

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Bordas florestais com trepadeiras hiperabundantes inseridas em matriz agrícola: estrutura, composição e manejo

Cynthia Montibeller Santos

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2019

Cynthia Montibeller Santos
Licenciada em Ciências Biológicas

**Bordas florestais com trepadeiras hiperabundantes inseridas em matriz agrícola:
estrutura, composição e manejo**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. RICARDO RIBEIRO RODRIGUES

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Santos, Montibeller Cinthia

Bordas florestais com trepadeiras hiperabundantes inseridas em matriz agrícola: estrutura, composição e manejo / Cinthia Montibeller-Santos. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2019.

123 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Trepadeiras hiperabundantes 2. Manejo 3. Restauração florestal I.
Título

DEDICATÓRIA

Aos meu pais, Sandra e Sebastião, que são meu porto seguro para onde sei que sempre posso voltar e onde sou invencível, os grandes responsáveis pela construção do meu ser e o combustível que me move em busca de ser uma pessoa melhor todos os dias.

AGRADECIMENTOS

Eu gostaria de agradecer aos meus pais primeiramente. Em toda essa trajetória acadêmica eles foram imprescindíveis, me apoiando não só financeiramente, mas principalmente torcendo por mim, acreditando (muitas vezes mais que eu mesma) e sempre de prontidão para resolver qualquer situação. Por sempre se colocarem à disposição, acima até de suas próprias prioridades, por me fazer prioridade, agradeço eternamente!

Ao meu orientador Ricardo R. Rodrigues, a quem sempre admirei (mesmo à distância na época da graduação) e almejei ter a honra de trabalhar junto um dia. Obrigada por me aceitar na equipe e confiar no meu trabalho, por me ensinar tanto e ser compreensivo em momentos cruciais.

À CAPES pelo apoio financeiro durante a vida acadêmica e à FAPESP por fomentar o projeto temático do qual o meu projeto de doutorado faz parte. Agradeço também à Esalq-USP pela estrutura e apoio técnico. Em especial agradeço à sociedade brasileira, que fomenta a existência de universidades públicas com qualidade reconhecida internacionalmente, como é o caso da USP.

À Giovana, secretária do programa de pós graduação em Recursos florestais, mas extraoficialmente psicóloga, mentora, guru e cantora talentosíssima de karaokê. Obrigada pelas longas conversas, conselhos, pela ajuda e doação do seu tempo o que é impagável.

Aos técnicos do LERF que são fundamentais no desenvolvimento das nossas pesquisas, em especial ao Sr. Victor, que muitas vezes foi meu único ajudante no trabalho de campo tão pesado.

Agradeço enormemente todos os estagiários que foram à campo comigo, um campo extenso e difícil, com vespas e cobras venenosas, mas acima de tudo muito divertido e rico em aprendizado todos os dias. Em especial ao Reinaldo, que fez iniciação científica como um braço do meu projeto de manejo de trepadeiras, e à Kiss, ambos foram de extrema importância, cuidando do meu experimento durante o período do meu intercâmbio.

Ao Stefan Schnitzer por me orientar no doutorado sanduíche, mas acima de tudo por ser como um pai enquanto estive fora do meu país, fazendo questão de me apresentar sua cultura, sua família e me fazer sentir em casa. Da mesma forma, agradeço à equipe de pesquisa do laboratório de ecologia da Marquette University. Em especial ao meu amigo brasileiro Felipe, que foi minha família em Milwaukee.

À família do Lerf, que são as melhores pessoas com quem eu poderia desejar conviver todos os dias! Vou levar vocês no coração.

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	9
1. INTRODUÇÃO GERAL	11
1.1. INTRODUÇÃO	11
1.2. OBJETIVOS GERAIS E ORGANIZAÇÃO DA TESE.....	16
1.3. METODOLOGIA GERAL	16
1.3.1. <i>Área de estudo</i>	17
1.3.2. <i>Delineamento experimental geral</i>	18
REFERÊNCIAS.....	21
2. ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA VEGETAÇÃO EM BORDAS DE FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA COM TREPADDEIRAS EM HIPERABUNDÂNCIA.....	31
2.1. RESUMO.....	31
2.2. ABSTRACT	31
2.3. INTRODUÇÃO	32
2.4. MATERIAL E MÉTODOS.....	34
2.4.1. <i>Levantamento da vegetação</i>	34
2.4.2. <i>Análise de dados</i>	37
2.4.2.1. <i>Relações entre trepadeiras e árvores e a regeneração natural</i>	37
2.4.2.2. <i>Estrutura da vegetação em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância</i>	39
2.4.2.3. <i>Riqueza e composição de espécies em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância</i>	39
2.5. RESULTADOS	40
2.5.1. <i>Relações entre trepadeiras e árvores</i>	40
2.5.2. <i>Relações entre trepadeiras e a regeneração natural</i>	41
2.5.3. <i>Estrutura da vegetação em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância</i>	42
2.5.4. <i>Riqueza e composição de espécies em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância</i>	44
2.6. DISCUSSÃO	49
2.6.1. <i>Estrutura e composição da vegetação em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância</i> ..	52
2.7. CONCLUSÃO.....	56
REFERÊNCIAS.....	57
APÊNDICES	67
3. MANEJO DE TREPADDEIRAS EM HIPERABUNDÂNCIA COMO FERRAMENTA PARA A RESTAURAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM FRAGMENTOS FLORESTAIS INSERIDOS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS.....	87
3.1. RESUMO.....	87
3.2. ABSTRACT	87
3.3. INTRODUÇÃO	88
3.4. MATERIAL E MÉTODOS	91
3.4.1. <i>Área de estudo</i>	91
3.4.2. <i>Amostragem da vegetação</i>	91
3.4.3. <i>Manejo de trepadeiras em hiperabundância</i>	91
3.4.4. <i>Rendimento Operacional</i>	92
3.4.5. <i>Análise de dados</i>	93
3.5. RESULTADOS	94
3.5.1. <i>Recrutamento e crescimento</i>	94
3.5.2. <i>Riqueza e composição</i>	96
3.5.3. <i>Rendimento Operacional</i>	97
3.6. DISCUSSÃO	98
3.7. CONCLUSÃO.....	105
REFERÊNCIAS.....	107
APÊNDICES	115

4. CONSIDERAÇÕES PARA O MANEJO119
REFERÊNCIAS.....123

RESUMO

Bordas florestais com trepadeiras hiperabundantes inseridas em matriz agrícola: estrutura, composição e manejo

A fragmentação e a perda de habitat são atualmente as principais ameaças à biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas florestais. Em florestas tropicais fragmentadas e degradadas, tem sido observado um aumento na densidade, biomassa e na produtividade das comunidades de trepadeiras. Trepadeiras competem com árvores por recursos acima e abaixo do solo, e quando estão hiperabundantes podem alterar a estrutura e composição de espécies dos fragmentos florestais, bem como pode representar um filtro ecológico que mantém a regeneração natural estagnada por décadas. Especialmente nas bordas florestais, as trepadeiras têm se tornado hiperabundantes, mas as suas relações com as árvores e a regeneração natural nas bordas dos fragmentos florestais não são bem conhecidas. Diante disso, o objetivo desta tese foi verificar como trepadeiras em hiperabundância se relacionam com a comunidade arbustivo-arbórea e a regeneração natural em bordas de fragmentos florestais inseridos em paisagens agrícolas, analisar os possíveis desdobramentos dessas relações para a estrutura e composição de espécies nessas bordas e testar o manejo de trepadeiras como ferramenta de restauração da regeneração natural. Para a realização do presente estudo, foram selecionados três fragmentos de floresta estacional semidecídua, que apresentavam visivelmente trepadeiras em hiperabundância em suas bordas. A fim de analisar as relações entre trepadeiras, árvores e a regeneração natural, foram instaladas na borda de cada fragmento, oito parcelas permanentes de 150m² (10mx15m), 24 parcelas ao todo, onde foram amostradas todas as árvores (DAP ≥ 5cm). Para o levantamento de trepadeiras, foi alocada uma subparcela de 50m² (5mx10m) e a regeneração natural foi amostrada em três subparcelas de 4m² (2mx2m). Foram calculadas variáveis descritoras dos três grupos amostrados, que foram correlacionadas entre si para investigar padrões nessas relações. Posteriormente, foi feita uma análise descritiva da estrutura e composição dessas bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância. Para testar o efeito do manejo de trepadeiras em hiperabundância na regeneração natural, foi instalado um experimento de manejo, com corte total de todas as trepadeiras em metade das parcelas permanentes, a outra metade foi controle. As respostas do recrutamento, crescimento em altura, riqueza e composição da regeneração natural foi avaliada um ano após o manejo de trepadeiras. O presente trabalho traz em seu primeiro capítulo uma introdução sobre o papel ecológico das trepadeiras, suas relações com a estrutura de florestas e seu potencial para estagnar a sucessão florestal em fragmentos degradados, traz também o delineamento experimental geral. Nós investigamos no segundo capítulo, as relações entre trepadeiras em hiperabundância, árvores e a regeneração natural e fizemos uma análise descritiva da estrutura e composição de bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância, inseridas em paisagem agrícola. No terceiro capítulo, nós demonstramos os efeitos iniciais do manejo de trepadeiras no recrutamento, crescimento em altura, riqueza e composição de espécies na regeneração natural. Trazemos também uma análise do rendimento operacional em função da

densidade prévia de trepadeiras. Nós encontramos que a densidade de trepadeiras pequenas (≤ 2.5 cm de diâmetro) e a proporção de árvores que apresentam ocupação severa da copa por trepadeiras ($\geq 75\%$), têm relação negativa com a estrutura da comunidade arbórea e com a regeneração natural. Já a densidade de trepadeiras grandes (> 2.5 cm) tem relação positiva com características de floresta madura (maior biomassa e projeção da copa no solo, por exemplo). A estrutura predominante nas bordas estudadas inclui densidades altíssimas de trepadeiras (parcelas com até 78 trepadeiras/árvore) e mais de 80% dos indivíduos com as copas ocupadas por trepadeiras onde, em média, metade dessas árvores apresentam ocupação severa e a regeneração natural está comprometida. Nossos resultados ressaltam evidências que trepadeiras em hiperabundância podem contribuir com a degradação da estrutura da comunidade arbórea e com a supressão da regeneração natural nas bordas florestais. O manejo de trepadeiras proporcionou aumento no recrutamento e na diversidade da regeneração natural já no primeiro de avaliação. Também houve uma tendência de efeito positivo no crescimento em altura de espécies não pioneiras. Essa ação de manejo de trepadeiras em fragmentos florestais degradados é mais rentável comparada a técnicas convencionais de restauração ecológica (plantio de mudas para o reflorestamento de áreas que foram totalmente desmatadas, por exemplo), que são amplamente adotadas no país, indicando ser uma opção economicamente viável. Ao testar o manejo de trepadeiras, reconhecemos que essa prática é útil para a restauração da regeneração natural em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância e, conseqüentemente, para a retomada da sucessão florestal em fragmentos florestais degradados inseridos em paisagens agrícolas.

Palavras-chave: Trepadeiras hiperabundantes; Manejo de florestas; Restauração florestal; Regeneração natural, sucessão ecológica.

ABSTRACT

Forest edges with overabundant climbers inserted in agricultural matrix: structure, species composition and management

Fragmentation and loss of habitat are currently the main threats to the biodiversity and functioning of forest ecosystems. In fragmented and degraded tropical forests, there has been an increase in density, biomass and productivity of climbing communities. Climbers compete with trees for above and below ground resources, and when they are overabundant, they can alter the structure and composition of forest fragments, as well as represent an ecological filter that keeps natural regeneration arrested for decades. Especially on forest edges, climbing plants have become overabundant, but their relationships with trees and natural regeneration at the edges of forest fragments are not well known. Therefore, the objective of this thesis was to verify how overabundant climbers relate to the shrub-tree community and natural regeneration on forest edges of fragments inserted in agricultural landscapes, to analyze the possible unfolding of these relationships for the structure and species composition on edges and to test the management of climbing plants as a tool to restore natural regeneration. For the accomplishment of the present study, three fragments of semideciduous seasonal forest were selected, that one visibly presented overabundant climbers in its edges. In order to analyze the relationships between climber plants, trees and natural regeneration, eight permanent plots of 150m² (10mx15m), 24 plots in total, were sampled on the edge of each fragment, where all trees (DAP \geq 5cm) were sampled. A subplot of 50m² (5mx10m) was allocated for climber plants samples, and natural regeneration was sampled in three subplots of 4m² (2mx2m). Descriptive variables were calculated from the three sampled groups, which were correlated with each other to investigate patterns in these relationships. Subsequently, a descriptive analysis was made of the structure and composition of these forest edges with hyperabundant climbers. To test the effect of the management of overabundant climbers on natural regeneration, a management experiment was installed, with a total cut of all climbers in half of the permanent plots, four plots, the other half was control. The responses of recruitment, growth in height, richness and composition of natural regeneration was evaluated one year after the management. This work presents in its first chapter an introduction on the ecological role of climbers, their relationships with the forest structure and their potential to stagnate the forest succession in degraded fragments, also brings the general experimental design. We investigated in the second chapter, the relationships between hyperabundant climbers, trees and natural regeneration, and we did a descriptive analysis of the structure and composition of forest edges inserted in agricultural landscape with overabundant climbers. In the third chapter, we demonstrate the initial effects of management of climbers on recruitment, growth in height, richness, and species composition in natural regeneration. We also present an analysis of the operational performance in function of the previous density of climbers. We found that the density of small climber plants (\leq 2.5cm in diameter) and the proportion of trees with severe crown occupancy by climbers (\geq 75%) are negatively related to tree structure and natural regeneration. However,

the density of large climbers (> 2.5 cm) has a positive relation with mature forest characteristics (greater biomass and crown projection in the soil, for example). The predominant structure in the studied forest edges includes very high densities of climbers (plots with up to 78 climbers / tree) and more than 80% of individuals with crown occupied by climbers where, on average, half of these trees are severely occupied and natural regeneration is compromised. Our results highlight evidence that hyperabundant climbers can contribute to the degradation of the tree community structure and the suppression of natural regeneration at the forest edges. The management of climbers provided an increase in recruitment and in the diversity of natural regeneration in the first-year evaluation. There was also a trend of positive effect on growth in height of non-pioneer species. This action of management of climbers in degraded forest fragments is more profitable compared to the conventional techniques of ecological restoration (planting seedlings for the reforestation of areas that have been totally deforested, for example), that are widely adopted in the country, indicating that it is economically viable. In testing the management of climbers, we recognize that this practice is useful for the restoration of natural regeneration on forest edges with overabundant climbers and, consequently, for the resumption of forest succession in degraded forest fragments inserted in agricultural landscapes.

