (Tabela 5). Além disso, 8 dessas espécies foram também encontradas nos fragmentos de referência. No entanto, como indicador negativo, algumas exóticas advindas provavelmente do entorno também foram observadas nas duas áreas, tais como *Murraya paniculata* e *Psidium guajava*.

Tabela 5 – Espécies arbustivo-arbóreas não plantadas amostradas nas áreas em restauração avaliadas e presença (P) das mesmas nos fragmentos de referência. SS = status sucessional (P = pioneira; NP = não-pioneira; SB = não-pioneira de sub-bosque; NC = não classificada); SD = síndrome de dispersão (ZOO = zoocórica).

Espécie	SS	SD	Iracem	Stabar	Corum 1	Corum 2
<i>Casearia gossypiosperma</i>	NP	ZOO	x		P	-
<i>Casearia sylvestris</i>	NP	ZOO		x	P	-
<i>Cestrum mariquitense</i>	NC	ZOO	x	x	P	-
<i>Cupania vernalis</i>	NP	ZOO	x		-	-
<i>Endlicheria paniculata</i>	NP	ZOO		x	P	-
<i>Erythroxylum</i> cf. <i>pulchrum</i>	NP	ZOO	x		-	-
<i>Eugenia florida</i>	SB	ZOO	x		P	P
<i>Eugenia uniflora</i>	SB	ZOO	x		-	-
<i>Guarea macrophylla</i>	NP	ZOO		x	P	P
<i>Heliocarpus popayanensis</i>	P	NZOO		x	-	-
<i>Murraya paniculata</i> ¹	NC	NC	x		-	-
<i>Piper</i> cf. <i>gaudichaudianum</i>	NP	ZOO	x	x	P	-
<i>Piptocarpha selowii</i>	NC	NC		x	-	-
<i>Psidium guajava</i> ¹	P	ZOO		x	-	-
<i>Psychotria carthagenensis</i>	SB	ZOO		x	-	-
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	NC	NZOO		x	-	-
<i>Styrax pohlii</i>	P	ZOO	x		-	-
<i>Trichilia pallida</i>	SB	ZOO		x	P	P

¹ espécie exótica

Apesar da presença de novas espécies, a maior parte dos regenerantes amostrados nas duas áreas em restauração pertence a espécies que foram utilizadas no plantio inicial, tanto em número de espécies quanto em número de indivíduos (Figura 8).

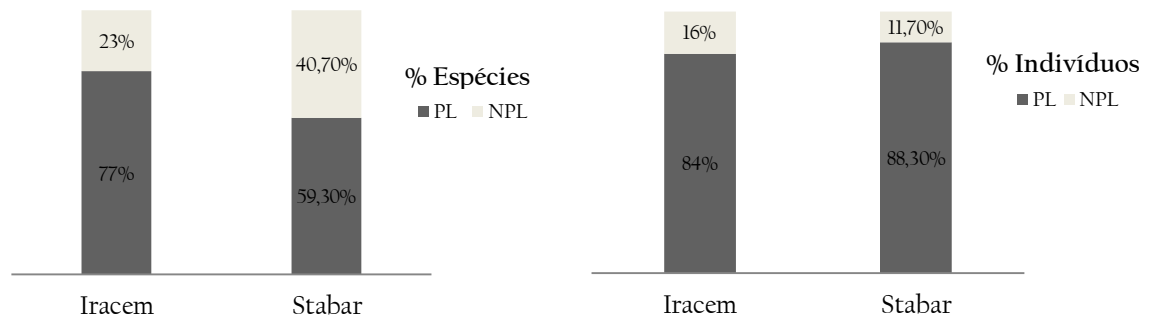


Figura 8 – Porcentagem de espécies e de indivíduos plantados e não plantados nas duas áreas em restauração avaliadas. PL = plantadas; NPL = não plantadas.

Riqueza, Diversidade e Equabilidade

As áreas em restauração apresentaram riqueza e diversidade de espécies inferiores aos ecossistemas de referência (Tabela 6; Figura 9). A diversidade de espécies foi menor, como esperado, em parte por conta da menor riqueza de espécies nessas áreas, mas também pela menor equabilidade nessas áreas.

Tabela 6 – Riqueza, diversidade e equabilidade para as espécies arbustivo-arbóreas amostradas nas quatro áreas avaliadas. n° = número de espécies; H' = índice de diversidade de Shannon.

Áreas	Riqueza	Diversidade
	n°	H'
Corum 1	47	3.22
Corum 2	42	3.30
Iracem	32	2.54
Stabar	25	1.59

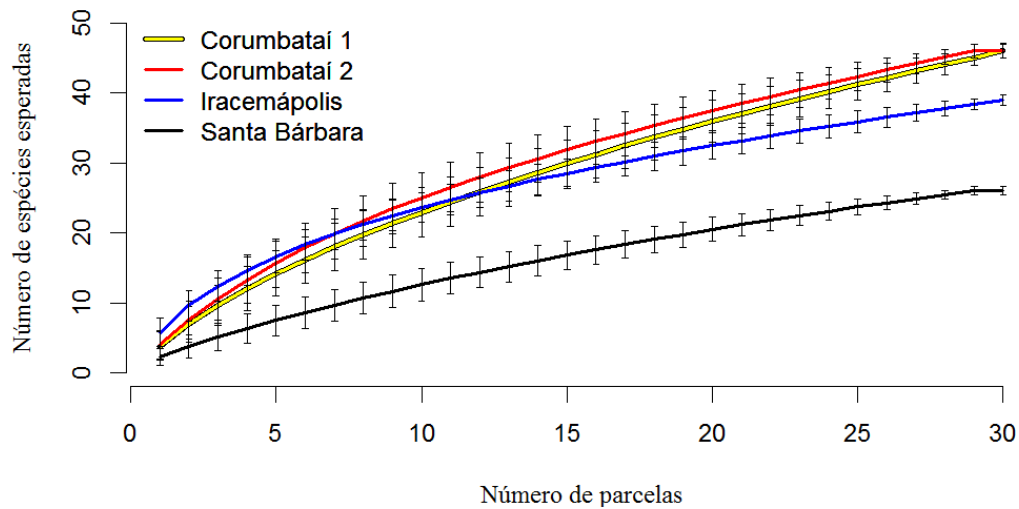


Figura 9 – Curva de rarefação e desvio padrão para as espécies arbustivo-arbóreas amostradas nas quatro áreas avaliadas.

A distribuição dos indivíduos entre as espécies mostrou maior dominância de indivíduos de algumas espécies nas áreas em restauração, representada pelas curvas mais abruptas no ranking de abundância das espécies, o que não ocorreu da mesma forma nos fragmentos de referência (Figura 10). Em ambos os fragmentos, as três espécies com mais indivíduos somaram no máximo 35% do total de indivíduos amostrados. Já em Iracemápolis, as três espécies com maior número de indivíduos (*Clausena excavata*, *Centrolobium tomentosum* e *Triplaris americana*) somaram mais da metade do total de indivíduos amostrados e em Santa Bárbara a dominância de espécies é ainda mais evidente, com as três espécies com maior número de indivíduos (*Senegalia polyphylla*, *Anadenanthera peregrina* e *Eugenia uniflora*) somando 76% do total, sendo que *Senegalia polyphylla* sozinha representou a maior parte dessa proporção (68%).

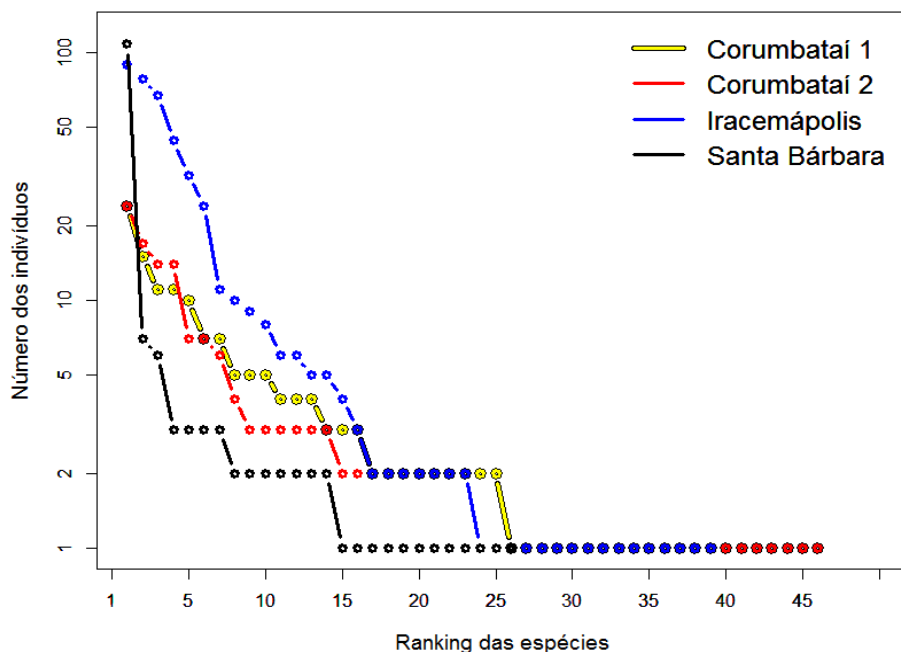


Figura 10 – Ranking de abundância das espécies arbustivo-arbóreas amostradas nas quatro áreas avaliadas. No eixo x têm-se as espécies por ordem decrescente de abundância e no eixo y o log do n° de indivíduos de cada espécie.

Densidade de regenerantes

As áreas em restauração apresentaram valores de densidade de regenerantes próximos ou superiores aos encontrados nos ecossistemas de referência (Tabela 7; Figura 11). Iracemápolis diferiu de todas as outras, com número de indivíduos superior aos encontrados nos ecossistemas de referência (Figura 11).

Tabela 7 – Número (n°) e densidade total (ind.ha⁻¹) de indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados nas quatro áreas avaliadas. Letras iguais significam médias iguais e letras diferentes significam médias diferentes pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis.

Áreas	Indivíduos	
	n°	ind.ha ⁻¹
Corum 1	152 a	8.867
Corum 2	160 a	10.667
Iracem	431 b	28.733
Stabar	159 a	10.600

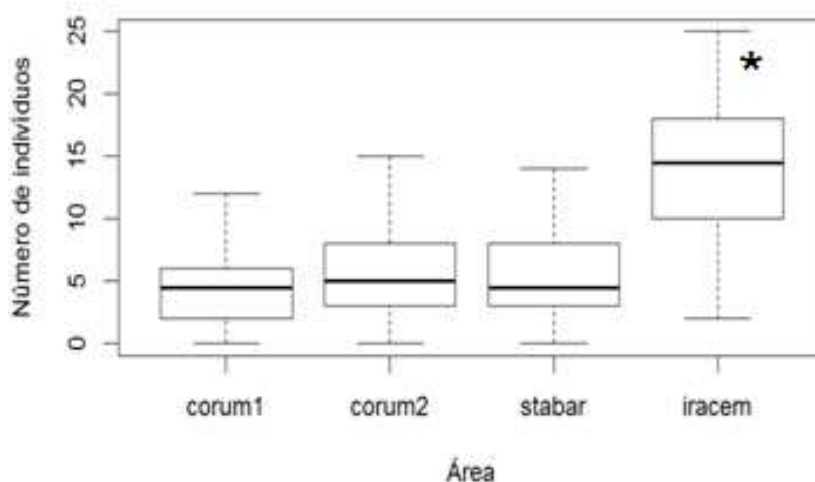


Figura 11 – Box-plot para o número de indivíduos arbustivo-arbóreos por parcela das quatro áreas estudadas. Iracemópolis (*) apresentou valor superior às demais áreas.

Valor de importância (VI)

A baixa equabilidade nas áreas em restauração também pode ser percebida no menor número de espécies necessárias para se obter 100% do VI nas duas áreas (Tabela 8). Pelo menos quatro espécies são necessárias para atingir 100% do VI nas áreas de referência, ao passo que uma ou duas já atingem esse total nas áreas em restauração.

Em Iracemópolis, metade das espécies de maior VI da área são exóticas, provenientes do plantio dessas espécies. Em Iracemópolis, *Clausena excavata*, particularmente, apresenta o maior VI da área. Em contrapartida, três das espécies listadas constituem-se espécies não plantadas, com destaque para *Erythroxylum* cf. *pulchrum* que ocupa o 4º lugar de maior valor de importância da área. Como já mencionado, trata-se de uma espécie não plantada que se estabeleceu e possui boa colonização no local.

Em Santa Bárbara, *Senegalia polyphylla* é a espécie de maior VI da área e apresenta clara dominância de indivíduos na regeneração. Trata-se de uma espécie pioneira e não-zoocórica que foi plantada na área com o objetivo de ocupar o solo rapidamente e criar a estrutura inicial necessária para que as espécies mais tardias, utilizadas no plantio, pudessem se desenvolver no sub-bosque. No entanto, mesmo com 18 anos de plantio, a regeneração é em sua grande totalidade composta ainda por essa única espécie. Ainda assim, das 10 primeiras espécies do ranking de VI dessa área, seis não foram plantadas e constituem espécies provenientes de dispersão.

Grupos Funcionais

A diversificação de grupos funcionais nas áreas em restauração seguiu o padrão esperado, com grande proporção de espécies não pioneiras na regeneração e algumas típicas de sub-bosque e maior proporção de espécies zoocóricas em relação a não-zoocóricas, tal como ocorre nos fragmentos de referência (Tabela 9).