Keywords: Overabundant climbers; Forest management; Forest restoration, natural regeneration, ecological succession.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Introdução

Em todo mundo, atividades como a agricultura, a pecuária e a extração de madeira transformam a paisagem dos ecossistemas naturais e as principais implicações dessas transformações são a perda de habitat e, conseqüentemente, a fragmentação florestal (BRANDO et al., 2013). A substituição de grandes áreas de floresta nativa por outro ecossistema deixa manchas de floresta isoladas, com conseqüências deletérias para a maioria da biota nativa (FAHRIG, 2003), sendo considerada a principal ameaça à manutenção da biodiversidade do planeta (COLLINGE, 1996). Além de reduzir a área total de cobertura florestal resultando em fragmentos florestais isolados, muitas vezes pequenos e degradados, o desmatamento e a fragmentação expõe os organismos às condições de um ecossistema circundante diferente do original e, conseqüentemente, aos efeitos de borda (MURCIA, 1995). A borda é a primeira frente da floresta contra distúrbios advindos da matriz circundante. Na borda florestal a incidência de radiação solar é maior que no interior, onde ocorre aumento da temperatura e diminuição da umidade relativa do ar e do solo (YOUNG; MITCHELL, 1994; MURCIA, 1995; COLLINGE, 1996) e, em resposta a essas condições, as bordas florestais experimentam importantes perdas de diversidade florística e filogenética (SANTOS et al., 2010).

A expansão da fronteira agrícola resultou na supressão da Mata Atlântica brasileira, atualmente restrita a menos de 16% de sua cobertura original, onde mais de 80% desse total está distribuído em fragmentos pequenos (<50 ha) e isolados (RIBEIRO et al., 2009). O estado de São Paulo apresenta atualmente cerca de 24% de cobertura florestal e grande parte desses remanescentes florestais estão circundados por matriz agrícola, que ocupa aproximadamente 70% do território total do estado (MAPBIOMAS, 2017). Cerca de 23% da matriz agrícola do estado de São Paulo corresponde ao cultivo de de cana-de-açúcar (CANASAT, 2013), que é a principal cultura na região do município de Batatais-SP, onde o presente estudo foi desenvolvido. Rotineiramente esse tipo de cultura utilizou o fogo no manejo com o propósito de facilitar os procedimentos de colheita, porém, apesar dos benefícios operacionais, esta técnica ameaça a floresta remanescente nessas paisagens agrícolas. Incêndios destroem a matéria orgânica e a estrutura do solo e aumentam o risco de erosão (GOLDEMBERG et al., 2008). Muitas vezes os incêndios fogem do controle do produtor e escapam para a floresta, causando a mortalidade de árvores adultas e,

consequentemente, a destruição da estrutura florestal, favorecendo a proliferação de espécies heliófitas ruderais nativas e exóticas, principalmente na borda florestal (BALCH; NEPSTAD; CURRAN, 2009; RONQUIM, 2010).

Quando distúrbios ou fatores de degradação são mantidos em áreas intensamente ocupadas pela agropecuária, como é o caso da maioria dos fragmentos de floresta estacional semidecídua do interior do estado de São Paulo, algumas espécies de trepadeiras ruderais são favorecidas e tendem a se proliferar (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Em florestas tropicais fragmentadas e degradadas, tem sido observado um aumento na densidade, biomassa e na produtividade das comunidades de trepadeiras alterando a estrutura e função dos fragmentos (SCHNITZER, 2015a; CHI, 2016). Esse aumento é considerado uma das mudanças estruturais mais expressivas das florestas tropicais na atualidade (SCHNITZER; BONGERS, 2011; SCHNITZER, 2015a)

Trepadeiras são plantas que enraízam no solo da floresta e investem seus recursos em crescimento e produção de biomassa em detrimento de manter sua rigidez, como a maioria das plantas, dessa forma precisam escalar um apoio estrutural externo para alcançar o dossel florestal (DEN DUBBELDEN; OSTERBEEK, 1995). Trepadeiras podem ser lenhosas (conhecidas como lianas) ou herbáceas e são componentes estruturais importantes em florestas tropicais bem conservadas, onde podem contribuir com cerca de 25% dos indivíduos lenhosos e 35% da biodiversidade florestal (SCHNITZER; BONGERS, 2011; SCHNITZER et al., 2012). Seu papel é muito importante para a dinâmica e ciclo de regeneração florestal, bem como sobre a comunidade de fauna (ENGEL et al., 1998). Dentre as diversas funções que desempenham, trepadeiras são particularmente importantes para a ciclagem de nutrientes (PUTZ, 1983), atuam como via de deslocamento e abrigo para a fauna (EMMONS; GENTRY, 1983; ARROYO-RODRÍGUEZ et al. 2015), fornecem flores e frutos em um período complementar ao ofertado pelas árvores e arbustos, garantindo recursos para a fauna durante o ano todo (MORELLATO, 1991; MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996), podem promover um microambiente favorável para a sobrevivência de plântulas de espécies florestais (SAVAGE, 1992; ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998) e atuam na cicatrização de clareiras (SCHNITZER et al., 2000).

No entanto, mesmo em florestas tropicais bem conservadas as trepadeiras competem intensamente com árvores por recursos acima (luz) e abaixo (água e nutrientes) do solo, reduzindo a fecundidade e o crescimento e aumentando a mortalidade das mesmas (GRAUEL; PUTZ, 2004; KAINER et al., 2006; TOLEDO-ACEVES; SWAINE, 2008;

CAMPBELL et al., 2015; ALMEIDA; VIANI; BRANCALION, 2017), efeitos que são ampliados em áreas perturbadas onde se tornam hiperabundantes (SCHNITZER et al., 2000; SCHNITZER; CARSON, 2001; FARAH et al., 2014). Quando estão hiperabundantes, trepadeiras reduzem a quantidade de espécies de árvores (SCHNITZER; CARSON, 2010) e suprimem o crescimento e a sobrevivência da regeneração natural (MARTÍNEZ-IZQUIERDO et al., 2016), o que pode ocorrer de forma diferencial entre as espécies e mudar o equilíbrio nas interações competitivas entre as plântulas (PÉREZ-SALICRUP, 2001; SCHNITZER et al., 2000). Também causam danos físicos às árvores adultas ao explorarem sua arquitetura. O peso da massa de trepadeiras impede (ou dificulta) a expansão das copas das árvores, provoca a quebra de galhos e a morte de muitos indivíduos, alterando a estrutura florestal (LAURANCE et al., 2001). O colapso na disponibilidade de hospedeiros estruturais pode reduzir inclusive a diversidade das próprias trepadeiras, principalmente aquelas que ocorrem em setores mais conservados da floresta (CAMPBELL; MAGRACH; LAURANCE, 2015). As árvores do dossel da floresta estacional semidecídua funcionam como filtros de biodiversidade, de modo que a presença de espécies decíduas gera uma heterogeneidade na disponibilidade de luz o que é determinante para a sobrevivência e desenvolvimento de indivíduos no interior da floresta (GANDOLFI et al., 2007). Nesse sentido, um dossel intensamente dominado por trepadeiras pode apresentar alterações no regime de luz que chega ao sub-bosque e comprometer a composição e densidade de espécies que ali ocorrem.

Trepadeiras em hiperabundância representam um filtro ecológico a curto (restringindo o estabelecimento de plântulas de espécies pioneiras) e longo prazo (prejudicando a comunidade de árvores não pioneiras adultas) (CÉSAR, 2014). A combinação destas barreiras ecológicas pode estagnar e até mesmo retroceder a sucessão florestal, mantendo os remanescentes florestais degradados em um estado alternativo estável dominado por trepadeiras em hiperabundância, com poucas chances de retornar para as condições ecológicas pré-distúrbio (SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; CÉSAR, 2014; TYMEN et al., 2016). Diante disso, mesmo que as trepadeiras em hiperabundância não sejam a causa primária da degradação e sim uma consequência, a presença delas pode comprometer a continuidade da dinâmica florestal e contribuir com processos irreversíveis de degradação estrutural e funcional (FARAH et al., 2014), por esse motivo, o seu controle tem sido recomendado como ferramenta de manejo conservacionista (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; VIANI et al., 2015; CÉSAR et al., 2016).

O manejo não tem o objetivo de eliminar as trepadeiras do ecossistema, mas sim aliviar temporariamente a competição por recursos com as árvores, livrar e permitir a

expansão das copas das árvores estabelecidas, favorecer a regeneração natural e estimular o desenvolvimento de indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas de crescimento rápido, contribuindo dessa forma para a reestruturação florestal e a retomada da sucessão ecológica. A reestruturação do dossel poderá diminuir a disponibilidade de luz no interior da floresta e, dessa forma, proteger o fragmento de um futuro desequilíbrio populacional de trepadeiras heliófitas (ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007). Devido sua importância ecológica, tem sido recomendado o corte de trepadeiras de forma seletiva, ou seja, manejar apenas aquelas espécies que sabidamente se tornaram hiperabundantes e dessa forma proteger as espécies consideradas raras, preservando sua riqueza (SFAIR et al., 2015; ADDO-FORDJOUR; RAHMAD; SHAHRUL, 2016). O manejo indiscriminado pode erradicar espécies mais sensíveis e selecionar espécies mais tolerantes a distúrbios, com alta capacidade de rebrota, correndo o risco de agravar o problema de hiperabundância (ENGEL et al., 1998; SFAIR et al., 2015).

No Brasil a demanda por projetos de restauração ecológica que visam reflorestar áreas que foram completamente suprimidas é alta (RODRIGUES et al., 2011), uma prática de extrema importância para recuperar serviços ecossistêmicos perdidos com a retirada da floresta original (RODRIGUES et al., 2009) e o manejo de fragmentos degradados, por sua vez, pode aumentar as chances de sucesso desses projetos no longo prazo, beneficiando a regeneração natural de áreas que foram totalmente desmatadas (VIANI et al., 2015). São os remanescentes florestais os responsáveis por prover abrigo para animais dispersores de sementes e fornecer sementes em quantidade e diversidade suficientes para a recomposição da regeneração natural, uma das principais garantias de sustentabilidade a longo prazo de áreas restauradas (VIANI et al., 2015). Em revisão feita por Arroyo-Rodríguez et al. (2017) ficou claro que a sucessão secundária é mais rápida e mais previsível onde floresta nativa bem preservada ainda está presente na paisagem do entorno. Mesmo que os fragmentos florestais estejam degradados e tenham o seu papel comprometido na conservação da biodiversidade, são os únicos reservatórios de biodiversidade em paisagens muito alteradas (FISCHER; LINDENMAYER, 2002; RODRIGUES et al., 2011). Nesse sentido, o manejo de fragmentos florestais degradados aparece como mais uma ferramenta de restauração importante para a conservação da Mata Atlântica, pois a restauração da sua integridade ecológica irá assegurar a persistência da biodiversidade, aumentar as chances de sucesso dos projetos de restauração em áreas totalmente suprimidas e prover serviços ecossistêmicos, cada vez mais demandados pela sociedade (BRANCALION et al., 2012). O manejo de trepadeiras é bem documentado como ferramenta silvicultural, utilizado para minimizar os danos durante a exploração

madeira (VIDAL et al., 1997; GERWING, 2001; PARREN; BONGERS, 2001; GERWING; VIDAL, 2002; ALVIRA et al., 2004; SCHNITZER et al., 2004), no entanto um número crescente de estudos têm surgido com o objetivo de testar o corte de trepadeiras com vistas à conservação da biodiversidade visto o benefício ecológico que essa prática pode trazer (PÉREZ-SALICRUP, 2001; ROZZA, 2003; JORDÃO, 2009; ROCHA, 2014; GIRÃO, 2015; ADDO-FORDJOUR; RAHMAD; SHAHRUL, 2016; CÉSAR et al., 2016; CHI, 2016; ESTRADA-VILLEGAS; SCHNITZER, 2018).

É importante salientar, devido ao seu importante papel ecológico, a necessidade de conhecer a composição florística e contribuição das trepadeiras para a biodiversidade em ambientes degradados onde se tornam hiperabundantes, bem como suas relações ecológicas com as árvores, para que o seu manejo se torne uma prática ecologicamente responsável e amplamente aceita. No entanto, apesar do crescente volume de publicações científicas tendo trepadeiras como tema central (SCHNITZER et al., 2015b), este grupo ainda é muito negligenciado nos levantamentos florísticos e fitossociológicos e nos estudos de ecologia (POLISEL, 2017). De acordo com levantamento feito por Polisel (2017), o Brasil é o país da América Latina que mais publicou artigos científicos com trepadeiras, são 227 no total, sendo 194 estudos que incluíram trepadeiras na amostragem e apenas 33 estudos exclusivos sobre o grupo. Ainda assim, grande parte dos trabalhos realizados em floresta estacional semidecídua muitas vezes é feita em unidades de conservação (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996; STRANGHETTI; RANGA, 1998; REZENDE; RANGA, 2005; REZENDE, 2005; TIBIRIÇÁ; COELHO; MOURA, 2006; SANTOS et al., 2009; SFAIR et al., 2010; SFAIR et al., 2016; FARAH et al., 2014; GIRÃO, 2015) ou em fragmentos bem conservados (UDULUTSCH et al., 2004; KINOSHITA et al., 2006), o que não representa a realidade da maioria dos remanescentes florestais do interior do estado de São Paulo (RIBEIRO et al., 2009). Algumas espécies de trepadeiras podem apresentar crescimento populacional distinto, sendo consideradas agressivas e problemáticas em determinado ambiente e permanecerem em equilíbrio populacional em outro. Essa realidade inspira cuidado e a falta de informação sobre como deve ser feito e quais são os impactos ecológicos do manejo de trepadeiras em fragmentos florestais degradados gera muitas incertezas entre manejadores e conservacionistas (ENGEL et al., 1998), o que torna fundamental a experimentação e a geração de conhecimento sobre o grupo, as quais virão a embasar a tomada de decisão de manejo conservacionista.

1.2. Objetivos gerais e organização da tese

O objetivo desta tese foi verificar como trepadeiras em hiperabundância se relacionam com a comunidade arbustivo-arbórea e a regeneração natural em bordas de fragmentos de floresta estacional semidecídua em paisagens agrícolas e analisar os possíveis desdobramentos dessas relações para a estrutura e composição de espécies. Também testamos o potencial do manejo de trepadeiras como ferramenta de restauração da regeneração natural. O presente trabalho foi dividido em três capítulos. Neste primeiro capítulo apresentamos uma breve introdução sobre as relações entre trepadeiras e a comunidade arbustivo-arbórea e questões relacionadas ao manejo de trepadeiras. Ainda neste capítulo apresentamos a descrição da área de estudo e o delineamento experimental. No segundo capítulo nós abordamos as relações entre trepadeiras em hiperabundância e a comunidade arbustivo-arbórea e a regeneração natural nas bordas florestais. Nós também fizemos um estudo descritivo da estrutura da vegetação da borda florestal, da riqueza e composição de espécies e apresentamos algumas considerações para o manejo de trepadeiras. No terceiro capítulo nós analisamos os efeitos iniciais do manejo de trepadeiras no recrutamento, crescimento em altura, riqueza e composição da regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas e também avaliamos o rendimento operacional do manejo em função da densidade prévia de trepadeiras discutindo sobre a viabilidade de se recomendar a adoção desta prática como política pública.

1.3. Metodologia Geral

Este estudo é parte integrante do projeto temático intitulado “Restauração ecológica de florestas ciliares, de florestas nativas de produção econômica e de fragmentos florestais degradados (em APP e RL), com base na ecologia de restauração de ecossistemas de referência, visando testar cientificamente os preceitos do Novo Código Florestal Brasileiro” (Processo Fapesp nº13/50718-5). Está inserido mais especificamente no módulo 1, que objetiva testar práticas de manejo de fragmentos a fim de potencializar seu papel de conservação e restauração da biodiversidade e provimento de serviços ecossistêmicos (Floresta Atlântica) e produtos florestais (Floresta Amazônica) (<http://www.bv.fapesp.br/>).

1.3.1. Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no interior do estado de São Paulo, município de Batatais, região cuja paisagem foi fortemente alterada, apresentando apenas 7,2% de cobertura florestal (INSTITUTO FLORESTAL, 2010). A matriz circundante é predominantemente agrícola, composta atualmente em sua maioria pelo cultivo de cana-de-açúcar, sendo a região com as maiores concentrações desse tipo de cultivo no estado (RUDORFF et al., 2010). A área estudada está situada na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí. Originalmente, a cobertura vegetal nessa região era composta pelo Biomas Mata Atlântica e Cerrado. Atualmente, a vegetação natural remanescente encontra-se restrita a pequenas manchas de vegetação secundária em diferentes estágios de regeneração. As três florestas estudadas apresentam históricos distintos, enquanto o fragmento 1 já estava presente na paisagem desde a década de 60 e pouco alterou seu tamanho e formato, o fragmento 3 teve boa parte de sua área regenerada após a década de 60 (Figura 1). Segundo a classificação de Köppen (1948) o clima da região de estudo é do tipo Cwa, tropical de altitude com chuvas no verão e seca no inverno. O tipo predominante de solo na bacia é o Latossolo e a temperatura média anual é de 20,9°C com precipitação anual de 1550mm (<http://www.cpa.unicamp.br/>).



Figura 1. Imagens aéreas dos três fragmentos florestais estudados inseridos em matriz agrícola, na região do município de Batatais, interior do estado de São Paulo, Brasil. Imagens coloridas correspondem a imagens de satélite geradas no ano de 2018 (Fonte: Google Earth). Imagens em preto e branco são fotografias aéreas feitas na mesma área, na década de 1960 (Fonte: acervo USP/São Paulo). F1: fragmento 1; F2: fragmento; F3: fragmento 3.

1.3.2. Delineamento experimental geral

Em fragmentos florestais inseridos em matriz agrícola, a estrutura da vegetação pode se encontrar degradada como consequência de uma série de distúrbios, como retirada seletiva de madeira, incêndios e contaminação química em consequência das atividades de uso do solo. O estado de degradação por sua vez pode permanecer estagnado devido a hiperabundância de trepadeiras, que competem com árvores e arbustos e atuam como um filtro para a expressão da regeneração natural, consequentemente para a recuperação da floresta ao estado pré-distúrbio (Tymen et al. 20016). Afim de estudar a estrutura e composição da vegetação lenhosa nas bordas de florestas inseridas em matriz agrícola, particularmente a relação entre trepadeiras, a comunidade arbustivo-arbórea e a regeneração

natural, bem como os efeitos iniciais do manejo de trepadeiras em hiperabundância na regeneração de árvores e arbustos, nós selecionamos três fragmentos de floresta estacional semidecídua (F1: 36ha, F2: 27ha e F3: 36ha), inseridos em matriz agrícola de cana-de-açúcar. A escolha dos remanescentes foi baseada em informações geradas por estudos prévios da florística dos fragmentos florestais da região desenvolvidos pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal da ESALQ/USP e posterior checagem de campo, sendo selecionados fragmentos que apresentavam visivelmente trepadeiras em hiperabundância na borda florestal (Figura 2). Fragmentos de floresta estacional semidecídua com área total menor que 50ha representam a realidade de aproximadamente 80% da vegetação remanescente dessa formação vegetacional (RIBEIRO et al., 2009). Em cada um dos três fragmentos selecionados, nós instalamos oito parcelas permanentes retangulares de 150m² (10mx15m), 24 parcelas no total. As parcelas foram instaladas na borda dos fragmentos estudados, a três metros da interface entre o fragmento e a matriz circundante, distância que, em alguns casos, foi maior devido a necessidade de evitarmos a presença de gramíneas.



Figura 2. Visão geral externa (A) e interna (B) de uma das bordas florestais estudadas, demonstrando a presença de trepadeiras em hiperabundância. Foto: Cinthia Montibeller Santos.

REFERÊNCIAS

- ADDO-FORDJOUR, P.; RAHMAD, Z. B.; SHAHRUL, A. M. S. Liana species composition, dominance and host interactions in primary and secondary forests in Malaysia. **Tropical Ecology**, v. 57, n. 3, p. 513–522, 2016.
- ALMEIDA, C.; VIANI, R. A. G.; BRANCALION, P. H. S. Competição por recursos entre uma trepadeira (*Calopogonium mucunoides* Desv.) e uma árvore (*Guazuma ulmifolia* Lam.): implicações para o manejo de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual degradados. *Ciência, tecnologia e ambiente*, v. 4, n. 1, p. 30-37, 2017.
- ALVIRA, D.; PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 1, p. 73–86, 2004.
- ARROYO-RODRÍGUES, V.; ASENSIO, N.; DUNN, J. C.; CRISTÓBAL-AZKARATE, J.; GONZALEZ-ZAMORA, A. Use of lianas by primates: more than a food source. Increasing liana abundance in neotropical forests: causes and consequences. In: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, J. R.; PUTZ, F. E. **Ecology of lianas**. 1. ed., 2015. cap. 27, p.407-428.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P. L. L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; MEAVE, J. A.; NORDEN, N.; SANTOS, B. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326–340, 2017.
- BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M. Pattern and process: Fire-initiated grass invasion at Amazon transitional forest edges. In: **Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use and Ecosystem Dynamics**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; CÉSAR, R. G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas.pdf. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, v. 7, n. 3, p. 219–234, 2012.

- BRANDO, P. M.; COE, M. T.; DEFRIES, R.; AZEVEDO, A. A.; B, P. T. R. S. Ecology, economy and management of an agroindustrial frontier landscape in the southeast Amazon. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 368, n. 1619, p. 9, 2013. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3638423&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>.
- CAMPBELL, M. J.; EDWARDS, W.; ODELL, E.; LAURANCE, W. F. Can lianas assist in rainforest restoration? **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 1, p. 257–273, 2015.
- CAMPBELL, M.; MAGRACH, A.; LAURANCE, W. F. Liana Diversity and the Future of Tropical Forests. In: **Biodiversity of Lianas, Sustainable Development and Biodiversity**. Switzerland: Springer International Publishing, 2015. p. 255–274.
- CANASAT. 2013. Monitoramento de cana-de-açúcar via imagens de satélite. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/tabelas.html>. Acesso em: 27 de fevereiro de 2019.
- CÉSAR, R. G. Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados. **Dissertação de mestrado**. Piracicaba. 2014. Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2014.
- CÉSAR, R. G.; HOLL, K. D.; GIRÃO, V. J.; MELLO, F. N. A.; VIDAL, E.; ALVES, M. C.; BRANCALION, P. H. S. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological Conservation**, v. 201, n. October, p. 309–313, 2016.
- CHI, I. E. Caracterização fitossociológica da comunidade de trepadeiras e sua rebrota após o corte em uma floresta estacional semidecídua degradada. **Dissertação de mestrado**. Araras. 2016. Universidade Federal de São Carlos, 2014.
- COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: Implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 36, n. 1, p. 59–77, 1996.
- DEN DUBBELDEN, K. C.; OSTERBEEK, B. The Availability of External Support Affects Allocation Patterns and Morphology of Herbaceous Climbing Plants. **Functional Ecology**, v. 9, n. 4, p. 628–634, 1995.

- EMMONS, L. H.; GENTRY, A. H. Tropical Forest Structure and the Distribution of Gliding and Prehensile-Tailed Vertebrates. **The American Naturalist**, v. 121, n. 4, p. 513–524, 1983.
- ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. De. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, p. 43–64, 1998.
- ESTRADA-VILLEGAS, S.; SCHNITZER, S. A. A comprehensive synthesis of liana removal experiments in tropical forests. **Biotropica**, v. 50, n. 5, p. 729–739, 2018.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu Rev Ecol Evol Syst**, v. 34, p. 487–515, 2003.
- FARAH, F. T.; RODRIGUES, R. R.; SANTOS, F. a M.; TAMASHIRO, J. Y.; SHEPHERD, G. J.; SIQUEIRA, T.; BATISTA, J. L. F.; MANLY, B. J. F. Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species - Case study of Santa Genebra Forest in Brazil. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 40–44, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.011>>.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Small patches can be valuable for biodiversity conservation: Two case studies on birds in southeastern Australia. **Biological Conservation**, v. 106, p. 129–136, 2002.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C.; RODRIGUES, R. Permeability-impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, n. August, p. 433–438, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-90162007000400015&script=sci_arttext&tlng=en>.
- GERWING, J. J.; VIDAL, E. Changes in liana abundance and species diversity eight years after liana cutting and logging in an eastern Amazonian forest. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 544–548, 2002.
- GIRÃO, V. J. Alterações iniciais na dinâmica de regeneração de um fragmento florestal degradado após manejo de trepadeiras superabundantes. 2015. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2015.

- GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, v. 36, n. 6, p. 2086–2097, 2008.
- GRAUEL, W. T.; PUTZ, F. E. Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaifera* in Darien, Panama. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 1, p. 99–108, 2004.
- INSTITUTO FLORESTAL. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo**. Biota FAPESP / Instituto Florestal / SMA / Governo do Estado de São Paulo / FUNDAG, 2010. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/>>. Acesso em: 15 ago. 2014.
- JEFFREY J. GERWING. Testing liana cutting controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, n. 6, p. 1264–1276, 2001.
- JORDÃO, S. M. S. Manejo de lianas em bordas de floresta estacional semidecidual e de cerrado , Santa Rita do Passa Quatro , SP. 2009. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2009.
- KAINER, K. a.; WADT, L. H. O.; GOMES-SILVA, D. a. P.; CAPANU, M. Liana loads and their association with *Bertholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 02, p. 147–154, 2006.
- KINOSHITA, L. S.; TORRES, R. B.; FORNI-MARTINS, E. R.; SPINELLI, T.; AHN, Y. J.; CONSTÂNCIO, S. S. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 2, p. 313–327, 2006.
- LAURANCE, W. F.; PEREZ-SALICRUP, D. R.; DELAMONICA, P.; FEARNSSIDE, P.; D’ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T. Rain Forest Fragmentation and the Structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105–116, 2001.
- MAPBIOMAS. 2017. Projeto de mapeamento anual da cobertura e uso do solo do Brasil. Disponível em: <http://mapbiomas.org/map#coverage>. Acesso em: 27 de fevereiro de 2019.

- MARTÍNEZ-IZQUIERDO, L.; GARCÍA, M. M.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas suppress seedling growth and survival of 14 tree species in a Panamanian tropical forest. **Ecology**, v. 97, n. 1, p. 215–224, 2016.
- MORELLATO, L. P. C. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil**. 1991. 1991. Disponível em: <<https://docs.google.com/file/d/0B7aKJphx6o4lME1PV0JiRks3eG8/edit>>.
- MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Reproductive Phenology of Climbers in a Southeastern Brazilian Forest Published by: Association for Tropical Biology and Conservation Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/2389073> Accessed: 09-03-2016 20:35 UTC Your use of the JSTOR archive indicat. v. 28, n. 2, p. 180–191, 1996.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.
- PARREN, M.; BONGERS, F. Does climber cutting reduce felling damage in southern Cameroon? **Forest Ecology and Management**, v. 141, p. 175–188, 2001.
- PÉREZ-SALICRUP, D. R. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. **Ecology**, v. 82, n. 2, p. 389–396, 2001.
- POLISEL, R. T. Checklist e distribuição de trepadeiras nos domínios de vegetação do neotrópico. **Tese de doutorado**. Campinas. Universidade Estadual de Campinas, p.628, 2017.
- PUTZ, F. Liana biomass and leaf-area of a “Tierra Firme” forest in the Rio-Negro basin, Venezuela. **Biotropica**, v. 15, n. 3, p. 185–189, 1983.
- REZENDE, A. a. Comunidade de lianas e sua associação com árvores em uma floresta estacional semidecidual. **Tese de Doutorado**, p. 65, 2005.
- REZENDE, A. A.; RANGA, N. T. Lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 2, p. 273–279, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/abb/v19n2/26221.pdf>>.

- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. M. M. M. M.; PONZON, F. J.; HIROTA, M. M. M. M. M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>>.
- ROCHA, E. X. da. Composição de espécies de lianas e sua resposta ao corte em um fragmento de floresta estacional semidecidual. Dissertação de Mestrado. Araras, p. 71, 2014.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. A. G. A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y.; BRANCALION, P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>>.
- RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. a F.; GANDOLFI, S. S. S.; NAVE, A. G. A. G. A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>>.
- RONQUIM, C. C. Queimada na Colheita da Cana-de-Açúcar: Impactos Ambientais, Sociais e Econômicos. p. 48, 2010.
- ROZZA, A. D. F. Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: reserva municipal de Santa Genebra. **Tese de Doutorado**. Campinas, p. 150, 2003.
- ROZZA, A.; FARAH, F.; RODRIGUES, R. Ecological Management Of Degraded Forest Fragments. **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**, n. March 2016, p. 171–196, 2007.
- RUDORFF, B. F. T.; DE AGUIAR, D. A.; DA SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo state (Brazil) using Landsat data. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057–1076, 2010.

- SANTOS, B. a.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MORENO, C. E.; TABARELLI, M. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented brazilian atlantic forest. **PLoS ONE**, v. 5, n. 9, p. 1–7, 2010.
- SANTOS, K. Dos; KINOSHITA, L. S.; REZENDE, A. A. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, p. 175–188, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032009000400018&lng=en&nrm=iso&tlng=en>.
- SAVAGE, M. Germination of forest species under an anthropogenic vine mosaic in Western Samoa. **Biotropica**, v. 24, n. 3, p. 460–462, 1992.
- SCHNITZER, S. a.; BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: Emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 397–406, 2011.
- SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology**, v. 82, n. 4, p. 913–919, 2001.
- SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. **Ecology Letters**, v. 13, n. 7, p. 849–857, 2010.
- SCHNITZER, S. a.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: Evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 655–666, 2000.
- SCHNITZER, S. A.; MANGAN, S. A.; DALLING, J. W.; BALDECK, C. A.; HUBBELL, S. P.; LEDO, A.; MULLER-LANDAU, H.; TOBIN, M. F.; AGUILAR, S.; BRASSFIELD, D.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R.; VALDES, O.; YORKE, S. R. Liana Abundance, Diversity, and Distribution on Barro Colorado Island, Panama. **PLoS ONE**, v. 7, n. 12, 2012.
- SCHNITZER, S. A. Increasing liana abundance in neotropical forests: causes and consequences. *In*: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, J. R.; PUTZ, F. E. **Ecology of lianas**. 1. ed. 2015. cap. 30, p. 451-464.

- SCHNITZER, S. A.; PUTZ, F. E.; BONGERS, F.; KROENING, K. The past, present, and potential future of liana ecology. *In*: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, J. R.; PUTZ, F. E. **Ecology of lianas**. 1. ed. 2015. cap. 1, p. 3-10.
- SCHNITZER, S. A.; PARREN, M. P. E.; BONGERS, F. Recruitment of lianas into logging gaps and the effects of pre-harvest climber cutting in a lowland forest in Cameroon. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 1, p. 87–98, 2004.
- SFAIR, J. C.; ROCHELLE, A. L. C.; REZENDE, A. A.; VAN MELIS, J.; BURNHAM, R. J.; WEISER, V. D. L.; MARTINS, F. R.; MELIS, J. VAN; BURNHAM, R. J.; WEISER, V. D. L.; MARTINS, F. R. Liana avoidance strategies in trees: Combined attributes increase efficiency. **Tropical Ecology**, v. 57, n. 3, p. 559–566, 2016.
- SFAIR, J. C.; ROCHELLE, A. L. C.; REZENDE, A. A.; VAN MELIS, J.; WEISER, V. de L.; MARTINS, F. R. Nested liana-tree network in three distinct neotropical vegetation formations. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 12, n. 4, p. 277–281, 2010.
- SFAIR, J. C.; ROCHELLE, A. L. C.; VAN MELIS, J.; REZENDE, A. A.; WEISER, V. D. L.; MARTINS, F. R. Theoretical approaches to liana management: a search for a less harmful method. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 11, n. 2, p. 89–95, 2015. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/21513732.2015.1004196>>.
- SHIDA, C. N. Evolução do uso das terras na região. *In*: PIVELLO, V. R.; VARANDA, E. M. (Org.). O Cerrado Pé-de-gigante: Parque Estadual de Vassununga: ecologia e conservação. São Paulo: SMA, p. 15-28. 2005.
- STRANGHETTI, V. & RANGA, N.T. 1998. Levantamento florístico das espécies vasculares de uma floresta estacional mesófila semidecídua da Estação Ecológica de Paulo de Faria, SP. *Rev. Bras. Bot.* 21(3):289- 298.
- TABARELLI, M.; PERES, C. a.; MELO, F. P. L. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological**

Conservation, v. 155, p. 136–140, out. 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.020>>.

TIBIRIÇÁ, Y. J. D. A.; COELHO, L. F. M.; MOURA, L. C. De. Florística de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 2, p. 339–346, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062006000200009&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>.

TOLEDO-ACEVES, T.; SWAINE, M. D. Above- and below-ground competition between the liana *Acacia kamerunensis* and tree seedlings in contrasting light environments. *Plant Ecol*, v. 196, p. 233–244, 2008.

TYMEN, B.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; DALLING, J. W.; FAUSET, S.; FELDPAUSCH, T. R.; NORDEN, N.; PHILLIPS, O. L.; TURNER, B. L.; VIERS, J.; CHAVE, J. Evidence for arrested succession in a liana-infested Amazonian forest. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 1, p. 149–159, jan. 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2745.12504>>.

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**, v. 27, n. 1, p. 125–134, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-84042004000100014&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>.

VIANI, R. A. G.; MELLO, F. N. A.; CHI, I. E.; BRANCALION, P. H. S. A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. **GPL news**, v. november, n. 12, p. 5–9, 2015.

VIDAL, E.; JOHNS, J.; GERWING, J. J.; BARRETO, P.; CHRISTOPHER, U. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 98, p. 105–114, 1997.

YOUNG, A.; MITCHELL, N. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation**, v. 67, n. 1, p. 63–72, 1994.

2. ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA VEGETAÇÃO EM BORDAS DE FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA COM TREPadeiras EM HIPERABUNDÂNCIA

2.1. Resumo

Conhecer as relações entre trepadeiras e árvores e seus desdobramentos para a estrutura e composição em bordas florestais é essencial para compreender as consequências do aumento na abundância e produtividade de trepadeiras, que já está sendo sentido nas florestas tropicais. Nesse capítulo, nós investigamos as relações entre atributos estruturais de trepadeiras (densidade, riqueza, biomassa, área basal), árvores (área basal, projeção da copa no solo, densidade, riqueza e abertura de dossel) e da regeneração natural (densidade e riqueza) na borda de três fragmentos de floresta estacional semidecídua no interior do estado de São Paulo. Uma vez conhecidas as relações, fizemos uma análise descritiva da estrutura e composição das bordas florestais onde as trepadeiras estão hiperabundantes. Nós encontramos que a densidade de trepadeiras pequenas (≤ 2.5 cm de diâmetro) e a proporção de árvores que apresentam ocupação severa da copa por trepadeiras ($\geq 75\%$), têm relação negativa com a estrutura da comunidade arbórea e com a regeneração natural. Já a densidade de trepadeiras grandes (> 2.5 cm) tem relação positiva com características de floresta madura (maior biomassa e projeção da copa no solo, por exemplo). A estrutura predominante nas bordas estudadas inclui densidades altíssimas de trepadeiras (parcelas com até 78 trepadeiras/árvore) e mais de 80% dos indivíduos com as copas ocupadas por trepadeiras onde, em média, metade dessas árvores apresentam ocupação severa e a regeneração natural está comprometida. Nossos resultados ressaltam evidências que trepadeiras em hiperabundância podem contribuir com a degradação da estrutura da comunidade arbórea e com a supressão da regeneração natural nas bordas florestais.

2.2. Abstract

Knowing the relationships between climbing plants and trees and their unfolding for the structure and composition of forest edges is essential to understand the consequences of the increase in the abundance and productivity of climbers, which is already being felt in the rainforests. In this chapter, we investigated the relationships between structural attributes of climbers (density, richness, biomass, basal area), trees (basal area, crown projection in soil, density, richness and canopy opening) and natural regeneration (density and richness) on the edge of three fragments of semideciduous seasonal forest in the interior of Sao Paulo state, Brazil. Once the relationships were known, we made a descriptive analysis of the structure and composition of the forest edges where the climbers are overabundant. We found that the density of small climbing plants (≤ 2.5 cm in diameter) and the proportion of trees with severe crown occupancy by climbers

($\geq 75\%$) are negatively related to tree structure and natural regeneration. However, the density of large climbers (> 2.5 cm) has a positive relation with mature forest characteristics (greater biomass and crown projection in the soil, for example). The predominant structure in the studied edges includes very high densities of climbers (plots with up to 78 climbers / tree) and more than 80% of individuals with crown occupied by climbers where, on average, half of these trees are severely occupied and natural regeneration is compromised. Our results highlight evidence that overabundant climbers can contribute to the degradation of the tree community structure and the suppression of natural regeneration at forest edges.

2.3. Introdução

O avanço da fronteira agrícola e da exploração madeireira ameaça os ecossistemas ao redor do mundo. Cerca de 65% das áreas florestais já foi fragmentado, resultando em mudanças substanciais na densidade e composição da flora e fauna florestais (OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004; OLIVEIRA; SANTOS; TABARELLI, 2008; COLLINS et al., 2017; LAURANCE et al., 2017). A fragmentação florestal pode resultar na perda do funcionamento e da resiliência do ecossistema (FERRAZ et al., 2014), especialmente em fragmentos pequenos e isolados (HADDAD et al., 2015). A conservação de fragmentos florestais é crucial para a persistência de muitas formações vegetais, a Mata Atlântica, *hotspot* para a conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000), por exemplo, foi reduzida a menos de 16% da sua cobertura original, onde mais de 80% dos remanescentes florestais consiste em fragmentos pequenos e isolados (área menor que 50 ha e, em média, 1,4 km de distância de outros fragmentos) (RIBEIRO et al., 2009). Esses fragmentos desempenham um papel chave nas paisagens naturais como fonte de propágulos e principais reservatórios de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, sendo muitas vezes os únicos refúgios para a fauna polinizadora e dispersora de (FISCHER; LINDENMAYER, 2002; VIANI; RODRIGUES, 2009; RODRIGUES et al., 2011b; TABARELLI et al., 2012; BRANCALION et al., 2013; FARAH et al., 2017).