No entanto, em se tratando de indivíduos, as áreas apresentam padrões distintos. Em Iracemápolis, a grande parte é não-pioneira enquanto na área de Santa Bárbara ainda é marcante a presença de indivíduos pioneiros e não-zoocóricos, principalmente por conta da dominância exercida por *Senegalia polyphylla* (Figura 12).

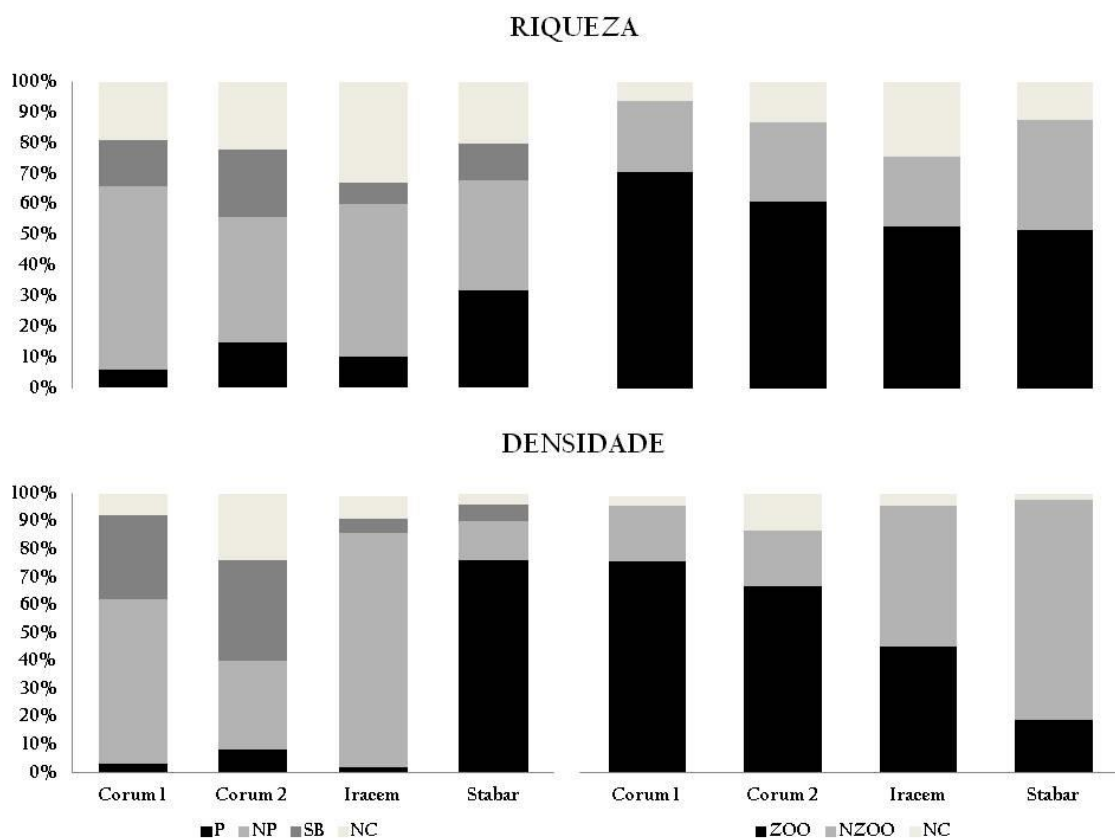


Figura 12 – Porcentagem de espécies (acima) e de indivíduos (abaixo) pertencentes aos diferentes grupos funcionais nas quatro áreas avaliadas. À esquerda, as proporções segundo o status sucessional das espécies e à direita segundo a síndrome de dispersão.

As exóticas foram excluídas da análise.

5.3. Caracterização do sub-bosque compreendido pelas espécies não arbustivo-arbóreas

Diversificação dos hábitos de crescimento

A diversificação dentro dos hábitos obedeceu ao esperado, com maior número de espécies de cada hábito de crescimento nos ecossistemas de referência do que nas áreas em restauração. Em se tratando somente das áreas em restauração, Santa Bárbara apresentou maior número de espécies que Iracemópolis, principalmente com relação às trepadeiras (Tabela 9).

Algumas espécies merecem destaque, tais como, *Meniscium arborescens* e *Neoblechnum brasiliense*, samambaias frequentes em habitats mais sombreados e *Cyclosorus interruptus*, samambaia comum em áreas mais alagadas, encontradas em Iracemópolis. Outro destaque é *Pteris denticulata*, característica de Floresta Estacional Semidecidual, registrada tanto no reflorestamento de Santa Bárbara quanto no fragmento natural.

Tabela 9 – Número de espécies pertencentes a cada hábito de crescimento amostradas nas quatro áreas avaliadas.

	Áreas			
	Corum 1	Corum 2	Iracem	Stabar
Ervas	20	11	13	14
Subarbustos	4	8	3	4
Trepadeiras	55	51	17	32
Bambus	2	2	-	-
Total	81	72	33	50

Equabilidade

Da mesma forma que os arbustivo-arbóreos, as demais formas de vida apresentaram dominância de uma ou outra espécie nas áreas em restauração a partir das curvas mais abruptas no ranking de abundância dessas espécies. Isso se traduz em menor equabilidade nessas áreas comparadas aos fragmentos (Figura 13).

Em ambas as áreas em restauração, as três espécies de maior cobertura representaram mais de 50% da cobertura total por outras formas de vida, enquanto nos fragmentos essas porcentagens não ultrapassaram 36%. Somente *Oeceocladis maculata* representou mais da metade da cobertura por outras formas de vida em Iracemópolis e

pouco mais de 30% em Santa Bárbara. Trata-se de uma exótica invasora e, por conta disso, apresenta clara dominância de cobertura no sub-bosque dessas áreas.

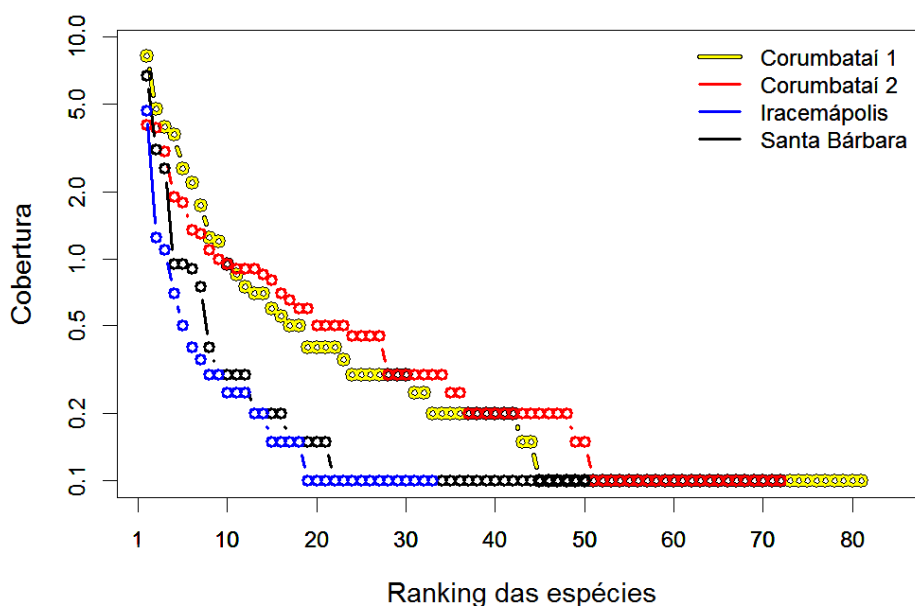


Figura 13 - Ranking de abundância das espécies pertencentes às outras formas de vida amostradas nas quatro áreas avaliadas. No eixo x têm-se as espécies por ordem decrescente de abundância e no eixo y as abundâncias baseadas no valor de cobertura em escala logarítmica.

Valor de importância (VI)

A grande cobertura de uma ou outra espécie nas áreas em restauração se refletiu num menor número de espécies necessárias para se obter 100% do VI nessas áreas em relação aos fragmentos de referência, tal como ocorreu para os indivíduos arbustivos e arbóreos (tabela 10). As três primeiras espécies de maior VI das áreas em restauração perfizeram 100% do índice, enquanto nos fragmentos mais de sete espécies são necessárias para se atingir esse valor.

A exótica *Oeceocladis maculata* foi a espécie de maior VI das áreas em restauração, representando 69% do VI em Iracemápolis e 52% em Santa Bárbara. Essa espécie também foi registrada nos fragmentos, no entanto, apresentou 11% e 4% do VI dessas áreas.

Tabela 10 - Dez espécies/morfoespécies mais importantes nos ecossistemas de referência e nas áreas restauradas, com destaque para as espécies que compõe 100% do valor de importância de cada área (negrito). VI = valor de importância das espécies (%).

Áreas							
FC1		FC2		FI		FSB	
Espécie	VI	Espécie	VI	Espécie	VI	Espécie	VI
1º Poaceae 3 ⁴	25.4	Sapindaceae 5 ³	19.1	<i>Oeceoclades maculata</i> 1*	68.6	<i>Oeceoclades maculata</i> 1*	51.6
2º <i>Hydrocotyle leucocephala</i> 1	16.4	Bignoniaceae 17 ³	18.2	Arecaceae 1 ¹	17.4	Poaceae 2 ¹	25.8
3º Bignoniaceae 17 ³	15.4	Piper sp.1 ²	11.4	Sapindaceae 5 ³	14.2	Mikania sp. ³	20.2
4º <i>Justicia dasyclados</i> 1	14.8	Poaceae 8 ¹	9.6	<i>Fridericia triplinervia</i> 3	12.8	<i>Chapitalia nutans</i> 1	11.4
5º <i>Oeceoclades maculata</i> 1*	10.9	Poaceae 4 ⁴	9.4	<i>Meniscium arborescens</i> 1	5.4	Arecaceae 1 ¹	9.6
6º Arecaceae 1 ¹	10.8	Poaceae 9 ¹	7.4	Sapindaceae 3 ³	5.3	<i>Gouania virgata</i> 3	7.5
7º <i>Asemeia acuminata</i> 2	6.5	Poaceae 11 ⁴	6.4	<i>Piper umbellatum</i> 2	4.6	<i>Symphyopappus</i> sp. ³	4.9
8º Malvaceae 1 ³	6.1	Indeterminada 58 ³	5.3	<i>Talinum paniculatum</i> 1	4.2	<i>Cyrtocymura scorpioides</i> 2	4.2
9º Sapindaceae 5 ³	6.0	Malpighiaceae 1 ³	5.3	Apocynaceae 2 ³	3.8	Cyperaceae 1 ¹	2.9
10º Bignoniaceae 5 ³	4.3	Bignoniaceae 19 ³	4.4	<i>Commelina obliqua</i> 1	3.4	<i>Orthopappus angustifolius</i> 1	2.9

* espécie exótica

¹ erva

² subarbusto

³ trepadeira

⁴ bambu

Cobertura total

As áreas em restauração apresentaram menor cobertura pelas outras formas de vida comparadas aos fragmentos de referência, como já se esperava (Tabela 11; Figura 14).

Tabela 11 – Cobertura total (m²) e respectiva porcentagem (%) em relação ao total amostrado das demais formas de vida amostradas nas quatro áreas avaliadas. Letras iguais significam médias iguais e letras diferentes significam médias diferentes pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis.

Áreas	Cobertura	
	m ²	%
Corum 1	46.15 a	31
Corum 2	36.75 a	25
Iracem	11.75 b	5
Stabar	18.85 b	15

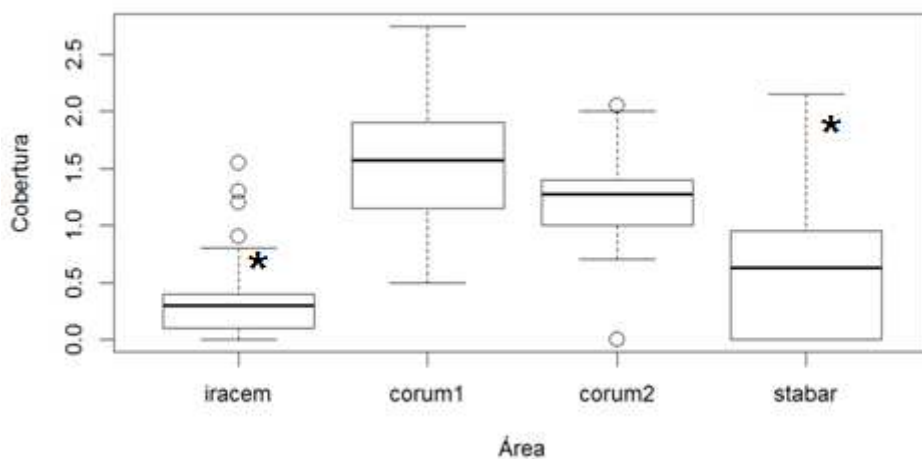


Figura 14 – Box-plot para a cobertura total (m²) das outras formas de vida por parcela das quatro áreas estudadas. Iracemópolis e Santa Bárbara (*) apresentaram valores inferiores aos ecossistemas de referência.

Além disso, a cobertura por hábito de crescimento nas áreas em restauração apresentou padrões distintos quando comparadas aos fragmentos, com maior cobertura

por ervas nessas áreas em consequência da dominância de *Oeceocladis maculata* (Figura 15).

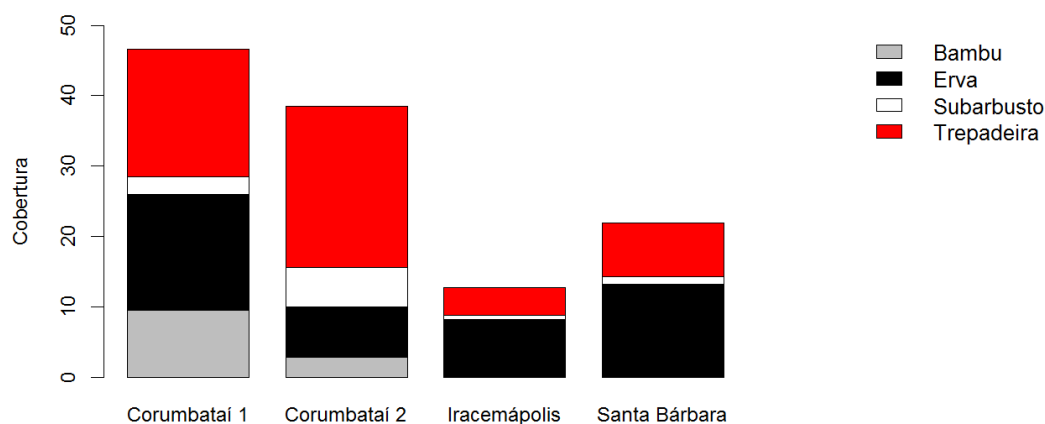


Figura 15 – Distribuição da cobertura (m²) das espécies não arbóreas amostradas nas quatro áreas estudadas em cada hábito de crescimento.

6. Discussão

Em termos de estrutura e atributos funcionais as áreas reflorestadas aparentemente seguem uma trajetória favorável. A alta densidade de regenerantes em ambas as áreas revela o padrão observado na literatura, segundo a qual a estrutura florestal é um dos atributos que se recupera mais rapidamente durante a trajetória sucessional de florestas tropicais, tanto em áreas onde houve intervenção quanto naquelas onde a sucessão se desencadeou naturalmente (SOUZA; BATISTA, 2004; MELO; DURIGAN, 2007; AIDE et al., 2000; LETCHER; CHAZDON, 2009). A biomassa, inclusive, pode acumular mais rapidamente em áreas em que houve plantio de mudas do que em ecossistemas naturais (SOUZA; BATISTA, 2004; MELO; DURIGAN, 2007).

Outros estudos comparativos entre áreas em restauração e ecossistemas de referência de florestas estacionais também observaram este padrão de recuperação da estrutura florestal, representada pela alta densidade de indivíduos em regeneração nas áreas em restauração estudadas (MELO; DURIGAN, 2007; NAVES, 2012; MARCUZZO et al., 2014; BOENI, 2016). A estrutura parece se recuperar rapidamente mesmo em áreas mais jovens do que as avaliadas no presente estudo, apresentando, da

mesma forma, valores de densidade próximos e até superiores aos das respectivas referências, conforme resumido na tabela 12.

Tabela 12 – Estrutura da regeneração natural de florestas em processo de restauração de diferentes idades comparadas a ecossistemas de referência. O destaque (*) mostra os casos em que a densidade de regenerantes foi maior que a encontrada nos fragmentos. ind.ha⁻¹ = densidade de indivíduos; AR = áreas em restauração; ER = ecossistemas de referência; h = altura; DAS = diâmetro à altura do solo; DAP = diâmetro à altura do peito; CAP = circunferência à altura do peito. Obs.: valores superiores aos respectivos ecossistemas de referência estão em destaque (negrito).

Estudo	Tipo de floresta	Critério de inclusão	Idade (anos)	AR ind.ha ⁻¹	ER ind.ha ⁻¹
Presente estudo ¹	Floresta Estacional Semidecidual (SP)	h > 30 cm e 1 < DAS < 5 cm	27	28.733	8.867
			18	10.600	10.667
Naves (2012) ²	Floresta Estacional Semidecidual (SP)	h ≥ 50 cm e CAP < 10 cm	8	9.783	15.816
			12	10.000	
Boeni (2016) ³	Floresta Estacional Semidecidual (RS)	h > 30 cm e CAP < 14,9 cm	8	43.500	35.688
Marcuzzo et al. (2014) ⁴	Floresta Estacional Subtropical (RS)	h > 30 cm e CAP < 15 cm	7	23.333	15.909
			7	11.388	
			7	20.400	
Melo e Durigan (2007) ⁵	Floresta Estacional Semidecidual (SP)	h > 30 cm e DAP < 1 cm	9	7.500	18.100
			13	4.015	

¹ 150 subparcelas (1 x 1 m²)/área = 150 m²

² 30 subparcelas (2 x 10 m²) = 600 m²

³ 40 subparcelas (2 x 2 m²) = 160 m²

⁴ 18 subparcelas (2 x 2 m²) = 72 m²

⁵ 10 subparcelas (1 x 10 m²) = 100 m²

Os valores de densidade obtidos tanto em Iracemápolis quanto em Santa Bárbara estão em conformidade com aqueles esperados para a idade dessas áreas, conforme Durigan, Suganuma & Melo (2016). De forma a dar suporte ao monitoramento de matas ciliares restauradas de Floresta Estacional Semidecidual, esses autores geraram valores esperados para alguns atributos de florestas restauradas de 4 a 25 anos, bem como valores críticos, abaixo dos quais o ecossistema em questão é considerado inadequado em relação à idade que apresenta. Segundo os autores, os valores esperados de densidade de regenerantes arbóreos no limite de inclusão empregado neste estudo para florestas de 18 e 25 anos (2 anos a menos que Iracemápolis) são, respectivamente, 1.277 e 1.618 ind.ha⁻¹, valores estes ultrapassados por ambas as áreas.

A recuperação da estrutura em florestas restauradas é de fundamental importância por fornecer maior disponibilidade de hábitat para os dispersores locais (TABARELLI; PERES, 2002; KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003), além de promover um ambiente mais favorável à colonização de novas espécies, principalmente aquelas que dependem desses dispersores para a sua efetiva colonização (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005a; ENGEL; PARROTA, 2008). Além disso, à medida que a estrutura é recuperada, aumenta-se a fixação de carbono na forma de biomassa arbórea (MELO; DURIGAN, 2007), um dos serviços ecossistêmicos esperados dos projetos de restauração.

A densidade de indivíduos regenerantes aqui avaliada indica que as condições ambientais necessárias ao estabelecimento de plântulas foram restabelecidas (KABAKOFF; CHAZDON, 1996; PARROTTA et al., 1997; GUILHERME, 2000) nas duas áreas em restauração estudadas, além de quantificar o estoque de plantas que pode vir a ocupar as futuras clareiras deixadas pelas árvores mortas, de forma a garantir a estabilidade estrutural da comunidade (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016). Trata-se do indicador mais direto da recuperação da resiliência de uma área, principalmente se considerado o limite de inclusão empregado, o qual exclui os indivíduos menores, mais susceptíveis a fatores estocásticos que levam à mortalidade e dominância de espécies no estrato (SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

Assim como a estrutura, a diversificação dos grupos funcionais avaliada nas duas áreas indica trajetórias favoráveis, dada a boa quantidade de espécies em cada grupo funcional, principalmente não-pioneiras e zoocóricas, a despeito das diferentes idades dessas áreas.

Em termos de indivíduos, no entanto, Iracemápolis, apresenta sua maior parte classificada como não-pioneiros, ao passo que Santa Bárbara é composta praticamente por indivíduos pioneiros na regeneração, mesmo após 18 anos de plantio. Isso traz importantes informações a respeito dessas áreas: considerando o modelo de restauração em fases (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015), Iracemápolis, com seus 28 anos de implantação, passou pela transição entre as fases de estruturação e consolidação com certo sucesso. Já Santa Bárbara aparentemente estagnou ou até mesmo regrediu à fase de estruturação, uma vez que o que se espera nessa idade é um sub-bosque com menos indivíduos pioneiros, com tendência a apresentar mais indivíduos de espécies secundárias e algumas clímaxes (BRANCALION, GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Apesar disso, as espécies presentes na regeneração de Santa Bárbara pertencentes às categorias mais tardias sugerem que estas estão se reproduzindo, mas ainda não conseguem ainda se desenvolver em grande quantidade no estrato inferior.

O padrão observado para ambas as áreas segue o descrito na literatura, segundo o qual certos grupos funcionais tendem a aumentar ao longo do processo sucessional, como, por exemplo, espécies zoocóricas (TABARELLI; PERES, 2002; CHAZDON, 2003; LIEBSCH et al. 2008) e tolerantes à sombra com crescimento lento (LIEBSCH et al. 2008). Como já observado por Suganuma e Durigan (2015), o aumento da proporção desses grupos funcionais é, de modo geral, mais previsível para espécies do que para indivíduos, sendo esta última altamente variável entre as comunidades. No presente estudo, pode-se dizer que esta ausência de padrão relacionada aos indivíduos também foi observada, por meio das diferentes proporções de indivíduos das classes sucessionais bem como das síndromes de dispersão.

De qualquer modo, a presença de mais indivíduos não-pioneiros na regeneração de áreas em restauração também foi observada em áreas com oito (NAVES, 2012; BOENI, 2016) e 12 anos (BOENI, 2016), nas quais a maior proporção dos indivíduos regenerantes foi representada por aqueles secundários iniciais, apesar da grande ocorrência de pioneiras ainda nessas áreas. As espécies clímaxes, no entanto, tiveram pouca representatividade nestes estudos, tal como o observado em Iracemápolis e Santa Bárbara.

A presença de não-pioneiras na regeneração é essencial nas áreas em restauração, visto que, além de participar da formação inicial da floresta, estas espécies tem maior longevidade que as pioneiras e podem garantir a perpetuação do hábitat

florestal, até que haja o estabelecimento de espécies mais tardias da sucessão, tais como as clímaxes (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A dispersão zoocórica também foi predominante na regeneração de outros estudos realizados em áreas restauradas, tal como nos respectivos fragmentos utilizados como referência (MELO; DURIGAN, 2007; NAVES, 2012; DARONCO et al., 2013; MARCUZZO et al., 2014). A zoocoria é a principal síndrome de dispersão em florestas tropicais, tanto primárias (SILVA, 2006) quanto secundárias (LIEBSCH et al., 2008) e, no contexto da restauração, tem o importante papel de possibilitar o retorno de dispersores locais nessas áreas, o que é de reconhecida importância para a efetiva colonização de espécies tanto autóctones, mas principalmente alóctones, características da região (WUNDERLE JR, 1997).

A elevada proporção de espécies zoocóricas entre os indivíduos regenerantes, tal como nos plantios avaliados, é considerada um indicador de sucesso da restauração, ao demonstrar que a fauna dispersora está atuante, superando os filtros que dificultam a chegada de propágulos a essas comunidades (SUGANUMA et al., 2013). Além disso, a maior riqueza de espécies dentro dos grupos é muito importante para a garantia da estabilidade do ecossistema (DÍAZ; CABIDO, 2001). Quanto mais espécies funcionalmente similares numa área, ou seja, que desempenham a mesma função ecológica, maior a probabilidade de que alguma sobreviva frente às alterações do hábitat e mantenha esta função no ecossistema, bem como suas propriedades (CHAPIN et al., 1996), o que é de especial importância nas áreas em restauração.

Este esperado fluxo com a matriz está ocorrendo nas duas áreas estudadas. A presença de espécies arbóreas distintas das que foram plantadas evidencia a ocorrência de processos de dispersão ao longo do tempo em ambas as áreas, principalmente pelo fato de que todas as colonizadoras arbustivo-arbóreas são zoocóricas. Além disso, são espécies não-pioneiras, algumas inclusive de sub-bosque, as quais ocupam os maiores VI das áreas, demonstrando que não só chegaram mas também tiveram sucesso em explorar o ambiente.

Em Iracemápolis, *Piper* cf. *gaudichaudianum* e *Cestrum mariquitense* já haviam sido reportadas como novas espécies em estudo anterior (CASTANHO, 2009), provavelmente advindas do entorno por serem zoocóricas. No presente estudo, mais seis espécies arbustivo-arbóreas nativas e que não foram utilizadas no plantio inicial foram registradas (*Casearia gossypiosperma*, *Cupania vernalis*, *Erythroxylum* cf. *pulchrum*, *Eugenia florida*, *Eugenia uniflora* e *Styrax pohlii*). Da mesma forma, em Santa Bárbara

Cestrum mariquitense, *Heliocarpus popayanensis*, *Guarea macrophylla* e *Sparattosperma leucanthum* já haviam sido amostradas em trabalho anterior (MONICO, 2012) e, por não constarem na lista de espécies utilizadas como base para o plantio dessa área, possivelmente chegaram por dispersão zoocórica. Mônico (2012) reforça a presença de *Cestrum mariquitense*, distribuído por toda a área e de relevante importância para a atração de dispersores ao longo do ano, uma vez que apresentou frutificação durante todo o ano de sua coleta. No presente estudo, apenas um indivíduo dessa espécie foi amostrado nesta área, porém, por conta do limite de inclusão mínimo empregado. Visualmente, foram observados seus indivíduos por toda área, boa parte deles com frutos maduros durante todo o período de coleta.

O mesmo padrão de dispersão pode ter ocorrido para as demais espécies amostradas nesta área e que não constam na lista do plantio inicial (*Casearia sylvestris*, *Endlicheria paniculata*, *Piper* cf. *gaudichaudianum*, *Piptocarpha selowii*, *Psychotria carthagenensis* e *Trichilia pallida*). Destas, algumas são típicas de sub-bosque o que demonstra a chegada de espécies mais tardias na área, mesmo com seu dossel visivelmente mais aberto. A presença de espécies de Piperaceae, em ambas as áreas, é de especial importância tendo em vista a sua produção de frutos atrativos à fauna, principalmente aves e morcegos, responsáveis pelo transporte e deposição de sementes em florestas tropicais (SILVA, 2008).