A fragmentação reduz a área total de floresta e aumenta a quantidade de área florestal exposta aos efeitos de borda (MURCIA, 1995). De acordo com Haddad et al. (2015) 20% de toda a vegetação remanescente de floresta tropical no mundo está a menos de 100m da borda. Bordas florestais tipicamente enfrentam maiores incidência luminosa, temperatura, velocidade do vento, bem como menor humidade relativa (MURCIA, 1995). Essas mudanças abióticas nas bordas florestais podem levar a uma redução do recrutamento e crescimento de árvores e ao aumento na mortalidade de árvores, sobretudo árvores grandes (LAURANCE et

al., 2000; OLIVEIRA; SANTOS; TABARELLI, 2008). A desestruturação da floresta nas bordas pode desencadear um aumento significativo na densidade de espécies adaptadas a distúrbios, como as trepadeiras por exemplo (LAURANCE et al., 2001; LONDRÉ; SCHNITZER, 2006; ARROYO-RODRIGUEZ; TOLEDO-ACEVES, 2009; SCHNITZER; BONGERS, 2011; CAMPBELL et al., 2018).

Trepadeiras são plantas que necessariamente estão enraizadas no solo da floresta e precisam escalar plantas rígidas, principalmente árvores, para ter acesso à luz que incide no dossel florestal, isso porque investem seus recursos em crescimento em comprimento e produção de folhas ao invés de investir em rigidez (DEN DUBBELDEN; OSTERBEEK, 1995). Este grupo de plantas representa uma contribuição expressiva para a estrutura das florestas tropicais com cerca de 25% dos indivíduos lenhosos, bem como para a diversidade abrangendo cerca de 35% da diversidade florestal (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Trepadeiras atuam no funcionamento das florestas tropicais, destacando-se sua importância para a fauna como área de forrageamento, abrigo e deslocamento de animais florestais (EMMONS; GENTRY, 1983; ARROYO-RODRÍGUEZ et al. 2015) e garantia de recursos alimentares em todas as épocas do ano, por florescerem e frutificarem em período contrário às árvores (MORELLATO, 1991; MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996). Também desempenham papel relevante na ciclagem de nutrientes (PUTZ, 1983) e na cicatrização de clareiras (SCHNITZER et al., 2000). Trepadeiras contribuem pouco com a biomassa total na maioria das florestas, mas têm um impacto desproporcional na dinâmica florestal devido às suas habilidades competitivas e sua capacidade de alterar a estrutura florestal (LETCHER, 2015). Árvores e trepadeiras competem por recursos acima (espaço e luz) e abaixo (água e nutrientes) do solo (SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005; TOLEDO-ACEVES, 2015; ALMEIDA; VIANI; BRANCALION, 2017) e quando as trepadeiras estão em hiperabundância podem restringir a sobrevivência (INGWELL et al., 2010), a riqueza (SCHNITZER; CARSON, 2010), a reprodução (GARCÍA LEÓN et al., 2018) e a regeneração natural de árvores (SCHNITZER; CARSON, 2010; MARTÍNEZ-IZQUIERDO et al., 2016). Como consequência, a sucessão florestal pode permanecer estagnada por muito anos (SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; TYMEN et al., 2016). Compreender os efeitos da competição com trepadeiras na estrutura, composição e funcionamento dos fragmentos florestais é um ponto chave para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo que garantam a sua permanência na paisagem.

É comum observar em fragmentos florestais inseridos em paisagens agrícolas trepadeiras em hiperabundância, particularmente na região de borda, no entanto, como

trepadeiras em hiperabundância e árvores (adultos e regeneração natural) se relacionam em bordas florestais e quais são os desdobramentos dessas relações para a estrutura e composição de espécies nessas bordas, ainda são pouco compreendidas. Nós avaliamos as bordas de três fragmentos de Floresta estacional semidecídua, onde estudamos especificamente as relações de trepadeiras em hiperabundância com árvores e a regeneração natural, com o objetivo principal de descrever a estrutura da vegetação e composição de espécies em bordas florestais onde as trepadeiras estão hiperabundantes. Nós esperamos encontrar que trepadeiras em hiperabundância (1) contribuem com a degradação da estrutura da comunidade arbórea e (2) suprimem a regeneração natural na borda de fragmentos florestais inseridos em paisagens agrícolas. Ao abordar essas duas hipóteses, nós podemos adicionar um conhecimento valioso para embasar o desenvolvimento de práticas de manejo objetivando a aceleração da sucessão florestal e o aumento da qualidade de fragmentos de floresta tropical.

2.4. Material e Métodos

2.4.1. Levantamento da vegetação

Árvores e arbustos

Foram alocadas oito parcelas experimentais de 150m² (10m x 15m) na borda de cada um dos três fragmentos florestais estudados (24 parcelas no total, 3600m² de área amostrada, Figura 3A), onde árvores e arbustos foram amostrados. Foram incluídos todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) \geq 5cm. Os indivíduos foram plaqueados, identificados e tiveram o DAP medido.

Regeneração natural

Em cada parcela experimental, foram alocadas aleatoriamente três subparcelas de 4m² (2m x 2m), onde foram amostradas plântulas de espécies arbustivo-arbóreas (72 subparcelas no total, 288m² de área amostrada, Figura 3B). Todos os indivíduos com altura \geq 50 cm e DAP \leq 3.14 cm foram incluídos na amostragem, marcados com placas numeradas e identificados. Tendo como base Chazdon (2016), neste trabalho adotamos o termo “regeneração natural” para denominação do grupo de plântulas de espécies de árvores e arbustos (CHAZDON, 2016).

Trepadeiras

Para a caracterização da comunidade de trepadeiras, foi alocada uma subparcela de 50m^2 ($5\text{m}\times 10\text{m}$) dentro de cada parcela experimental (24 subparcelas no total, 1200m^2 de área amostrada, Figura 3C), totalizando oito por fragmento. A localização da subparcela dentro da parcela experimental (à esquerda, à direita ou no centro) foi definida por sorteio. Foram incluídos na amostragem todos os indivíduos maiores que 1.3 m de comprimento e cujo o último ponto de enraizamento antes de ascender ao dossel encontrava-se dentro da parcela. Não foram feitas escavações para verificar conexões abaixo do solo, portanto, cada haste foi contada com uma trepadeira individual exceto nos casos onde os indivíduos estavam claramente unidos. Os indivíduos foram identificados e tiveram o diâmetro medido à 1.3m do solo com paquímetro digital, seguindo protocolos propostos por Gerwing et al. (2006) e Schnitzer et al. (2008). Nós não estabelecemos um diâmetro mínimo para a inclusão de trepadeiras na amostra para que fosse possível o levantamento do maior número possível de espécies nas parcelas experimentais, visto a importância de se gerar informação sobre a composição deste grupo e, também, por observar que grande parte dos indivíduos que ocorrem nestas áreas apresentam diâmetro menor que o indicado pelo protocolo internacional. É recomendada a inclusão de trepadeiras com 1,0 cm de diâmetro quando o objetivo é estudar diversidade de espécies e abundância e 0,5 cm quando o estudo envolve a dinâmica da comunidade de trepadeiras, regeneração e sucessão (GERWING et al., 2006).

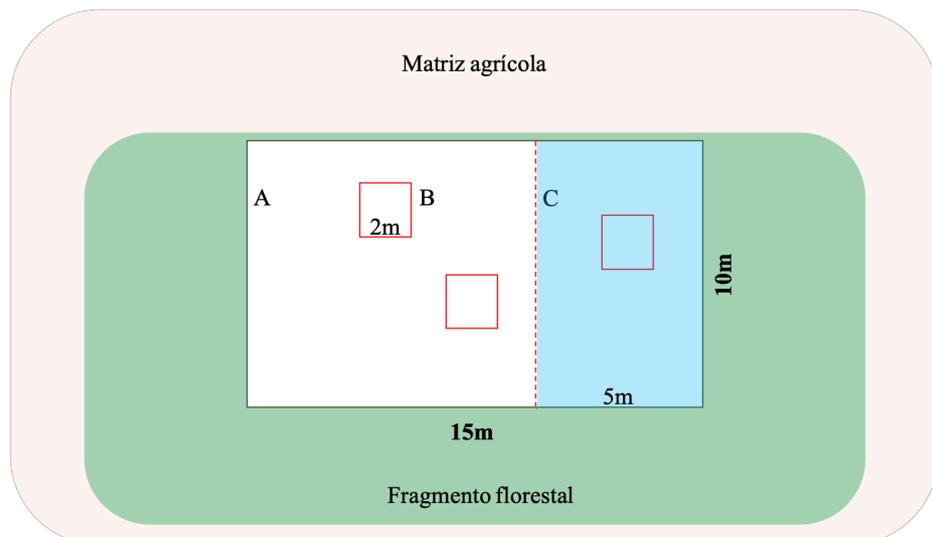


Figura 3. Representação esquemática da parcela amostral onde foi feito o levantamento do estrato-arbustivo-arbóreo (A) e das subparcelas onde foram amostradas a regeneração natural (B) e as trepadeiras (C).

Abertura do dossel

A abertura do dossel foi obtida com a utilização de um densiômetro convexo. Essa medida foi feita no centro de cada subparcela alocada para a amostragem da regeneração natural. Foram feitas quatro medidas à 1.3m do solo, nas direções norte, sul, leste e oeste e considerou-se a abertura média do dossel por parcela.

Índice de ocupação da copa por trepadeiras (IOC)

Para verificar a intensidade da ocupação das copas por trepadeiras nós determinamos um índice que indica qual a proporção da copa da árvore que está ocupada por trepadeiras, a partir de estimativa visual feita sempre pelo mesmo observador. O índice de ocupação da copa por trepadeiras (IOC) foi obtido em todas as árvores com DAP \geq 5cm enraizadas na parcela experimental (150m²), classificando-se a intensidade da ocupação da copa em cinco classes de porcentagem: **0.** Ausência de trepadeiras na copa; **1.** \leq 25%; **2.** $>$ 25% e \leq 50%; **3.** $>$ 50% e \leq 75%; e **4.** $>$ 75%. Para determinar qual porcentagem da copa da árvore avaliada estava ocupada por trepadeiras, o observador deu uma volta de 360° em torno da copa para ter uma visão ampla e completa da copa.

Projeção horizontal da copa no solo

Também foi estimada a projeção horizontal da copa no solo (PHC) de cada árvore amostrada (metodologia adaptada de Moura et al. 2009). Primeiramente foram medidos os raios da projeção da copa em oito direções (norte, sul, leste, oeste, noroeste, nordeste, sudeste e sudoeste), tendo o tronco como eixo central, desse modo obtendo-se oito triângulos (Figura 4). Posteriormente, a PHC foi calculada pela somatória das áreas de cada triângulo, como demonstrado na seguinte equação:

$$PHC = \sum \left(\frac{a * b * \text{sen } 45^\circ}{2} \right)$$

As variáveis a e b na equação correspondem aos comprimentos de dois raios em um ângulo de 45° entre si.

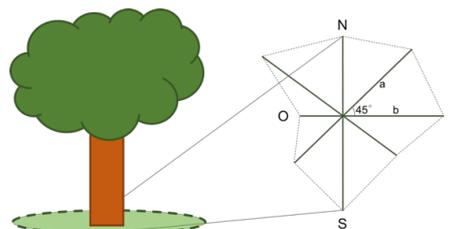


Figura 4. Esquema da medida de projeção horizontal da copa no solo. Adaptado de Moura et al. (2009).

Composição de espécies

Foi feito um esforço para a identificação de todos os indivíduos amostrados em campo no mais baixo nível taxonômico possível, coletando-se material botânico quando necessário para confirmação posterior em herbário, consulta à literatura e a especialistas. A nomenclatura científica foi organizada conforme proposto por APG IV (CHASE et al., 2016) e a grafia correta das espécies identificadas, bem como seus respectivos autores, foi consultada na Lista de Espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>). Para obtermos uma descrição mais detalhada da diversidade presente nessas bordas e suas funções, as espécies arbustivo-arbóreas foram classificadas nas seguintes categorias:

Estratégia ecológica: **pioneiras** (sementes germinam apenas em clareiras onde o sol incide em ao menos um período do dia e plântulas requerem luz para se estabelecerem e crescerem), **não pioneiras** (sementes podem germinar no sub bosque e plântulas se estabelecem e sobrevivem sob a sombra do dossel florestal) (SWAINE; WHITMORE, 1988);

Síndrome de Dispersão: **zoocóricas** (sementes dispersas por animais), **não zoocóricas** (sementes dispersas por fatores abióticos. Estão incluídas as anemocóricas: dispersão pelo vento; e autocóricas: dispersão por gravidade ou por deiscência explosiva dos frutos), **mistas** (podem ter tanto dispersão zoocórica quanto não zoocórica) (PIJL, 1982);

As trepadeiras não foram classificadas devido à escassez de informações.