A colonização por outras espécies arbóreas também foi observada em estudos de avaliação de áreas restauradas no estado de São Paulo (NAVES, 2012; DARONCO et al., 2014). As espécies de destaque advindas do entorno nestas avaliações foram zoocóricas, tal como as amostradas no presente estudo. Considerando, portanto, o número de espécies novas obtidos para as áreas de Iracemápolis e Santa Bárbara, pode-se dizer que estas estão sendo visitadas por agentes dispersores da região, a despeito das diferentes idades e grau de isolamento de cada uma. Todavia, a regeneração de ambas as áreas ainda é composta em grande parte pelas espécies utilizadas na sua implantação, o que demonstra o legado das espécies plantadas nessas áreas e justifica o uso de alta diversidade na sua implantação. De outra forma, tais áreas poderiam ter uma riqueza de espécies muito inferior, por conta do isolamento advindo da fragmentação da paisagem.

Com relação às outras formas de vida, a presença destas espécies nas áreas em restauração chama a atenção, principalmente em Santa Bárbara, área mais jovem e mais isolada que Iracemápolis. Isso sugere que, ainda que numa proporção menor do que os fragmentos, as áreas em restauração estão caminhando em direção ao acúmulo

esperado por outras formas de vida, o que evidencia, mais uma vez, a ocorrência de fluxo entre essas áreas e a matriz. A colonização por samambaias típicas de ambientes mais sombreados nas duas áreas também se destaca ao indicar a presença de micro-habitats favoráveis a estas espécies. A área de Iracemápolis, particularmente, apresentou pontos com solo mais encharcado, próximos à margem do reservatório, o que pode ter favorecido o desenvolvimento dessas espécies, junto ao fato de seu dossel ser visivelmente mais fechado, com maior sombreamento do sub-bosque.

Entretanto, apesar da colonização por outras formas de vida, é grande ainda a dominância de exóticas, no caso, representada por uma única espécie nas duas áreas em restauração. A orquídea *Oeceocladis maculata*, além de exótica, é também considerada invasora, ou seja, capaz de reproduzir-se a ponto de manter uma população viável autonomamente no local, além de dispersar-se e estabelecer-se em outras áreas (MORO et al., 2012). Segundo Blanco (2002) e Cohen & Ackerman (2009), esta espécie é originária da África e seu sucesso de invasão muito se deve à capacidade de autopolinização característica. Apesar de estar presente também nos fragmentos de referência, nestes não se observa o padrão de dominância que ocorre nas áreas em restauração.

Segundo Sughanuma & Durigan (2015), para formas de vida que não arbóreas parece não haver trajetórias previsíveis em áreas em restauração, as quais podem, muitas vezes, apresentar valores nulos para a presença dessas espécies. Para os atributos relacionados a estas formas de vida, é possível que os mesmos evoluam em dado ecossistema, mas não em outro, o que impossibilita padronizações (SUGANUMA; DURIGAN, 2015). No presente estudo, pode-se dizer que ambas as áreas obtiveram certo sucesso em colonização por outras formas de vida, independentemente do tempo e isolamento dessas áreas. No entanto, as quatro áreas foram muito distintas entre si na composição e riqueza de espécies não arbóreas o que reforça a imprevisibilidade já mencionada.

Monitoramentos realizados em áreas restauradas com 10 ou mais anos mostraram que a chegada de outras formas de vida nos seus sub-bosques era muito pequena ou quase inexistente, mesmo passada uma década desde a implantação. Áreas em restauração no interior de São Paulo não apresentaram nenhum indivíduo de trepadeira na regeneração, passados 10 e 14 anos desde as implantações (SIQUEIRA, 2002). Outro estudo, também no interior de São Paulo, mostrou apenas seis espécies de trepadeiras em área com uma década de implantação (SOUZA, 2002). Valor parecido

com o obtido no presente estudo foi encontrado por Damasceno (2005), que observou um total de 20 espécies de trepadeiras em uma área restaurada de Floresta Estacional Semidecidual com 16 anos no oeste do estado de São Paulo.

As trepadeiras, particularmente, se destacam como um dos componentes não-arbóreos que contribuem significativamente para a diversidade de florestas tropicais (GENTRY; DODSON, 1987) e sua alta riqueza é um importante atributo em se tratando de Florestas Estacionais Semidecíduais (UDULUTSCH; ASSIS; PICCCHI, 2004). São responsáveis pela complexidade estrutural do dossel, uma vez que conectam as copas das árvores, conferindo maior continuidade deste, por onde elementos da fauna conseguem transitar com maior segurança do que o fariam no sub-bosque (PUTZ, 2009). Além disso, possuem caracteristicamente períodos de floração e frutificação assíncronos aos das espécies arbóreas, o que viabiliza a presença de fauna dispersora nas áreas por todo o ano (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996). Dada a sua importância, a presença dessas espécies, advindas naturalmente nas áreas em restauração estudadas, é um resultado importante no que diz respeito à evolução dessas áreas.

Como já mencionado, o recrutamento de outras formas de vida, como as trepadeiras aqui destacadas, é crítico para a criação de uma estrutura semelhante à de uma floresta natural tropical, não devendo a regeneração restringir-se somente a espécies arbóreas (TUCKER; MURPHY, 1997). No contexto da restauração, a inserção dessas outras formas de vida, particularmente as trepadeiras, nos projetos se configura ainda como um desafio por conta dos reconhecidos impactos negativos desses indivíduos sobre as espécies arbóreas (SCHNITZER; CARSON, 2010). Por outro lado, os impactos positivos que essas espécies podem desempenhar nas áreas em restauração como, por exemplo, o uso de espécies zoocóricas, de frutos grandes e com propriedades atrativas para catalizar a introdução de novas espécies via dispersão, deveriam ser testados nos plantios de restauração de forma que se pudesse elucidar o valor dessas espécies nessas áreas (CAMPBELL et al., 2015).

A riqueza, diversidade e composição de espécies das áreas avaliadas obedece ao que vem sendo descrito na literatura há algum tempo. A recuperação da biodiversidade é mais demorada, podendo levar décadas para atingir valores similares àqueles encontrados em ecossistemas de referência (MELO; DURIGAN, 2007) e muitos estudos que avaliam a composição florística de florestas em restauração constata baixa similaridade entre estas e as áreas de referência (MELO; DURIGAN, 2007; SANSEVERO, 2008; NAVES, 2012; SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

Usando cronossequências de 26 matas ciliares em restauração, Suganuma & Durigan (2015) modelaram como variáveis relacionadas à estrutura, riqueza de arbóreas e grupos funcionais mudam ao longo da trajetória sucessional, comparando-as a ecossistemas de referência. O que se constatou foi uma alta probabilidade de sucesso em se restaurar a estrutura bem como os serviços ecossistêmicos promovidos por essas florestas, como já discutido anteriormente, mas pequena probabilidade de se recuperar as espécies características das Florestas Estacionais Semidecíduais, bem como outras formas de vida nessas áreas. Dessa forma, os menores valores de riqueza, o elevado número de indivíduos de determinadas espécies, que interfere nos valores de diversidade e distribuição de indivíduos (tanto arbustivo-arbóreos quanto as demais formas de vida), bem como a baixa similaridade em termos de composição de espécies entre as áreas avaliadas e as usadas como referência já eram esperados, dada a complexidade em se avaliar composição e riqueza por conta da variação natural existente entre as áreas. Nem mesmo os fragmentos florestais utilizados como referência foram similares entre si, ainda que bem próximos na paisagem.

Outros estudos de avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração também encontraram número de espécies menor para estas áreas comparadas as áreas de referência (NAVES, 2012; DARONCO et al 2013; MELO E DURIGAN, 2007; MARCUZZO et. al 2014), bem como menor diversidade (MELO; DURIGAN, 2007; NOBREGA et al., 2008) além da baixa similaridade entre elas, como já mencionado. Tal como o observado nas áreas estudadas, a maior parte das espécies presentes tanto na área de referência quanto nas áreas em restauração foram exclusivas, em avaliação de áreas com oito e 12 anos no município de Araras (SP) (NAVES, 2012). Mesmo entre as áreas restauradas do mencionado estudo, o compartilhamento de espécies foi baixo, com apenas 15 espécies comuns às duas áreas de um total de 41, resultado que se assemelha ao obtido para as áreas aqui avaliadas.

Ainda assim, os valores de referência para a riqueza de regenerantes estipulados por Durigan, Suganuma & Melo (2016) foram atingidos em ambas as áreas estudadas. Para o limite de inclusão empregado, o número esperado de espécies arbóreas aos 18 e 25 anos de restauração de uma floresta são, respectivamente, 20 e 24 espécies, valores mais uma vez ultrapassados por ambas as áreas. Uma vez que o valor esperado serve como parâmetro indicativo do que seria uma boa condição para áreas restauradas, pode-se dizer que as áreas estudadas, apesar de não atingirem os valores dos

ecossistemas de referência, apresentam uma boa riqueza de espécies aos 18 e 27 anos de implantação.

Dos indicadores relacionados à composição de espécies, a riqueza presente na regeneração natural dentro do limite utilizado destaca-se por seu significado ecológico. Esse estrato compreende espécies que ultrapassaram os filtros de reprodução, dispersão e estabelecimento, representando a autossustentabilidade do ecossistema (SUGANUMA; DURIGAN, 2015), como também o restabelecimento dos processos de dispersão e colonização nessas áreas (SUDING, 2011; SUGANUMA; DURIGAN, 2015). Da mesma forma que a densidade, a riqueza da regeneração se configura como um indicador da efetiva recuperação da diversidade e persistência das espécies no ecossistema (SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

Assim como nos fragmentos de referência, o número de espécies nativas predomina nas duas áreas em restauração, o que é um ótimo indicador. Isso se deve à grande preocupação em se utilizar espécies nativas desde 1982, quando se começou a levar em consideração os processos sucessionais nas iniciativas de restauração e os efeitos negativos, principalmente a longo prazo, do emprego de exóticas nessas ações (RODRIGUES et al., 2009). Ainda assim, algumas exóticas foram utilizadas na implantação de ambas as áreas, principalmente por conta do rápido crescimento e rusticidade característicos dessas espécies, que permitiam a obtenção de uma fisionomia florestal em pouco tempo e, consequente, redução dos custos com a manutenção do local (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002).

Por conta disso, mesmo a composição de espécies sendo predominantemente nativa, boa parte dos indivíduos presentes na regeneração, particularmente de Iracemápolis, são ainda de exóticas utilizadas no plantio inicial, com o agravante de que, das cinco primeiras espécies de maior valor de importância dessa área, três são exóticas (*Clausena excavata*, *Triplaris americana* e *Pterocarpus rohrii*), sendo duas exóticas regionais. Isso se reflete na dominância de indivíduos dessas espécies e altos valores de VI, o que é preocupante para a sustentabilidade da área e merece atenção, tendo em vista o fato de algumas delas serem invasoras.

Clausena excavata é considerada invasora em outras regiões do mundo (SPACE; IMADA, 2004) e apresenta atualmente o maior VI da área. Por ser pioneira, tem alta capacidade de colonizar rapidamente e o fato de ser zoocórica possibilita que seja dispersa a maiores distâncias, o que se percebe pela alta frequência dessa espécie nas parcelas. Adicionalmente, suas sementes fotoblásticas neutras permitem sua

germinação tanto em ambientes com disponibilidade de luz quanto em ambientes mais sombreados (VIEIRA, 2009), tal como o sub-bosque da área em questão.

Essa espécie já constava dentre as mais abundantes na regeneração em estudos realizados anteriormente na mesma área (VIEIRA; GANDOLFI, 2006; CASTANHO, 2009) e no presente estudo, mesmo passados quase 30 anos do plantio, ainda compõe, sozinha, pouco mais de 20% dos indivíduos da sua regeneração. Este número certamente é maior, uma vez que muitos indivíduos da espécie não foram incluídos na amostragem por não obedecerem ao critério de inclusão mínimo empregado, o que reforça a necessidade de manejo dessa espécie na referida área.

Em avaliação de áreas restauradas no município de Araras (SP), Naves (2012) também constatou grande quantidade de indivíduos de origem exótica na regeneração, por conta do emprego dessas espécies no plantio inicial. Dentre as exóticas abundantes no estudo destacaram-se *Cordia abyssinica* e *Leucena leucocephala*, em áreas de oito e 12 anos, respectivamente. *Cordia abyssinica* foi introduzida em alguns plantios de restauração no interior do estado de São Paulo por ser confundida com a nativa regional *Cordia superba* (DURIGAN et al. 2010), o semelhantemente ocorreu com *Clausena excavata*, dominante na regeneração do reflorestamento de Iracemápolis aqui estudado. Esses resultados reforçam a importância da identificação correta das espécies, principalmente aquelas a serem utilizadas em projetos de restauração. As espécies exóticas devem ser tratadas com cautela, uma vez que podem facilmente se tornar invasoras e competitivamente superiores às nativas, à medida que começam a apresentar altas taxas de reprodução, dispersão e crescimento em local indevido (RICHARDSON et. al 2000). Vale ressaltar que a invasão biológica é uma das principais causas da perda de biodiversidade, ficando abaixo apenas da destruição e perda de habitat (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; VIEIRA, 2009). No contexto da restauração, é importante também considerar que os projetos de restauração podem aumentar a conectividade com fragmentos da região e, conseqüentemente, ser uma fonte de espécies invasoras para áreas adjacentes (HOBBS et al., 2014).

Diferentemente, em Santa Bárbara praticamente não houve indivíduos exóticos na regeneração. A dominância de indivíduos apresentada nessa área diz respeito a uma espécie somente, *Senegalia polyphylla*, espécie pioneira e não zoocórica, com alta facilidade de colonizar a área, principalmente em função do seu dossel mais aberto. Segundo Durigan, Sukanuma & Melo (2016), essa espécie, quando plantada nas áreas, tem a capacidade de se reproduzir rapidamente, formando densas populações no sub-

bosque, o que claramente foi observado na área em questão. Provavelmente ela dominará o dossel nos próximos anos até que as espécies mais tardias, que estão presentes em menor quantidade no sub-bosque, possam alcançá-lo. No entanto, seria importante um monitoramento futuro da área a fim de verificar se a trajetória se seguirá dessa maneira ou se será necessário um manejo da área, tal como desbaste de *Senegalia polyphylla*.

Os resultados obtidos com este estudo corroboram o que Maron et al. (2012) concluíram analisando uma série de estudos a respeito do quanto se pode esperar das ações de restauração de um modo geral. Em áreas extremamente degradadas, nas quais foi necessária a criação de todo um hábitat, tal como nas áreas de estudo, raramente se consegue um ecossistema semelhante a algo pré-existente (MARON et al., 2012) e, se levado isso em consideração, as taxas de sucesso podem ser muito baixas (SUDING, 2011). Ainda que algumas propriedades se recuperem mais rapidamente, tais como as funções ecológicas, outros componentes, como aqueles relacionados à composição de espécies, demoram mais (MARON et al., 2012).

Analisando o sucesso de projetos relacionados à recuperação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, Rey-Beynayas et al. (2009) observam que, em média, os projetos tem certo sucesso em comparação a uma situação degradada. No entanto, para ambos os aspectos avaliados, os estudos pouco se assemelham ao que se encontra nas áreas de referência. De todo modo, pouco ainda se sabe a respeito do nível de sucesso que se obtém com as ações de restauração, principalmente em função da ausência de mais estudos relacionados ao monitoramento das áreas em que houve intervenção (BERNHARDT et al., 2005). A questão sobre se a restauração leva a trajetórias que poderão se igualar ao que é encontrado em ecossistemas de referência, não só no que diz respeito à vegetação, mas também aos demais componentes de um ecossistema, ainda não é clara. Muito se debate sobre a viabilidade de se recuperar o conjunto de espécies preexistentes em áreas onde a degradação foi intensa (ARONSON; MILTON; BLIGNAUT, 2007) nas quais o ecossistema foi totalmente descaracterizado, tal como as aqui estudadas. Nesses casos, seria mais apropriado focar na restauração da função ecossistêmica desses ambientes, visto que a reconstituição das espécies históricas nessas áreas muitas vezes não se configura como um objetivo viável (ARONSON; MILTON; BLIGNAUT, 2007). Numa abordagem mais ampla da restauração, portanto, os esforços poderiam ser vistos não somente como tentativas de se retornar a um ambiente de referência (PALMER; RUHL, 2015), mas também, como tentativas de

restabelecimento dos processos e serviços ecossistêmicos perdidos nas paisagem, particularmente naquelas em que o retorno à condição preexistente é considerado improvável (MILLER; BESTELMEYER, 2016).

7. Considerações Finais

Com relação às áreas em restauração estudadas, pode-se dizer que as mesmas seguem trajetórias favoráveis, pelo menos em termos de estrutura florestal, diversificação de grupos funcionais e colonização por novas espécies (não plantadas), tanto arbóreas quanto por outras formas de vida. Atenção especial deve ser dada à presença de exóticas invasoras em Iracemápolis, as quais tendem a dominar as gerações futuras da área podendo até mesmo comprometer a sustentabilidade desta, bem como a do fragmento adjacente a esta área. Em termos de riqueza e diversidade, no entanto, as áreas em restauração estão muito aquém da referência e a composição é muito distinta. Tais parâmetros podem se aproximar aos de referência com o tempo, principalmente tendo em vista o relativo curto tempo de existência dessas áreas em comparação aos de fragmentos de referência da paisagem. Por outro lado, dada a sua variabilidade característica, a composição de espécies pode nunca se assemelhar à referência, apresentando essas áreas novas combinações de espécies mesmo passados muitos anos.

Como implicações práticas, ressaltam-se:

- Cautela ao se utilizar espécies exóticas na restauração, uma vez que cenários de invasão, tal como o observado, vão em desacordo com o objetivo final das práticas da restauração florestal;
- Inserção de espécies ameaçadas nas áreas a serem implantadas, visto que, de outra forma, essas espécies podem nunca ser encontradas nas áreas;
- Uso de alta diversidade de espécies em cenários considerados desfavoráveis à colonização advinda do entorno;
- Prioridade a outros atributos, tais como estrutura e grupos funcionais, como ferramentas de avaliação e monitoramento, dada a variabilidade dos parâmetros de riqueza e diversidade encontrada entre as áreas, mesmo entre os fragmentos utilizados como referência (não deixando de levar em conta, porém, a importância da diversidade nas áreas implantadas).

O monitoramento de projetos implantados é de extrema importância, por ser o único meio de se avaliar como os atributos variam de projeto para projeto, bem como de projeto para áreas de referência. Neste último caso, mais importante ainda é a informação que se obtém a respeito do que se deve ou não objetivar/esperar ao despende esforços de restauração em áreas historicamente degradadas, principalmente onde houve a descaracterização total do ambiente original, tais como a maioria daquelas encontradas sob o domínio da Mata Atlântica.

O presente estudo, portanto, além de uma ferramenta de avaliação para possíveis ações corretivas nas áreas implantadas, traz resultados que podem servir de base para futuros estudos relacionados ao aprimoramento da ciência da restauração, e em última instância, como instrumentos de políticas públicas relacionadas às questões ambientais.

Referências Bibliográficas

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 328-338, 2000.

ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecological restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, p. 293–296, 2013.

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.

BARBOSA, L.M.; SHIRASUNA, R.T.; LIMA, F.C.; ORTIZ, P.R.T. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. Anais do VI Simpósio de Restauração Ecológica. São Paulo - SP.

BAZZAZ, F.A. Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 320 p.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 128–147.

BENAYAS, R. J. M. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, New York, N.Y., v. 325, n. 5944, p. 1121–4, 2009.

BERNHARDT, E. S. et al. Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. **Science**, v. 208, n. 5722, Apr, 2005.

BLANCO, M.A. Notes on the natural history of *Cyclopogon obliquus* (Orchidaceae:

Spiranthinae) in Costa Rica. **Lankesteriana**, Costa Rica, v. 5, p. 3-8, 2002.

BOENI, A. F. Caracterização florística e fitossociológica de uma área em processo de restauração florestal comparada a uma área em sucessão secundária (regeneração natural) no Sul do Brasil. 2016. Dissertação (Mestrado Recursos

Florestais, Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

BRANCALION, P. H. S. et al. How to Organize a Large-Scale Ecological Restoration Program? The Framework Developed by the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, n. September, p. 728–744, 2013.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração florestal. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432 p.

BRASIL. LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Código florestal, Brasília, DF, mai 2012. Disponível em: < >. Acesso em: 12 out.

CALMON, M. et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154–158, 2011.

CAMPBELL, M.J.; EDWARDS, W.; ODELL, E.; MOHANDASS, D.; LAURANCE, W.F. Can lianas assist in rainforest restoration? **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 1, p. 257–273, 2015.

CASTANHO, G.G. Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 a 20 anos, no Sudeste do Brasil. 2009. 111p. Dissertação (Mestrado Recursos Florestais, Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CEAPLA 2011 – Atlas Ambiental da bacia do rio Corumbataí. Disponível em <http://ceapla2.rc.unesp.br/atlas/> acesso em: out. 2011.

CHAPIN, F.S., III et al. The functional role of species in terrestrial systems. In *Global Change and Terrestrial Ecosystems* (Walker, B. and Steffen, W., eds), pp. 403–428, Cambridge University Press. 1996.

CHAZDON, R.L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, p. 51–71, 2003.

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

CHAZDON, R.L. et al. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. **???**, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.

CHAZDON, R.L. Second growth. Chicago: The University of Chicago Press, 2014. 449p.

CLEMENTS, F. E. Plant succession: an analysis of development of vegetation. Carnegie Institution: Washington, 1916. 242p.

COHEN, I.M.; ACKERMAN, J.D. *Oeceoclades maculata*, an alien tropical orchid in a

Caribbean rainforest. **Annals of Botany**, Oxford, v. 104, p. 557-563, 2009.

GARCIA, L. C. Avaliação da sustentabilidade ecológica de matas ciliares em processo de restauração. 2012. 188p. Tese (Doutorado Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

D'ANTONIO, C.; MEYERSON, L.A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, v.10, n.4, p.703-713, 2002.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 3-10, 2001.

DAMASCENO, A. C. F. Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema. 2005. 108 p. Dissertação (Mestrado Recursos Florestais, Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 40, n. 3, p. 485-498, 2013.

DAVIS, G. W.; RICHARDSON, D. M. Mediterranean-type ecosystems: the function of biodiversity. Berlin: Springer-Verlag, 1995. x p.

DEAN, W. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo, Companhia das Letras, 1996. 504p.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in ecology and evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.

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, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, May/June, 2010.

DURIGAN, G.; SUGANUMA, M. S.; MELO, A.C.G. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 44, n. 110, p. 463-474, jun, 2016.

EHRENFELD, J. G. Defining the limits of restoration: The need for realistic goals. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 1, p. 2–9, 2000.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Definindo a Restauração Ecológica: Tendências e Perspectivas Mundiais. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D. et al, (Coord.) Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu: Fepaf, 2003. p. 01-26.

EWEL, J.J.; BIGELOW, S.W. Plant life-forms and tropical ecosystem functioning. In: ORIAN, G.H.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J.H. (eds). Biodiversity and ecosystem processes in Tropical Forests. Berlin, Springer-Verlag, 1996. 229 p.

MARON, M. et al. Faustian bargains ? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, v. 155, p. 141–148, 2012.

FORZZA, R.C., STEHMANN, J.R., NADRUZ, M., FILARDI, F.L.R., COSTA, A., CARVALHO JR, A.A., PEIXOTO, A. L., WALTER, B.M.T., BICUDO, C., MOURA, C.W.N., ZAPPI, D., COSTA, D.P DA., LLERAS, E., MARTINELLI, G., LIMA, H.C. DE., PRADO, J., BAUMGRATZ, J.F.A., PIRANI, J.R., SYLVESTRE, L.S., MAIA, L.C., LOHMANN, L.G., PAGANUCCI, L., ALVES, M.V.S., SILVEIRA, M., MAMEDE, M.C.H., BASTOS, M.N.C., MORIM, M.P., BARBOSA, M.R., MENEZES, M., HOPKINS, M., EVANGELISTA, P.H.L., GOLDENBERG, R., SECCO, R., RODRIGUES, R.S., CAVALCANTI, T. & SOUZA, V.C. 2012. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. D. G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds.) Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica, Conservação Internacional, Centro de Ciências Aplicadas à Biodiversidade, Belo Horizonte, 2005. XP.

GANDOLFI, S. Estudo Florístico e Fitossociológico de uma Floresta Residual na Área do Aeroporto Internacional de São Paulo, Município de Guarulhos,

SP. 1991. XP. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

GANDOLFI, S. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, São Paulo, Brasil. 2000. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S. JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. Permeability – Impermeability: Canopy trees as biodiversity filters. **Sci. Agric**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433 – 438, Jul/Aug, 2007.

GENTRY, A. H. DODSON, C. Contribution of non trees to species richness of a Tropical Rain Forest. **Biotropica**, Washington, D. C., v. 19, n. 2, p. 149-156, Jun, 1987.

GÖTZENBERGER, L. et al. Ecological assembly rules in plant communities-approaches, patterns and prospects. **Biological Reviews**, v. 87, n. 1, p. 111–127, 2012.

GRISCOM, H.P.; ASHTON, M.S. Restoration of dry tropical forests in Central America: a review of pattern and process. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1564-1579, 2011.

GRUBB, P. J. The Maintenance of Species-Richness in Plant Communities: the Importance of the Regeneration Niche. **Biological Reviews**, v. 52, n. 1, p. 107–145, 1977.

GUILHERME, F. A. G. Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria, Brasília, DF. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 1, p. 60-66, 2000.

HOBBS, R. J. et al. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 10, p. 557-564, 2014.

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

HOLL, K.D. Old field vegetation succession in the neotropics. In: HOBBS, R.J., CRAMER, V.A. (Eds.), Old Fields. Island Press, Washington, DC, 2007. p. 93–117.

HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.

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**, v.....p....., 2016.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN, 2015. Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção Globalmente. Disponível em <http://www.iucnredlist.org/>

INVASIVE INFORMATION NETWORK – I3N Brasil, 2015. Disponível em <http://www.institutohorus.org.br/iabin/i3n/>

INVASIVE SPECIES COMPEDIUM – CABI, 2017. Disponível em <http://www.cabi.org/isc/>

JORDANO, P.; M. GALETTI; M. A. PISO; W. R. SILVA. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à Biologia da Conservação. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S.; VAN SLUYS, M. (Ed.) Biologia da Conservação: essências. São Carlos: Rima Editora, 2006. p. 411-436.