2.4.2. Análise de dados

2.4.2.1. Relações entre trepadeiras e árvores e a regeneração natural

Para possibilitar uma interpretação mais detalhada da estrutura florestal nas bordas, nós analisamos as relações entre trepadeiras em hiperabundância e árvores e regeneração natural. A partir dos dados coletados da vegetação, nós definimos 18 variáveis descritoras da estrutura (Tabela 1). As trepadeiras foram divididas em classes de tamanho, considerando o diâmetro medido a 1.3m do ponto de enraizamento, em pequenas (diâmetro < 2.5cm) e grandes (diâmetro ≥ 2.5). Tal divisão foi baseada no estudo desenvolvido por Kurzel et al. (2006), no qual foi demonstrado que trepadeiras com diâmetro maior que 2.5cm tem maior probabilidade de alcançar o dossel florestal e assim competir com as árvores adultas por luz. Para a criação das variáveis, foi calculada a densidade (número de indivíduos.m⁻²) de

trepadeiras, árvores e da regeneração natural. Também foi calculada a área basal (AB) de trepadeiras e árvores utilizando-se a seguinte equação:

$$AB = \frac{DAP^2}{4} \pi$$

Adicionalmente, calculamos a biomassa de trepadeiras (BT) acima do solo, segundo equação proposta por Schnitzer et al. (2006):

$$BT = \exp [-1.484 + 2.657 \ln(D)]$$

A letra D na equação corresponde ao diâmetro medido a 1.3m do solo.

As relações entre trepadeiras e árvores foram analisadas utilizando correlações de Pearson (para dados com distribuição normal) e de Spearman (quando a condição de normalidade não foi atendida). Os testes foram realizados utilizando-se o ambiente R 3.4.1 (R Core Team, 2017).

Tabela 1. Variáveis descritoras da estrutura da vegetação em bordas florestais, agrupadas por forma de vida.

Formas de vida	Variáveis estruturais
Árvore	Área basal (m ² . ha ⁻¹)
	Projeção da copa no solo (m ²)
	Densidade de árvores (DAP ≥ 5cm) (ind.m ⁻²)
	Riqueza de árvores
	Densidade da regeneração natural (ind.m ⁻²)
	Riqueza da regeneração natural
	Abertura do dossel
Trepadeira	Área basal (m ² . ha ⁻¹)
	Biomassa (kg. ha ⁻¹)
	Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)
	Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)
	Riqueza de trepadeiras
Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	
Interação entre árvore e trepadeira	Árvores com a copa livre de trepadeiras (IOC 0)
	Árvores com ocupação leve (≤ 25% da copa ocupada, IOC 1)
	Árvores com ocupação intermediária (> 25% e ≤ 75% da copa ocupada, IOC 2 e 3)
	Árvores com ocupação intensa (>75% da copa ocupada, IOC 4)
Nº de trepadeiras/ nº de árvores	

2.4.2.2. Estrutura da vegetação em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância

O passo seguinte foi descrever a estrutura da vegetação, identificar padrões e peculiaridades nessas bordas com trepadeiras em hiperabundância e, para isso, nós fizemos uma análise de agrupamento do tipo *average-linkage*, separadamente para cada fragmento estudado. A análise de agrupamento resulta na formação de grupos de parcelas que compartilham características parecidas tendo como base a média da distância euclidiana (medida de dissimilaridade) entre todas as parcelas do grupo A e todas as parcelas do grupo B. (ALBUQUERQUE et al., 2006). Normalmente, análises de agrupamento são empregadas para reduzir o número de variáveis e apresentar apenas aquelas que são mais explicativas. Como o nosso objetivo com essa análise é caracterizar as bordas florestais, nós utilizamos todas as 18 variáveis estruturais. Os grupos formados foram utilizados como base para a análise descritiva da estrutura, destacando características consideradas padrão, ou seja, aquelas que se repetiam em todos os grupos. As análises de agrupamento foram realizadas no programa SAS® (STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM).

2.4.2.3. Riqueza e composição de espécies em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância

Nós construímos diagramas de Venn para trepadeiras, árvores e regeneração natural, a fim de conhecer quantas espécies são compartilhadas e quantas são de ocorrência exclusiva na borda de cada um dos três fragmentos florestais estudados. Nós também analisamos a diversidade em cada fragmento através de curvas de distribuição de abundância entre espécies (DAE). A análise descritiva das curvas de DAE nos permite verificar se existe diferenças na quantidade de espécies comuns e raras (com apenas um indivíduo amostrado, *singleton*). Essa abordagem tem como princípio um dos mais clássicos padrões da ecologia, onde poucas espécies são abundantes e muitas espécies são raras (McGill, 2011). Quanto mais horizontal a curva, maior o equilíbrio na distribuição das abundâncias por espécies. Curvas mais verticais, indicam maior dominância. As curvas da DAE foram construídas em ambiente R 3.4.1, utilizando a abundância absoluta amostrada. (R Core Team, 2017).

2.5. Resultados

2.5.1. Relações entre trepadeiras e árvores

Existem relações tanto positivas quanto negativas entre trepadeiras e árvores nas bordas florestais. A área basal e biomassa de trepadeiras tem relação positiva com área basal de árvores e projeção da copa no solo e, ainda, a biomassa de trepadeiras tem relação positiva com densidade e riqueza de árvores. A densidade de trepadeiras grandes tem relação positiva com a projeção da copa no solo. Já para as trepadeiras pequenas acontece o inverso, todas as relações significativas com árvores são negativas. Quanto maior a densidade de trepadeiras pequenas, menor a densidade e a riqueza de árvores e quanto maior o número de trepadeiras pequenas em relação às grandes, menor a projeção da copa no solo, a densidade e a riqueza de árvores. Com relação à intensidade da ocupação da copa por trepadeiras, árvores com a copa livre de trepadeiras ou com ocupação leve tem relação positiva com todas as variáveis estruturais de árvores, exceto abertura do dossel (Tabela 3). Apenas quando as copas apresentam ocupação severa (>75%) as relações com área basal, projeção da copa no solo e densidade de árvores são negativas.

Tabela 2. Correlações entre variáveis de árvores e trepadeiras em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância inseridas em paisagens agrícolas no interior do estado de São Paulo, Brasil. Correlações significativas ($\alpha = 0,05$) aparecem em negrito, correlações marginalmente significativas ($\alpha = 0,10$) aparecem acompanhada de asterisco.

Trepadeiras	Árvores				
	Área basal (m ² .ha ⁻¹)	Projeção da copa no solo (m ²)	Densidade (ind.m ⁻²)	Riqueza	Abertura do dossel
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	R_s=0.40	R_p=0.57	R _p =0.26*	R _p =0.17	R=0.05
Biomassa (kg.ha ⁻¹)	R_s=0.34	R_s=0.46	R_s=0.42	R_s=0.39	R _s =0.26
Riqueza	R _s =0.14	R _p =0.05	R _p =-0.26*	R _p =-0.21	R_p=-0.53
Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro a 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	R _s =0.21	R_s=0.39	R _s =0.18	R _s =0.13	R _s =0.19
Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro a 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	R _s =0.27*	R _p =0.07	R_p=-0.46	R_p=-0.41	R=-0.26
Nº de trepadeiras pequenas/Nº de trepadeiras grandes	R _s =-0.06	R_s=-0.40	R_s=-0.44	R_s=-0.45	R _s =-0.29*
Nº de trepadeiras/Nº de árvores	R _s =-0.02	R_s=-0.36	R_s=-0.86	R_s=-0.78	R _s =-0.10

R_p: dados com distribuição normal, analisados através da correlação de Pearson.

R_s: dados com distribuição não normal, analisados através da correlação de Spearman

Tabela 3. Correlações entre variáveis da comunidade arbórea e a proporção de árvores classificadas quanto ao índice de ocupação da copa por trepadeiras, em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância inseridas em paisagens agrícolas no interior do estado de São Paulo, Brasil. Correlações significativas ($\alpha = 0,05$) aparecem em negrito, correlações marginalmente significativas ($\alpha = 0,10$) aparecem acompanhada de asterisco.

Árvores	Índice de ocupação da copa (IOC)			
	Copa livre 0	Leve $\leq 25\%$	Intermediária $> 25\%$ e $\leq 75\%$	Severa $> 75\%$
Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	Rs=0.70	Rs=0.49	Rs=0.03	Rs=-0.49
Projeção da copa no solo (m^2)	Rs=0.67	Rs=0.63	Rs=-0.02	Rp=-0.52
Densidade ($ind \cdot m^{-2}$)	R=0.42	Rs=0.58	Rs=0.09	Rp=-0.41
Riqueza	R=0.26*	Rs=0.54	Rp=-0.10	Rp=-0.5
Abertura de dossel	R=-0.27*	Rs=-0.04	R=-0.03	Rp=0.07

Rp: dados com distribuição normal, analisados através da correlação de Pearson.

Rs: dados com distribuição não normal, analisados através da correlação de Spearman

2.5.2. Relações entre trepadeiras e a regeneração natural

A tabela 4 traz as relações entre densidade e riqueza da regeneração natural com trepadeiras. Verificamos que, assim como já observado para árvores, existem relações positivas com a biomassa de trepadeiras e, também, existe uma relação marginal positiva entre a densidade de trepadeiras grandes e a riqueza da regeneração natural. Por outro lado, a densidade de trepadeiras pequenas tem relação negativa com a riqueza da regeneração natural e quanto maior o número de trepadeiras pequenas em relação às grandes, menor a densidade e riqueza da regeneração natural. Nas bordas florestais estudadas, a riqueza de trepadeiras também se relaciona negativamente com a densidade e riqueza da regeneração natural.

Com relação à intensidade de ocupação das copas, quanto maior a proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras, maior a densidade da regeneração natural (Tabela 5). Verificamos que a simples presença de trepadeiras na copa não é necessariamente negativa para a regeneração natural, apenas a proporção de árvores com ocupação severa da copa por trepadeiras ($> 75\%$) têm uma relação negativa significativa com a densidade da regeneração natural.

Tabela 4. Correlações entre atributos de trepadeiras e sua interação com árvores e atributos da regeneração natural em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância inseridas em paisagens agrícolas no interior do estado de São Paulo, Brasil. Correlações significativas ($\alpha = 0,05$) aparecem em negrito, correlações marginalmente significativas ($\alpha = 0,10$) aparecem acompanhadas de asterisco.

Trepadeiras	Regeneração natural	
	Densidade (ind.m ⁻²)	Riqueza
Área basal (m ² . ha ⁻¹)	R _p =0.16	R _p =0.21
Biomassa (kg. ha ⁻¹)	R_s=0.33	R_s=0.38
Riqueza	R_p=-0.37	R_p=-0.52
Densidade de trepadeiras grandes (ind.m ⁻²)	R _s =0.23	R _s =0.30*
Densidade de trepadeiras pequenas (ind.m ⁻²)	R _p =-0.08	R_p=-0.38
Nº de trepadeiras pequenas/Nº de trepadeiras grandes	R_s=-0.38	R_s=-0.54
Nº de trepadeiras/Nº de árvores	R _s =-0.23	R _s =-0.31*

R_p: dados com distribuição normal, analisados através da correlação de Pearson.

R_s: dados com distribuição não normal, analisados através da correlação de Spearman.

Tabela 5. Correlações entre as variáveis da regeneração natural e a proporção de árvores classificadas quanto ao índice de ocupação da copa por trepadeiras, em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância inseridas em paisagens agrícolas no interior do estado de São Paulo, Brasil. Correlações significativas ($\alpha = 0,05$) aparecem em negrito, correlações marginalmente significativas ($\alpha = 0,10$) aparecem acompanhada de asterisco.

Regeneração natural	Índice de ocupação da copa (IOC)			
	Copa livre 0	Leve ≤ 25%	Intermediária > 25% e ≤ 75%	Severa > 75%
Densidade (ind.m ⁻²)	R_s=0.36	R _s =0.29*	R _p =0.33*	R_p=-0.47
Riqueza	R _s =0.21	R _s =0.22	R _p =0.21	R _p =-0.29*

R_p: dados com distribuição normal, analisados através da correlação de Pearson.

R_s: dados com distribuição não normal, analisados através da correlação de Spearman.

2.5.3. Estrutura da vegetação em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância

Nós amostramos ao todo 2413 indivíduos de trepadeiras em 1200m², sendo 2169 indivíduos pequenos (diâmetro a 1,3m \geq 2.5) e 244 indivíduos grandes (diâmetro a 1,3m $<$ 2.5) (Figura 5). A maior trepadeira encontrada tinha um diâmetro de 10,18cm em 2016 (pertencente à família botânica Apocynaceae, cuja espécie não foi determinada). Foram amostradas 494 árvores ao todo nos 3600m² de parcelas permanentes e 258 indivíduos na regeneração natural em 244m² amostrados.