KABAKOFF, R. P.; CHAZDON, R. L. Effects of canopy species dominance on understory light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, n. 6, p. 779-788, 1996.

KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. IPEF (41/42), 83–93. 1989.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R. E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.) Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: Editora Fepaf, 2008. p. 27-48.

KOFFLER, N.F. Uso da terras da bacia do rio Corumbatai em 1990. **Geografia**, São Paulo, v. 18, n.1, p.135-150, 1993.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.

LIEBSCH, D.R.; GOLDENBERG, M.C.; MARQUES, M.C.M. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronossequência de Floresta Atlântica no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.21, p. 983-992, 2008.

LINDELL, C.A. et al. Migratory bird species in young tropical forest restoration sites: effects of vegetation height, planting design, and season. *Bird Conserv. Int.*, v. 22, p. 94 – 105, 2012.

MANGUEIRA, J. R. S. A. A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas. 2012. 128 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais, Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MARCUZZO, S.B.; ARAUJO, M.M.; RORATO, D.G.; MACHADO, J. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 6, p. 961-972, 2014.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, v. 7, p. 101–111, 2007.

MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 3, p. 21–27, 2008.

MICHENER, W. K. Quantitatively evaluating restoration experiments: research design, statistical analysis, and data management considerations. **Restoration Ecology**, v. 5, p. 324–377, 1997.

MILLER, J. R.; BESTELMEYER, B. T.; What’s wrong with novel ecosystems, really? **Restoration Ecology**, v. 24, n. 5, p. 577-582, 2016.

MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE. Portaria MMA Nº 443, DE 17-12-2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção. Disponível em http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/static/pdf/portaria_mma_443_2014.pdf

MÜLLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. New York, John Wiley & Sons, 1974. xp.

MÔNICO, A.C. Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração. 2012. 174 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais, Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MORAES, L.F.D.; CAMPELLO, E.F.C.; FRANCO, A.A. Restauração Florestal: Do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 437–451, 2010.

MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Reproductive phenology of climbers in a southeastern brazilian forest. **Biotropica**, v. 28, n. 2, p. 180-191, 1996.

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

MORO, M. F. et al. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 991–999, 2012.

MÜLLER, S.C.; WAECHTER, J.L. Estrutura sinusal dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 4, p. 395-406, 2001.

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

NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (org.). High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil. 1. ed. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 103-126.

NAVES, R. P.; Estrutura do componente arbóreo e da regeneração de áreas em processo de restauração com diferentes idades, comparadas a ecossistema de referência. 2013. 100 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais, Conservação de Ecossistemas Florestais). – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

NAVES, R. P.; Dinâmica da diversidade de florestas manejadas através da abordagem de ajuste e seleção de modelos para distribuição de abundância entre espécies. 2017. 143 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais, Conservação de Ecossistemas Florestais). – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

NOBREGA, M.F.; VALERI, S.V.; PAULA, R.C; SILVA, S.A. Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio - SP. **Revista Árvore** v. 32, p. 909-920, 2008.

PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N. L. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 291–300, 1997.

PALMER, M. A.; RUHL, J. B. Aligning restoration science and the law to sustain ecological infrastructure for the future. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, p. 512-519, 2015.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE, Jr., J. M. Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1-2, p. 21-42, 1997.

PAVLIK, B. M. Defining and measuring success. In: FALK D. A.; MILLAR C. I.; OLWELL, M. (Ed.) *Restoring diversity*. Island Press, Washington, D.C., 1996. p. 127– 155.

PICKETT, S.T.A; CADENASSO, M.L. Vegetation Dynamics. In: van der Maarel, E. (Ed.) *Vegetation Ecology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 2005. p. 172-198.

PINTO, L.P.; HIROTA, M.; CALMON, M.; RODRIGUES, R.R.; ROCHA, R. Introdução: A Mata Atlântica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). *Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: LERF/ESALQ:Instituto BioAtlântica, 2009. p. 128–147.

PORTO, M.L. Comunidades vegetais e fitossociologia: Fundamentos para avaliação e manejo de ecossistemas. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008. p. 34-40.

PRIMACK, R.B.; E. RODRIGUES. *Biologia da Conservação*. Londrina, 2001. 328p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <http://www.r-project.org/>. Acesso em: 2 fev. 2015

REY-BENAYAS, J.M.; BULLOCK, J.M.; NEWTON, A. C. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. **???**, v. 6, n. 6, p. 329-336, Aug, 2008.

REY-BENAYAS, J. M.; NEWTON A. C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, p. 1121–1124, 2009.

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

RIBEIRO, R.S.; MONTOYA, D.; FURTADO, R.; MEMMOTT, J.; PIZO, M.A.; RODRIGUES, R.R. The restoration of tropical seed dispersal networks. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 852–860, 2015.

RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMANEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. Naturalization and Invasion of Alien Plants: Concepts and Definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, p. 93-107, 2000.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F.; CRESTANA, M. S. M. Revegetação do entorno da represa de abastecimento de água do município de Iracemápolis/SP. Anais do Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba, 1992. Pages 406-414.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. As teorias e os processos ecológicos envolvidos nas diversas etapas da Restauração Florestal. In: BARBOSA, L. M.; JUNIOR, N. A. S. (Org.) A Botânica No Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. São Paulo, SP.: SBB – IOESP, 2007. p. 649-654.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration Success : How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569–577, 2005a.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 218, n. 1-3, p. 159-173, 2005b.

SANDERS, H.L. Marine Benthic Diversity: A Comparative Study. *The American Naturalist*, v. 102, n. 925, p. 243-282, May - Jun., 1968.

SANSEVERO, J. B. B. Processos de regeneração em Mata Atlântica: uma comparação entre áreas naturais e plantios de restauração ecológica na Reserva Biológica Poço das Antas, Rio de Janeiro. 2008. 145. Dissertação (Mestrado em

Botânica) – Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2008.

SCHNITZER, S.A; CARSON, W.P. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. **Ecology Letters**, v, 13, p. 849-857, 2010.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Resolução SMA 057, de 30-06-2016. Lista de espécies da flora ameaçadas de extinção no estado de São Paulo. Disponível em <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-057-2016-subst-300616.pdf>

SILVA, F.A. Dispersão de sementes no Parque Estadual Mata dos Godoy. In: J.M.D. Torezan (Org.). Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy. ITEDES, Londrina, 2006. p. 43-47.

SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.) Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 77- 90.

SIQUEIRA, L.P. de. Monitoramento de áreas restauradas no estado de São Paulo, Brasil. 2002. 128p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais, Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNACIONAL - SER. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org/docs/default-document-library/ser-primer-portuguese.pdf>>. Acesso em: 21/04/2017.

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.

SPACE, J.C.; IMADA, C.T. Report to the Republic of Kiribati on invasive plant species on the islands of Tarawa, Abemama, Butaritari and Maiana. Honolulu, U.S.D.A. Forest Service/Bishop Museum. Disponível em:

STEHMANN, J. R.; FORZZA, R. C.; SALINO, A.; SOBRAL, M.; COSTA, D. D.; KAMINO, L. H. Y. Plantas da floresta atlântica. Vol. 1. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009. XP.

SUDING, K. N. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 42, n. 1, p. 465–487, 2011.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecossistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 835-847, 2013.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238–251, 2015.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, Kidlington, v. 106, n. 2, p. 165-176, 2002.

TUCKER, N.I.J.; MURPHY, T.M. The Effects of Ecological Rehabilitation on Vegetation Recruitment: Some Observations from the Wet Tropics of North Queensland. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 133-152, 1997.

VALENTE, R. D. O. A. Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP. 2001. 144p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALENTE, R.O.A. Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG. 2005. 121p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VAN DER PIJL, L. Principles of dispersal in higher plants. 3rd ed. New York: Springer Verlag, 1982. 218 p.

VETTORAZZI, C.A.; VALENTE, R.O.A.; BALLESTER, M.V.R. Forest fire hazard mapping in a GIS environment for a river basin in the State of São Paulo, Brazil. In: INTERNATIONAL COFERENCE ON GEOSPATIAL INFORMATION IN AGRICULTURE AND FORESTRY, 2000. Lake Buena Vista. Proceedings... Ann Arbor: ERIM International,. 2000. v.1, p.10-12.

VIANI, R.A.G.; VIDAS, N.B.; PARDI, M.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.

VIANI, R.A.G. et al. Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration : Perspectives From the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1-8, 2017.

VIEIRA, E.H.A. O Licenciamento Ambiental de Portos de Areia da bacia do rio Corumbataí como Instrumento para a Recuperação das Áreas de Preservação Permanente. 2005. 186p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP. Junho, 2005.

VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasil. Bot.**, v. 29, n. 4, p. 541-554, out.-dez., 2006.

VIEIRA, D.C.M. Ecofisiologia de *Clausena excavata* Burm. F. (Rutaceae), uma espécie exótica invasora. 2009. XP. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2009.

UDULUTSCH, R. G.; ASSIS, M. A.; PICCHI, D. G. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro – Araras, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 125-134, Jan-Mar, 2004.

URBANSKA, K. M.; WEBB, N. R.; EDWARDS, P. J. Why restoration? In: URBANSKA, K. M.; WEBB, N. R.; EDWARDS, P. J. (Ed.). *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge: University Press, 1997. p. 3-7.

WHITE, P. S.; WALKER, J. L. Approximating Nature’s Variation: Selecting and Using Reference Information in Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 338–349, 1997.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 537–543, 2013.

WUETHRICH, B. Reconstructing Brazil's Atlantic Rainforest. **Science**, v. 315, p. 1070-1072, 2007.

WUNDERLE JR, J.M. The role of seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 223-235, 1997.

Apêndices

Apêndice I – Características das quatro áreas de estudo.

Área	Iracemápolis	Santa Bárbara d'Oeste	Corumbataí 1	Corumbataí 2
Idade (anos)	28	18	>53	>53
Coordenadas geográficas	22° 34'S, 47° 30'W	22° 49'S, 47° 25'W	22°28'S, 47°41'W	22° 30'S, 47° 40'W
Área (ha)	50	30	12	57
Espécies plantadas (nº)	140	80	-	-
Modelo de plantio	Módulos de plantio, composto por 6 pioneiras, 2 secundárias iniciais e uma secundária tardia ou clímax	Pioneiras (50%) e não pioneiras (50%) plantadas alternadamente na linha de plantio	-	-
Matriz	Cana-de-açúcar	Cana-de-açúcar	Cana-de-açúcar	Cana-de-açúcar
Solo	Latossolo roxo (BELLINAZI JUNIOR et al., 1987)	Latossolo (OLIVEIRA et al, 1999)	Latossolo/ Argissolo (VALENTE, 2005)	Latossolo/ Argissolo (VALENTE, 2005)
Clima	Cwa	Cwa	Cwa	Cwa

Apêndice II - Lista das espécies plantadas na área de preservação permanente do reservatório de água do município de Iracemápolis no ano de 1998.

(continua)

Espécie	Família
<i>Astronium graveolens</i>	Anacardiaceae
<i>Lithraea molleoides</i>	Anacardiaceae
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Anacardiaceae
<i>Schinus molle</i>	Anacardiaceae
<i>Schinus terebinthifolia</i>	Anacardiaceae
<i>Spondias lútea</i>	Anacardiaceae
<i>Annona cacans</i>	Annonaceae
<i>Rollinea sulcosa</i>	Annonaceae
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Apocynaceae
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	Apocynaceae
<i>Araucaria angustifolia</i>	Araucariaceae
<i>Archanthophoenix alexandrae</i>	Arecaceae
<i>Arecastrum romanzoffianum</i>	Arecaceae
<i>Euterpe Edulis</i>	Arecaceae
<i>Livistona chinensis</i>	Arecaceae
<i>Mauritia vinifera</i>	Arecaceae
<i>Roystonea oleracea</i>	Arecaceae
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	Bignoniaceae
<i>Parmentiera cereifera</i>	Bignoniaceae
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	Bignoniaceae
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	Bignoniaceae
<i>Tabebuia pentaphylla</i>	Bignoniaceae
<i>Ceiba erianthos</i>	Bombacaceae (Malvaceae)
<i>Ceiba pentandra</i>	Bombacaceae (Malvaceae)
<i>Chorisia speciosa</i>	Bombacaceae (Malvaceae)
<i>Pachira aquatica</i>	Bombacaceae (Malvaceae)
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	Bombacaceae (Malvaceae)
<i>Cordia ecalyculata</i>	Boraginaceae
<i>Cordia myxa</i>	Boraginaceae
<i>Cordia superba</i>	Boraginaceae
<i>Cordia trichotoma</i>	Boraginaceae
<i>Jaracatia spinosa</i>	Caricaceae
<i>Cecropia pachystachya</i>	Cecropiaceae (Urticaceae)
<i>Moquila tomentosa</i>	Chrysobalanaceae
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Clusiaceae
<i>Garcinia conchinchinensis</i>	Clusiaceae
<i>Terminalia argentea</i>	Combretaceae
<i>Dillenia indica</i>	Dilleniaceae
<i>Alchornea iricurana</i>	Euphorbiaceae

<i>Croton floribundus</i>	Euphorbiaceae
<i>Hevea brasiliensis</i>	Euphorbiaceae
<i>Securinega guaraiuva</i>	Euphorbiaceae
<i>Acacia comifera</i>	Fabaceae
<i>Anadenanthera peregrina</i>	Fabaceae
<i>Bauhinia forficata</i>	Fabaceae
<i>Caesalpinia leiostachya</i>	Fabaceae
<i>Caesalpinia echinata</i>	Fabaceae
<i>Caesalpinia peltophoroides</i>	Fabaceae
<i>Cassia carnavall</i>	Fabaceae
<i>Cassia fistula</i>	Fabaceae
<i>Cassia grandis</i>	Fabaceae
<i>Centrolobium tomentosum</i>	Fabaceae
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Fabaceae
<i>Dalbergia nigra</i>	Fabaceae
<i>Dalbergia variabilis</i>	Fabaceae
<i>Enterolobium timbouva</i>	Fabaceae
<i>Erythrina corallodendron</i>	Fabaceae
<i>Erythrina crista-galli</i>	Fabaceae
<i>Erythrina speciosa</i>	Fabaceae
<i>Erythrina velutina</i>	Fabaceae
<i>Erythrina verna</i>	Fabaceae
<i>Holocalyx balansae</i>	Fabaceae
<i>Hymenea courbaril</i>	Fabaceae
<i>Inga affinis</i>	Fabaceae
<i>Inga edulis</i>	Fabaceae
<i>Inga fagifolia</i>	Fabaceae
<i>Inga sessilis</i>	Fabaceae
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Fabaceae
<i>Myroxylon peruiferum</i>	Fabaceae
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Fabaceae
<i>Peltophorum dubium</i>	Fabaceae
<i>Piptadenia colubrina</i>	Fabaceae
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Fabaceae
<i>Pithecellobium inopdatum</i>	Fabaceae
<i>Plathymiscium floribundus</i>	Fabaceae
<i>Poecilanthus parviflora</i>	Fabaceae
<i>Prosopis juliflora</i>	Fabaceae
<i>Pterocarpus violaceus</i>	Fabaceae
<i>Pterogyne nitens</i>	Fabaceae
<i>Schizolobium parahybum</i>	Fabaceae
<i>Tamarindus indica</i>	Fabaceae
<i>Tipuana tipu</i>	Fabaceae
<i>Casearia obliqua</i>	Flacourtiaceae

<i>Casearia sylvestris</i>	Flacourtiaceae
<i>Cryptocarpa moschata</i>	Lauraceae
<i>Nectandra megapotamica</i>	Lauraceae
<i>Ocotea corymbosa</i>	Lauraceae
<i>Ocotea pretiosa</i>	Lauraceae
<i>Cariniana estrellensis</i>	Lecythidaceae
<i>Cariniana legalis</i>	Lecythidaceae
<i>Gustavia augusta</i>	Lecythidaceae
<i>Lecythis pisonis</i>	Lecythidaceae
<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	Lythraceae
<i>Lafoensia pacari</i>	Lythraceae
<i>Lagerstroemia indica</i>	Lythraceae
<i>Lagerstroemia speciosa</i>	Lythraceae
<i>Michelia champaraca</i>	Magnoliaceae
<i>Talauma obovata</i>	Magnoliaceae
<i>Miconia cinanomifolia</i>	Melastomataceae
<i>Tibouchina mutabilis</i>	Melastomataceae
<i>Tibouchina sellowiana</i>	Melastomataceae
<i>Cabrlea canjerana</i>	Meliaceae
<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae
<i>Guarea macrophylla</i>	Meliaceae
<i>Melia azedarach</i>	Meliaceae
<i>Clorophora tinctoria</i>	Moraceae
<i>Ficus benjamina</i>	Moraceae
<i>Ficus glabra</i>	Moraceae
<i>Morus nigra</i>	Moraceae
<i>Rapanea umbellata</i>	Myrsinaceae
<i>Campomanesia maschalanta</i>	Myrtaceae
<i>Eugenia brasiliensis</i>	Myrtaceae
<i>Eugenia jambos</i>	Myrtaceae
<i>Eugenia uvalha</i>	Myrtaceae
<i>Paivaea langsdorfii</i>	Myrtaceae
<i>Psidium cattheianum</i>	Myrtaceae
<i>Syzygium cuminii</i>	Myrtaceae
<i>Fraxinus americana</i>	Oleaceae
<i>Pittosporum undulatum</i>	Pittosporaceae
<i>Triplaris surinamensis</i>	Polygonaceae
<i>Punica granatum</i>	Punicaceae
<i>Hovenia dulcis</i>	Rhamnaceae
<i>Prunus sellowii</i>	Rosaceae
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	Rubiaceae
<i>Genipa americana</i>	Rubiaceae
<i>Posoqueria latifolia</i>	Rubiaceae
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Rutaceae

<i>Dictyoloma incanescens</i>	Rutaceae
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	Rutaceae
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	Rutaceae
<i>Salix humboldtiana</i>	Salicaceae
<i>Litchi chinensis</i>	Sapindaceae
<i>Sapindus saponaria</i>	Sapindaceae
<i>Achras sapota</i>	Sapotaceae
<i>Pouteria caimito</i>	Sapotaceae
<i>Basiloxylon brasiliensis</i>	Sterculiaceae
<i>Luehea divaricata</i>	Tiliaceae (Malvaceae)
<i>Citharexylum myrianthum</i>	Verbenaceae
<i>Vitex megapotamica</i>	Verbenaceae (Lamiaceae)
<i>Vitex polygama</i>	Verbenaceae (Lamiaceae)

Fonte: Rodrigues; Leitão Filho; Crestana (1992).

Apêndice III - Lista das espécies levantadas através de estudos florísticos e fitossociológicos para a região de Santa Bárbara D'Oeste que poderiam ser plantadas na área do entorno da represa São Luis.

Espécie	Família
<i>Schinus molle</i>	Anacardiaceae
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Anacardiaceae
<i>Spondias sp.</i>	Anacardiaceae
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	Apocynaceae
<i>Aspidosperma subincanum</i>	Apocynaceae
<i>Dendropanax cuneatus</i>	Araliaceae
<i>Euterpe edulis</i>	Arecaceae
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Arecaceae
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	Bignoniaceae
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Bignoniaceae
<i>Tabebuia rósea</i>	Bignoniaceae
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	Bignoniaceae
<i>Cordia superba</i>	Boraginaceae
<i>Protium heptaphyllum</i>	Burseraceae
<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae
<i>Licania tomentosa</i>	Chrysobalanaceae
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Clusiaceae
<i>Croton urucurana</i>	Euphorbiaceae
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Fabaceae
<i>Bauhinia forficata</i>	Fabaceae
<i>Cassia ferruginea</i>	Fabaceae
<i>Centrolobium tomentosum</i>	Fabaceae
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Fabaceae
<i>Erythrina speciosa</i>	Fabaceae
<i>Holocalyx balansae</i>	Fabaceae
<i>Hymenaea courbaril</i>	Fabaceae
<i>Inga vera</i>	Fabaceae
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Fabaceae
<i>Machaerium villosum</i>	Fabaceae
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	Fabaceae
<i>Mimosa scabrella</i>	Fabaceae
<i>Myroxylon peruiferum</i>	Fabaceae
<i>Peltophorum dubium</i>	Fabaceae
<i>Platypodium elegans</i>	Fabaceae
<i>Poincianella pluviosa</i>	Fabaceae
<i>Pterocarpus rohrii</i>	Fabaceae
<i>Pterogyne nitens</i>	Fabaceae

<i>Schizolobium parahyba</i>	Fabaceae
<i>Senna multijuga</i>	Fabaceae
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	Fabaceae
<i>Swartzia langsdorffii</i>	Fabaceae
<i>Caesalpinia echinata</i>	Fabaceae
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Fabaceae
<i>Senegalia polyphylla</i>	Fabaceae
<i>Aegiphila integrifolia</i>	Lamiaceae
<i>Vitex megapotamica</i>	Lamiaceae
<i>Lecythis pisonis</i>	Lecythidaceae
<i>Cariniana estrellensis</i>	Lecythidaceae
<i>Cariniana legalis</i>	Lecythidaceae
<i>Malpighia glabra</i>	Malpighiaceae
<i>Ceiba speciosa</i>	Malvaceae
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Malvaceae
<i>Luehea divaricata</i>	Malvaceae
<i>Pachira glabra</i>	Malvaceae
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	Malvaceae
<i>Tibouchina pulchra</i>	Melastomataceae
<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae
<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae
<i>Ficus guaranitica</i>	Moraceae
<i>Eugenia uniflora</i>	Myrtaceae
<i>Plinia trunciflora</i>	Myrtaceae
<i>Psidium cattleianum</i>	Myrtaceae
<i>Eugenia pyriformis</i>	Myrtaceae
<i>Triplaris americana</i>	Polygonaceae
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	Rutaceae
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Rutaceae
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae
<i>Acnistus arborescens</i>	Solanaceae
<i>Solanum granulosoleprosum</i>	Solanaceae
<i>Cecropia hololeuca</i>	Urticaceae
<i>Cecropia pachystachya</i>	Urticaceae
<i>Citharexylum myrianthum</i>	Verbenaceae

Fonte: Mônico (2012).

Apêndice IV – Lista florística das espécies e morfoespécies amostradas nas quatro áreas de estudo. HC = hábito de crescimento (Árv = árvore; Arb = arbusto; Sub = subarbusto; Er = erva; Trep = trepadeira; bam = bambu; pal = palmeira); OR = origem (Nat = nativa; Nat* = nativa enquadrada em alguma categoria de ameaça; Exo = Exótica; Exo* = exótica considerada invasora); SD = síndrome de dispersão (ZOO = zoocórica; NZOO = não-zoocórica) SS = status sucessional (P = pioneira; NP = não-pioneira; SB = não-pioneira de sub-bosque).

(continua)								
FAMÍLIA/ESPÉCIE	HC	OR	SS	SD	CORUM 1	CORUM 2	IRACEM	STABAR
ACANTHACEAE								
Acanthaceae 1	Er				x		x	
<i>Justicia</i> cf. <i>brasiliiana</i> Roth	Sub	Nat				x		
<i>Justicia dasyclados</i> (Nees) Lindau	Er	Nat			x			
AMARANTHACEAE								
Amaranthaceae 1	Trep				x			
Amaranthaceae 2	Trep				x			
ANACARDIACEAE								
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Árv	Nat	NP	NZOO		x		
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Árv	Nat	P	ZOO				x
ANNONACEAE								
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	Árv	Nat	P	ZOO		x		
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	Arb	Nat	P	ZOO		x		
<i>Guateria australis</i> A.St.-Hil.	Arb	Nat	NC	ZOO		x		

APOCYNACEAE

Apocynaceae 1	Trep				x		x		
Apocynaceae 2	Trep							x	
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	Árv	Nat*	NP	NZOO			x		
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	Árv	Nat	NP	NZOO				x	
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Árv	Nat	NP	NZOO					x
<i>Oxypetalum</i> sp.1	Trep				x			x	
<i>Oxypetalum</i> sp.2	Trep								x

ARALIACEAE

<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Árv	Nat	NC	ZOO	x				
<i>Hydrocotyle leucocephala</i> Cham. & Schltdl.	Er	Nat			x				

ARECACEAE

<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	Er	Nat						x	
Arecaceae 1	Er				x		x	x	x

ARISTOLOCHIACEAE

<i>Aristolochia arcuata</i> Mast.	Trep	Nat							x
<i>Aristolochia</i> sp.1	Trep				x		x		
<i>Aristolochia</i> sp.2	Trep				x		x		x

ASCLEPIADACEAE

Asclepiadaceae 1	Trep						x		
------------------	------	--	--	--	--	--	---	--	--

ASTERACEAE

<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	Er	Nat						x	x
-----------------------------------	----	-----	--	--	--	--	--	---	---

Bignoniaceae 12	Trep					x				
Bignoniaceae 13	Trep					x				
Bignoniaceae 14	Trep					x				
Bignoniaceae 15	Trep								x	
Bignoniaceae 16	Trep								x	
Bignoniaceae 17	Trep					x			x	
Bignoniaceae 18	Trep								x	
Bignoniaceae 19	Trep								x	
Bignoniaceae 20	Trep								x	
Bignoniaceae 21	Trep								x	
Bignoniaceae 22	Trep								x	
Bignoniaceae 23	Trep								x	
Bignoniaceae 24	Trep					x				
Bignoniaceae 25	Trep					x				
BLECHNACEAE										
<i>Blechnum gracile</i> Kaulf.	Er	Nat				x				
<i>Neoblechnum brasiliense</i> (Desv.) Gasper & V.A.O. Dittrich	Er	Nat							x	
BORAGINACEAE										
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Árv	Nat	NP	ZOO		x				
<i>Cordia superba</i> Cham.	Árv	Nat	NC	ZOO					x	
Boraginaceae 1	Trep									x
BROMELIACEAE										
<i>Bromelia antiacantha</i> Bertol.	Er	Nat				x				

CACTACEAE*Pereskia aculeata* Mill.

Trep

x

CANNABACEAE*Celtis* sp.

Arb

x

COMMELINACEAE*Commelina obliqua* Vahl

Er

Nat

x

Commelinaceae 1

Er

x

x

Commelinaceae 2

Er

x

Commelinaceae 3

Er

x

CONVOLVULACEAE*Merremia* sp.1

Trep

x

x

Merremia sp.2

Trep

x

x

Convolvulaceae 1

Trep

x

x

Convolvulaceae 2

Trep

x

CUCURBITACEAE

Cucurbitaceae 1

Trep

x

Cucurbitaceae 2

Trep

x

Cucurbitaceae 3

Trep

x

x

Cucurbitaceae 4

Trep

x

CYPERACEAE

Cyperaceae 1

Er

x

x

DILLENiaceae*Davilla rugosa* Poir.