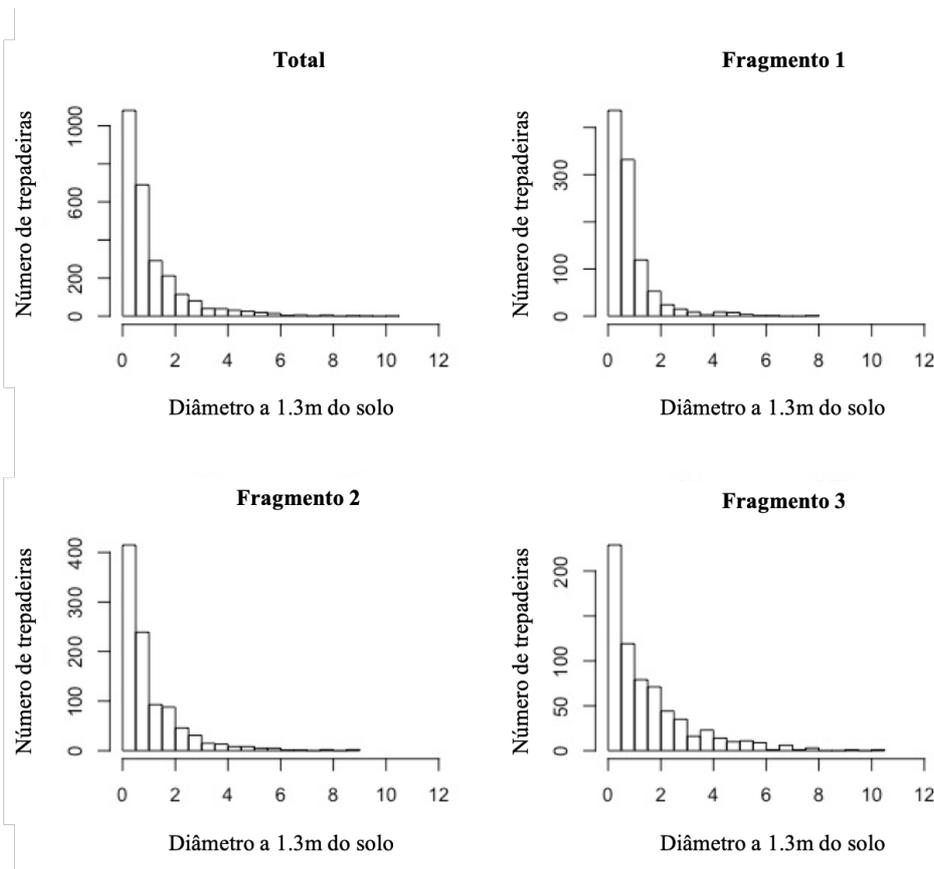


Figura 5. Distribuição diamétrica de trepadeiras amostradas nos três fragmentos florestais estudados e total.

Com a análise de agrupamento verificamos que as bordas florestais têm características estruturais muito heterogêneas, ainda que dentro do mesmo fragmento. Ao invés de agrupar parcelas como o esperado, as mesmas foram separadas por serem muito diferentes. Dos 12 grupos formados, metade são compostos por uma única parcela. Foram formados cinco grupos distintos entre as parcelas do fragmento 1, quatro grupos no fragmento 2 e três grupos no fragmento 3 (Apêndices A-C). Entretanto, independente do grupo, nossos resultados nos permitiram apontar alguns padrões na estrutura geral das bordas florestais estudadas (Apêndices D e E). As trepadeiras são predominantemente pequenas (no fragmento 1 em média 90% das trepadeiras eram pequenas, variando de 85% a 98%; no fragmento 2 87%, variando de 83% a 96%; e no fragmento 3 79%, de 76% a 85%) e em hiperabundância (em média 49 indivíduos/árvore no fragmento 1, variando de 22 a 78; 27 indivíduos/árvore no fragmento 2, variando de 9 a 46; e 17 indivíduos/árvore no fragmento 3, variando de 13 a 24). A porcentagem de árvores que apresentam trepadeiras em suas copas foi alta em todas as parcelas (acima de 80%), sendo que, em média, em metade dessas árvores a ocupação é severa, $\geq 75\%$ da copa ocupada por trepadeiras (porcentagem de árvores com ocupação severa

no fragmento 1 variou de 40% a 85%; no fragmento 2 de 50% a 80%; e no fragmento 3 de 16% a 65%). No fragmento 1 registramos o grupo de parcelas com maior número de trepadeiras por árvore, 78 em média, e nessa mesma parcela nenhuma árvore tem a copa livre de trepadeiras. A abertura média do dossel foi de 15% (18% no fragmento 1, 12% no fragmento 2 e 13% no fragmento 3), mesmo nos grupos com as menores densidades de árvores e/ou menores valores de projeção da copa no solo. A densidade média da regeneração natural foi 0.9 ind.m⁻² nas bordas estudadas, entretanto essa medida foi variável (0 a 0,3 ind.m⁻² no fragmento 1; 0,5 a 2,25 ind.m⁻² no fragmento 2 e 0,5 a 1,6m⁻² no fragmento 3).

2.5.4. Riqueza e composição de espécies em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância

Foram amostradas ao todo 81 espécies (e morfoespécies) de trepadeiras pertencentes a 17 famílias botânicas em 1200m² de área amostral total (Apêndice F). Do total de indivíduos amostrados, 34% não foi determinado ao nível de espécie, sendo 15% determinado apenas ao nível de família, 2% ao nível de gênero e 17% permaneceu indeterminado. Importante salientar que, devido à quantidade de indivíduos indeterminados, as informações sobre riqueza e composição de trepadeiras estão subestimadas. As famílias botânicas mais ricas em espécie foram Bignoniaceae (20), Apocynaceae (17), Sapindaceae (11) e Malpighiaceae (10). As famílias botânicas mais ricas também foram aquelas com maior número de indivíduos amostrados, Apocynaceae (762), Bignoniaceae (505), Sapindaceae (415) e Malpighiaceae (138). As espécies de trepadeiras mais abundantes foram *Forsteronia australis* (429), *Urvillea laevis* (266) e *Stizophyllum riparium* (155). Todas as espécies de trepadeiras identificadas são nativas do Brasil, com exceção de *Condylocarpon isthmicum* que é naturalizada (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

Foram identificadas 68 espécies (e morfoespécies) de árvores, pertencentes a 31 famílias botânicas, nos 3.600m² amostrados (Apêndice G). A maioria das espécies amostradas apresenta estratégia ecológica não pioneira e síndrome de dispersão zoocórica (63%). As famílias botânicas mais ricas em espécies foram Fabaceae (16), Lauraceae (4), Meliaceae (4) e Moraceae (4). As famílias botânicas com maior número de indivíduos amostrados foram Siparunaceae (88), Fabaceae (87), Myristicaceae (56) e Anacardiaceae (25). As espécies de árvore mais abundantes foram *Siparuna guianensis* (88), *Virola sebifera* (56), *Platypodium elegans* (31) e *Senegalia polyphylla* (26).

Nós registramos 60 espécies (e morfoespécies) na regeneração natural, pertencentes a 29 famílias botânicas em um total de 288m² de área amostrada (Apêndice H). A estratégia ecológica mais comum foi a não pioneira (47%), porém 31% das espécies não puderam ser classificadas para esse critério. A maioria das espécies regenerando nas bordas apresentam síndrome de dispersão zoocórica (67%). As famílias botânicas mais ricas em espécies foram Rubiaceae (12), Fabaceae (8), Myrtaceae (4) e Sapindaceae (4). As espécies mais abundantes na regeneração natural foram *Siparuna guianensis* (55), *Margaritopsis cephalantha* (33), *Virola sebifera* (21) e *Heliocarpus popayannensis* (13). As trepadeiras contribuíram com 43% da diversidade, enquanto árvores e a regeneração natural juntas somaram 106 espécies diferentes, 47% do total de espécies amostradas, salvas as diferenças no tamanho do esforço amostral para cada grupo.

Cada fragmento estudado abriga um conjunto de espécies muito particular, composto por uma combinação de espécies exclusivas e outras mais comuns a outros fragmentos (Figura 6). Para trepadeiras, metade do total de espécies de trepadeiras amostradas é compartilhada por pelo menos dois fragmentos, sendo 21% das espécies de trepadeiras registrado em todos os fragmentos. O fragmento 1, abriga o maior número de espécies de trepadeiras (60) e maior número de espécies exclusivas (27), cerca de quatro vezes o encontrado nos outros dois fragmentos.

A maioria das espécies de árvores são de ocorrência exclusiva (65%) e apenas 6% do total de espécies de árvores foi registrado nos três fragmentos estudados. O fragmento 1 abriga o menor número de espécies de árvores e tem na sua composição mais espécies exclusivas (28), seguido do fragmento 2 (23) e por fim o fragmento 3 (21).

A regeneração natural tem a maior porcentagem de espécies exclusivas (76%). O fragmento 1 apresentou a menor riqueza da regeneração natural. O fragmento 2 tem praticamente a mesma quantidade de espécies exclusivas que o fragmento 1, no entanto o número total de espécies regenerando quase dobra devido ao número de espécies que também ocorrem no fragmento 3. O fragmento 3 foi onde amostramos a maior riqueza da regeneração natural e onde ocorreu maior número de espécies exclusivas.

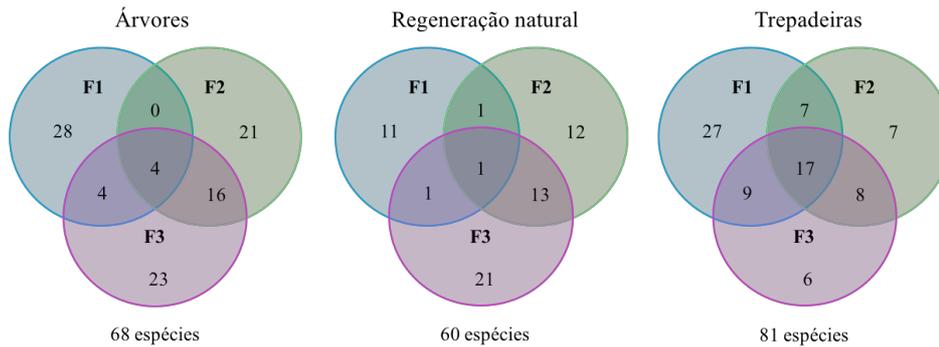


Figura 6. Diagrama de Venn para Trepadeiras, árvores e regeneração natural demonstrando a quantidade de espécies de ocorrência exclusiva ou compartilhada entre as bordas dos três fragmentos de floresta estacional semidecídua estudados.

Curvas da DAE de trepadeiras demonstram maior equilíbrio comparadas as curvas da DAE de árvores e da regeneração natural (Figura 7). É possível identificar que quanto maior o equilíbrio da DAE da comunidade trepadeira, menor o equilíbrio da DAE de árvores e da regeneração natural. O fragmento 1 apresenta mais espécies de trepadeiras e DAE mais equilibrada comparado aos fragmentos 2 e 3, que apresentaram curvas parecidas. Como já foi mencionado, um padrão inverso ocorre para árvores e a regeneração natural, assim sendo, a DAE de árvores no fragmento 1 é a que apresenta menor riqueza e maior dominância. A regeneração natural nesse fragmento é ainda mais preocupante, não só encontramos uma riqueza menor, como também é menor o número de indivíduos de espécies mais abundantes, apenas cinco espécies têm mais de um indivíduo.

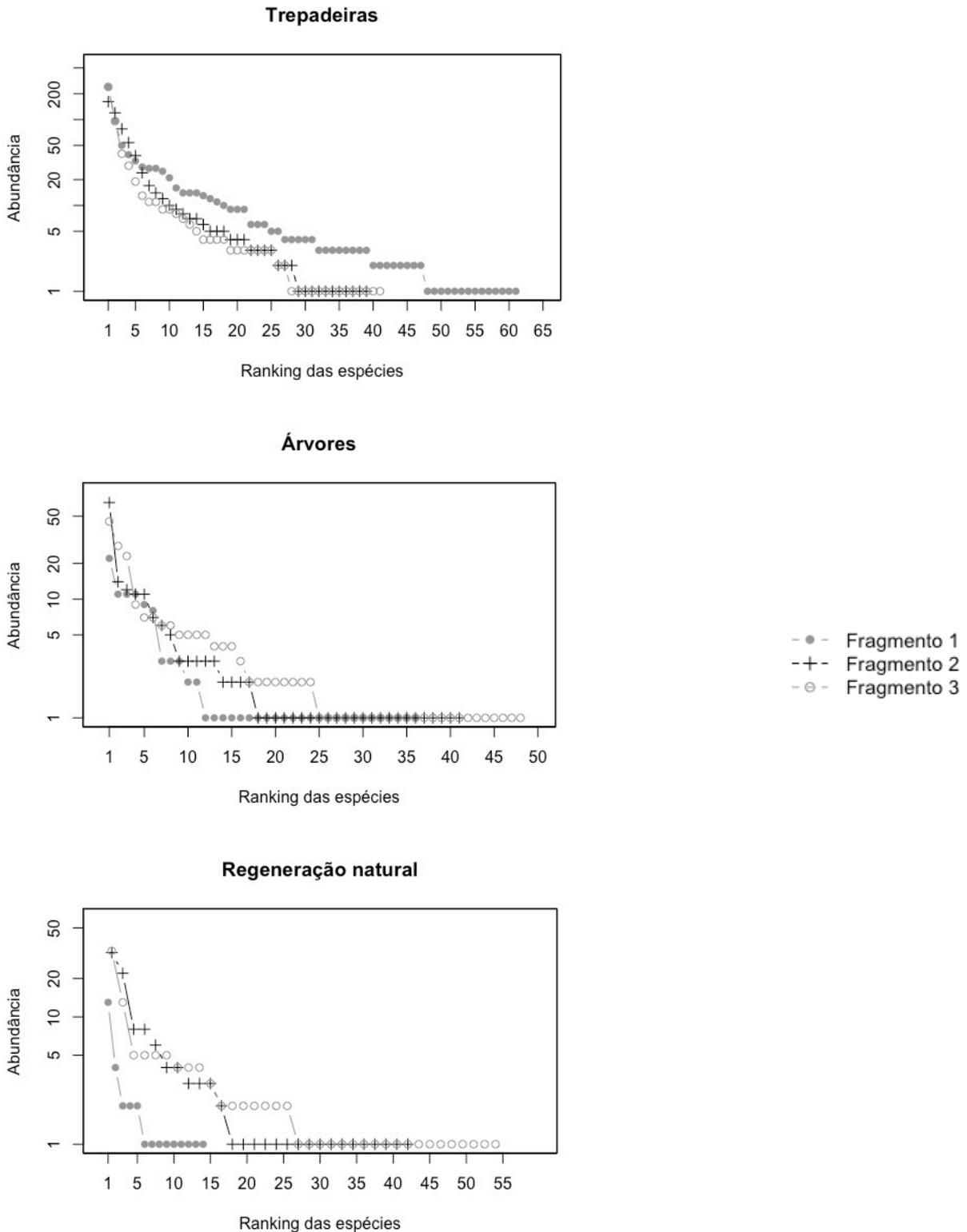


Figura 7. Curvas da distribuição de abundância por espécie de trepadeiras, árvores e regeneração natural, na borda de três fragmentos de floresta estacional semidecídua no interior do estado de São Paulo, município de Batatais, Brasil. apresentadas separadamente