Sub Nat x x

Dioscoreaceae*Dioscorea* sp.

Trep x x

Dryopteridaceae*Lastreopsis effusa* (Sw.) Tindale

Er Nat x

Erythroxylaceae*Erythroxylum* cf. *pulchrum* A.St.-Hil.

Árv Nat NP ZOO x

Euphorbiaceae*Acalypha brasiliensis* Müll.Arg.

Sub Nat x

Alchornea glandulosa Poepp. & Endl.

Árv Nat P ZOO x

Croton floribundus Spreng.

Árv Nat P NZOO x

Croton piptocalyx Müll.Arg.

Árv Nat P NZOO x

Croton urucurana Baill.

Árv Nat P NZOO x

Dalechampia sp.

Trep x

Fabaceae*Anadenanthera peregrina* (L.) Speg.

Árv Nat NP NZOO x

Andira fraxinifolia Benth.

Árv Nat NP ZOO x

Bauhinia cf. *brevipes* Vogel

Arb Nat NC NZOO x

Calliandra foliolosa Benth.

Árv Nat P NZOO x

Centrolobium tomentosum Guillem. ex Benth.

Árv Nat NP NZOO x

<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	Arb	Nat	SB	ZOO		x		
LOMARIOPSIDACEAE								
<i>Nephrolepis pectinata</i> (Willd.) Schott	Er	Nat					x	
LYTHRACEAE								
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	Árv	Exo	NP	NC			x	
MALPIGHIACEAE								
<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	Arb	Nat	NP	ZOO	x			
Malpighiaceae 1	Trep					x		
Malpighiaceae 2	Trep						x	
MALVACEAE								
<i>Abutilon</i> sp.	Arb					x		
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	Árv	Nat	P	NZOO	x	x		
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Árv	Nat	NP	NZOO			x	
<i>Sida urens</i> L.	Sub	Nat					x	
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Árv	Nat	P	NZOO				x
<i>Luehea divaricata</i>	Árv	Nat	P	NZOO				x
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	Árv	Exo*	P	ZOO			x	
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Árv	Nat	P	NZOO				x
<i>Sida planicaulis</i> Cav.	Sub	Nat						x
<i>Sidastrum micranthum</i> (A.St.-Hil.) Fryxell	Sub	Nat			x			
<i>Wissadula hernandioides</i> (L.Hér.) Garcke	Sub	Nat			x			x
Malvaceae 1	Trep				x	x		

MELASTOMATACEAE

<i>Miconia cf. lepidota</i> DC.	Árv	Nat	NC	NC		x		
<i>Ossaea cf. marginata</i> (Desr.) Triana	Arb	Nat	NC	ZOO	x			

MELIACEAE

<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Árv	Nat	NP	ZOO	x			
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Árv	Nat	NP	ZOO	x	x	x	x
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	Árv	Nat	SB	ZOO		x		
<i>Trichilia claussoni</i> C.DC.	Árv	Nat	NP	ZOO		x		
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Árv	Nat	SB	ZOO	x	x		x
Meliaceae 1	Árv						x	x

MENISPERMACEAE

<i>Cissampelos glaberrima</i> A.St.-Hil.	Trep	Nat				x		
--	------	-----	--	--	--	---	--	--

MONIMIACEAE

<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Árv	Nat	SB	ZOO	x			
--	-----	-----	----	-----	---	--	--	--

MORACEAE

<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	Árv	Nat	NC	NC	x	x		
--	-----	-----	----	----	---	---	--	--

MUSACEAE

<i>Musa</i> sp.	Er	Exo					x	
-----------------	----	-----	--	--	--	--	---	--

MYRTACEAE

<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	Árv	Nat	NC	ZOO			x	
----------------------------------	-----	-----	----	-----	--	--	---	--

<i>Eugenia florida</i> DC.	Árv	Nat	SB	ZOO	x	x	x	
<i>Eugenia francavilleana</i> O.Berg	Árv	Nat	NC	ZOO		x		
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Arb	Nat	SB	ZOO			x	x
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Árv	Nat	NP	ZOO		x		
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Árv	Nat	SB	ZOO	x	x		
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Árv	Nat	NP	ZOO			x	
<i>Psidium guajava</i> L.	Árv	Exo*	P	ZOO				x
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Árv	Exo*	NC	ZOO			x	
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Árv	Exo*	NC	ZOO			x	
NYCTAGINACEAE								
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Arb	Nat	NP	ZOO	x			
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Arb	Nat	NP	ZOO	x	x		
ORCHIDACEAE								
<i>Oeceoclades maculata</i> (Lindl.) Lindl.	Er	Exo*			x	x	x	x
PASSIFLORACEAE								
<i>Passiflora edulis</i> Sims	Trep	Nat						x
<i>Passiflora</i> sp.	Trep							x
PIPERACEAE								
<i>Piper</i> cf. <i>aduncum</i> L.	Arb	Nat	NP	ZOO	x			
<i>Piper amalago</i> L.	Arb	Nat	NP	ZOO	x	x		
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Arb	Nat	NP	ZOO	x			
<i>Piper frutescens</i> C.DC.	Sub	Nat				x		
<i>Piper</i> cf. <i>gaudichaudianum</i> Kunth	Arb	Nat	NP	ZOO	x		x	x

PRIMULACEAE

Myrsine coriacea (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.
Myrsine umbellata Mart.

Árv Nat NP ZOO x
 Árv Nat NP ZOO x

PTERIDACEAE

Doryopteris concolor (Langsd. & Fisch.) Kuhn
Pteris brasiliensis Raddi
Pteris denticulata Sw.

Er Nat x
 Er Nat x
 Er Nat x x

RHAMNACEAE

Gouania virgata Reissek

Trep Nat x

RUBIACEAE

Cordia sessilis (Vell.) Kuntze
Margaritopsis cephalantha (Müll.Arg.) C.M.Taylor
Palicourea mamillaris (Müll.Arg.) C.M.Taylor
Psychotria carthagenensis Jacq.
Psychotria leiocarpa Cham. & Schldt.
Psychotria suterella Müll.Arg.
Randia armata (Sw.) DC.
Rudgea cf. jasminoides (Cham.) Müll.Arg.

Arb Nat SB ZOO x
 Arb Nat NC ZOO x x
 Árv Nat NC NC x x
 Arb Nat SB ZOO x
 Arb Nat SB ZOO x
 Árv Nat SB ZOO x
 Árv Nat SB ZOO x

RUTACEAE

Clausena excavata Burm. F.
Esenbeckia febrifuga (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.
Galipea jasminiflora (A.St.-Hil.) Engl.
Murraya paniculata (L.) Jack

Árv Exo* P ZOO x
 Árv Nat SB NZOO x x
 Árv Nat SB NZOO x
 Árv Exo* NC NC x

Zanthoxylum rhoifolium Lam.

Árv Nat P ZOO x

SALICACEAE

Casearia gossypiosperma Briq.

Árv Nat NP ZOO x x

Casearia sylvestris Sw.

Árv Nat NP ZOO x x x

SAPINDACEAE

Allophylus edulis (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.

Árv Nat NP ZOO x x

Cupania tenuivalvis Radlk.

Árv Nat NP ZOO x x

Cupania vernalis Cambess.

Árv Nat NP ZOO x x

Matayba elaeagnoides Radlk.

Árv Nat NP ZOO x

Sapindaceae 1

Trep x x x

Sapindaceae 2

Trep x x

Sapindaceae 3

Trep x x

Sapindaceae 4

Trep x x

Sapindaceae 5

Trep x x x

Sapindaceae 6

Trep x x

Sapindaceae 7

Trep x x x

Sapindaceae 8

Trep x x

Sapindaceae 9

Trep x

SAPOTACEAE

Chrysophyllum gonocarpum (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.

Árv Nat NP ZOO x

SIPARUNACEAE

Siparuna guianensis Aubl.

Árv Nat NP ZOO x x

SMILACACEAE

<i>Smilax</i> cf. <i>cognata</i> Kunth	Trep	Nat			x		x		
<i>Smilax</i> cf. <i>fluminensis</i> Steud.	Trep	Nat							x
<i>Smilax</i> sp.1	Trep				x		x		

SOLANACEAE

<i>Brunfelsia uniflora</i> (Pohl) D.Don	Arb	Nat	NC	ZOO			x		
<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth	Arb	Nat	NC	ZOO	x			x	x
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Er	Nat							x
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	Árv	Nat	NP	ZOO			x		
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Árv	Nat	P	ZOO					x

STYRACACEAE

<i>Styrax pohlii</i> A.DC.	Árv	Nat	P	ZOO				x	
----------------------------	-----	-----	---	-----	--	--	--	---	--

THELYPTERIDACEAE

<i>Cyclosorus interruptus</i> (Willd.) H. Ito	Er	Nat						x	
<i>Goniopteris</i> sp.	Er	Nat			x				
<i>Meniscium arborescens</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Er	Nat						x	

TRIGONIACEAE

<i>Trigonia nivea</i> Cambess.	Trep	Nat			x				
--------------------------------	------	-----	--	--	---	--	--	--	--

URTICACEAE

<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Árv	Nat	P	ZOO				x	x
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Arb	Nat	P	ZOO			x		

VERBENACEAE

Verbenaceae 1

Trep

x

VIOLACEAE*Pombalia atropurpurea* (A.St.-Hil.) Paula-Souza

Sub

Nat

x

x

VOCHYSIACEAE*Vochysia tucanorum* Mart.

Árv

Nat

NP

NZOO

x

ZINGIBERACEAE*Hedychium coronarium* J.Koenig

Er

Exo*

x

INDETERMINADA

Indeterminada 1

Trep

x

x

Indeterminada 2

Trep

x

Indeterminada 3

Trep

x

Indeterminada 4

Trep

x

Indeterminada 5

Trep

x

Indeterminada 6

Trep

x

Indeterminada 7

Er

x

Indeterminada 8

Trep

x

Indeterminada 9

Trep

x

Indeterminada 10

Trep

x

Indeterminada 11

Trep

x

Indeterminada 12

Trep

x

Indeterminada 13

Er

x

Indeterminada 14	Trep		x		
Indeterminada 15	Trep	x			
Indeterminada 16	Trep		x		
Indeterminada 17	Trep			x	
Indeterminada 18	Árv			x	
Indeterminada 19	Árv			x	
Indeterminada 20	Árv			x	
Indeterminada 21	Trep			x	
Indeterminada 22	Árv			x	
Indeterminada 23	Trep			x	
Indeterminada 24	Árv			x	
Indeterminada 25	Trep				x
Indeterminada 26	Er				x
Indeterminada 27	Er				x
Indeterminada 28	Trep				x
Indeterminada 29	Árv				x
Indeterminada 30	Trep				x
Indeterminada 31	Trep				x
Indeterminada 32	Trep				x
Indeterminada 33	Trep				x
Indeterminada 34	Trep				x
Indeterminada 35	Trep				x
Indeterminada 36	Trep				x
Indeterminada 37	Trep	x			
Indeterminada 38	Trep	x	x		
Indeterminada 39	Trep	x			

Indeterminada 41	Trep	x		
Indeterminada 42	Trep	x		
Indeterminada 43	Trep	x		
Indeterminada 44	Trep	x		
Indeterminada 45	Trep	x		
Indeterminada 46	Árv	x		
Indeterminada 47	Trep	x		
Indeterminada 48	Trep	x		
Indeterminada 49	Trep	x		
Indeterminada 50	Trep	x		
Indeterminada 51	Trep	x		
Indeterminada 52	Trep	x		
Indeterminada 53	Trep	x		
Indeterminada 54	Trep	x		
Indeterminada 55	Er	x		
Indeterminada 56	Trep	x		
Indeterminada 57	Trep	x		
Indeterminada 58	Trep		x	
Indeterminada 59	Trep		x	
Indeterminada 60	Sub		x	
Indeterminada 61	Er		x	
Indeterminada 62	Árv			x

Anexos



COORDENADORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
Universidade Estadual de Campinas
Caixa Postal 6109, 13083-970, Campinas, SP, Brasil
Fone (19) 3521-6378, email: cpqib@unicamp.br



DECLARAÇÃO

Em observância ao §5º do Artigo 1º da Informação CCPG-UNICAMP/001/15, referente a Bioética e Biossegurança, declaro que o conteúdo de minha Dissertação de Mestrado, intitulada "*Avaliação do sub-bosque de matas ciliares em restauração no interior do estado de São Paulo, Brasil*", desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Instituto de Biologia da Unicamp, não versa sobre pesquisa envolvendo seres humanos, animais ou temas afetos a Biossegurança.

Assinatura: _____

Nome do(a) aluno(a): Raissa Corrêa de Andrade

Assinatura: _____

Nome do(a) orientador(a): Ricardo Ribeiro Rodrigues

Data: 19/12/2018

Declaração

As cópias de artigos de minha autoria ou de minha co-autoria, já publicados ou submetidos para publicação em revistas científicas ou anais de congressos sujeitos a arbitragem, que constam da minha Dissertação/Tese de Mestrado/Doutorado, intitulada **Avaliação do sub-bosque de matas ciliares em restauração no interior do estado de São Paulo, Brasil**, não infringem os dispositivos da Lei n.º 9.610/98, nem o direito autoral de qualquer editora.

Campinas, 19/12/2018

Assinatura: _____

Nome do(a) autor(a): **Raissa Corrêa de Andrade**
RG n.º 17210339

Assinatura: _____

Nome do(a) orientador(a): **Ricardo Ribeiro Rodrigues**
RG n.º _____