A figura 8 traz a proporção de indivíduos de árvores e da regeneração natural de acordo com a estratégia ecológica e síndrome de dispersão em cada um dos três fragmentos estudados. Nós identificamos anteriormente, a partir da análise das curvas da DAE, que no fragmento 1 a comunidade de árvores e da regeneração natural tem maior dominância e menor número de espécies. Em se tratando de estratégia ecológica, quando comparamos os três fragmentos podemos perceber que existe uma diferença na proporção de indivíduos de espécies não pioneiras, principalmente no fragmento 1 em relação aos outros dois fragmentos. A proporção de indivíduos de espécies não pioneiras, tanto de árvores quanto da regeneração natural, é menor no fragmento 1, enquanto a proporção de indivíduos de espécies que apresentam estratégia ecológica pioneira varia pouco entre os três fragmentos. O mesmo ocorre com a síndrome de dispersão, a proporção de indivíduos de espécies com dispersão não zoocórica ou mista aparecem em quantidades semelhantes para árvores e a regeneração natural. Os indivíduos de espécies zoocóricas, no entanto, aparecem em menor quantidade no fragmento 1, sejam árvores ou regeneração natural.

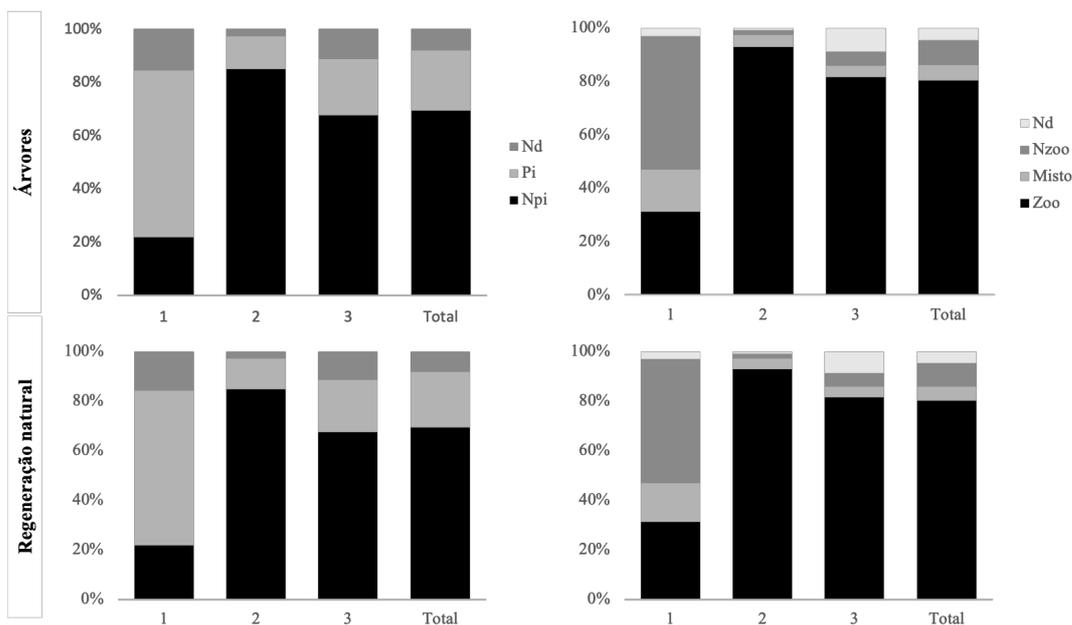


Figura 8. Número de indivíduos de espécies de árvores e da regeneração natural (amostrados em 1200m² e 96m², respectivamente) classificados por estratégia ecológica e síndrome de dispersão, nos fragmentos 1, 2 e 3.

2.6. Discussão

Trepadeiras têm aumentado a sua abundância e biomassa (SCHNITZER, 2015) especialmente em bordas de fragmentos de florestas tropicais (CAMPBELL et al., 2018), entender como elas se relacionam com as árvores é um passo fundamental para conhecer sua estrutura e compreender seu funcionamento. Nosso trabalho demonstrou que em bordas com trepadeiras em hiperabundância, particularmente as pequenas (diâmetro <2.5), a densidade e riqueza de árvores é menor. A competição com trepadeiras restringe o crescimento (VAN DER HEIJDEN; PHILLIPS, 2009; INGWELL et al., 2010; WRIGHT et al., 2015) e aumenta a mortalidade de árvores (VAN DER HEIJDEN; POWERS; SCHNITZER, 2015; TYMEN et al., 2016). Tymen et al. (2016) registraram mortalidade de árvores mais que duas vezes maior em florestas com trepadeiras em hiperabundância. A perda de árvores deixa a floresta ainda mais susceptível à proliferação de trepadeiras, que por sua vez podem instalar um processo de retroalimentação positiva de maior mortalidade de árvores e maior proliferação de trepadeiras, culminando no colapso da estrutura (FARAH et al., 2014).

Por outro lado, trepadeiras grandes ocorrem em maior densidade onde a estrutura da comunidade arbórea é maior (densidade, riqueza, área basal, projeção da copa no solo e biomassa). Trepadeiras grandes dependem de árvores grandes que suportem sua biomassa e promovam acesso ao dossel, onde podem expandir em diâmetro e investir na produção de folhas e órgãos reprodutivos (POULSEN et al., 2017). Outros autores também encontraram relação positiva entre o tamanho das trepadeiras com características de floresta madura (LETCHER, 2015; CAMPBELL et al., 2018). Campbell et al (2018) demonstraram relação significativa positiva entre o tamanho de trepadeiras e árvores, associando a permanência de trepadeiras grandes com características de floresta madura. De acordo com Letcher (2015), ao longo da sucessão florestal as características da comunidade de trepadeiras mudam, no início prevalecem trepadeiras com sementes pequenas, heliófitas e de crescimento rápido, enquanto trepadeiras com sementes grandes, tolerantes à sombra e de crescimento lento prevalecem em florestas maduras.

De acordo com nossos resultados, de maneira geral, quanto mais árvores com a copa livre ou com poucas trepadeiras, melhor a estrutura da comunidade arbórea (área basal, projeção da copa e densidade de árvores). A abundância de trepadeiras é um preditor importante da taxa de ocupação da copa (CAMPBELL et al., 2018), assim sendo, árvores em locais com trepadeiras em hiperabundância tem maiores probabilidades de terem a copa

ocupada. Árvores com a copa intensamente ocupada por trepadeiras tem o dobro da probabilidade de morrer quando comparadas àquelas com infestação leve (INGWELL et al., 2010; WRIGHT et al., 2015). A massa de trepadeiras altera a arquitetura das árvores (medida como a esbelteza, uma taxa entre altura e diâmetro) (DIAS et al. 2016), impede (ou dificulta) a expansão das copas das árvores (KAINER; WADT; STAUDHAMMER, 2014), provoca a quebra de galhos e a morte de muitos indivíduos, com potencial para alterar a estrutura florestal (LAURANCE et al., 2001).

Nossos resultados indicam que quanto mais árvores com ocupação severa das copas, menor a densidade da regeneração natural. Trepadeiras em hiperabundância dispõem suas folhas sobre a copa das árvores, formando um emaranhado denso que atua como barreira física para a chegada de propágulos ao solo, refletindo negativamente na densidade de plântulas. Adicionalmente, a ocupação severa das copas por trepadeiras está fortemente associada com a redução da reprodução de árvores (KAINER et al., 2006; NABE-NIELSEN; KOLLMANN; PEÑA-CLAROS, 2009; KAINER; WADT; STAUDHAMMER, 2014; GARCÍA LEÓN et al., 2018). A redução na chuva de sementes autóctone, por sua vez, interfere de forma negativa na densidade da regeneração natural. César, Rother e Brancalion (2017) registraram abundância de sementes de árvores dispersas por animais cinco vezes maior na chuva de sementes em áreas onde trepadeiras em hiperabundância foram manejadas. Kainer et al. (2014) relataram uma produção de sementes três vezes maior em árvores com as copas livres de trepadeiras.

Alterações na disponibilidade de luz sob as copas severamente ocupadas por trepadeiras também pode explicar a relação negativa com a densidade da regeneração natural. O dossel de florestas estacionais semidecíduas é composto por uma combinação de espécies perenes e decíduas (30-50%) (MORELLATO, 1991). As árvores do dossel funcionam como filtros de biodiversidade, à medida que são mais ou menos permeáveis à passagem de luz determinam parcialmente a estrutura e composição da comunidade de plantas abaixo da projeção da sua copa (GANDOLFI; JOLY; RODRIGUES, 2007). trepadeiras aumentam a interceptação da luz que incide no dossel em até 20% (RODRIGUEZ-RONDEROS et al., 2016). A permanência do emaranhado de trepadeiras sobre as copas das árvores com ocupação severa, especialmente no período de seca quando as espécies decíduas perdem suas folhas, pode alterar o regime de luz no sub-bosque e dessa forma afetar o crescimento e recrutamento de espécies e a trajetória sucessional dos fragmentos (MONTGOMERY; CHAZDON, 2002; PALOMAKI et al., 2006; SOUZA; GANDOLFI; RODRIGUES, 2014).

De acordo com nosso estudo, bordas florestais com maior densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro <2.5cm à 1.3m) tem menor riqueza da regeneração natural. Trepadeiras pequenas muitas vezes ainda não atingiram o dossel (KURZEL; SCHNITZER; CARSON, 2006) e quando estão hiperabundantes, como é o caso nas bordas estudadas, formam emaranhados no solo da floresta (PAUL; YAVITT, 2011) (Figura 9), representando não somente uma barreira física para a chegada de sementes no solo (o que afetaria de modo semelhante qualquer espécie), mas principalmente para o estabelecimento e desenvolvimento das plântulas de algumas espécies favorecendo, dessa forma, a sobrevivência apenas de espécies mais adaptadas a essa situação. Algumas adaptações, mais comum entre as espécies pioneiras, são selecionadas nesse ambiente, como alta taxa de crescimento e produção de folhas e ramos secundários, que permitem rápida reposição de ramos quebrados pela ocupação por trepadeiras ou ainda, caule maleável que permite buscar espaços e crescer entre o emaranhado de trepadeiras (LETCHER, 2015), como observado nas espécies *Senegalia polyphylla*, *Urera baccifera* e *Virola sebifera*, que estão entre as mais abundantes. Estudos prévios da competição entre trepadeiras e a regeneração natural e do papel de trepadeiras em hiperabundância como filtros ecológicos para a sucessão florestal dão suporte empírico para os nossos resultados, que indicam que densidade e riqueza da regeneração natural são suprimidas nas bordas florestais pela densidade de trepadeiras pequenas e pela ocupação severa das copas por trepadeiras (SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; CÉSAR, 2014; TYMEN et al., 2016).



Figura 9. Visão geral do interior de um dos fragmentos estudados, destacando o emaranhado de trepadeiras pequenas formando um tapete no solo da floresta. Foto: Cinthia Montibeller Santos.

2.6.1. Estrutura e composição da vegetação em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância

Nós demonstramos que as relações negativas com a estrutura de árvores e da regeneração natural acontecem em função da densidade de trepadeiras pequenas (≤ 2.5 cm de diâmetro) e de acordo com a proporção de árvores cujas copas estão severamente ocupadas por trepadeiras. Essa, no entanto, foi a situação observada na maioria das bordas florestais estudadas. Densidades altíssimas de trepadeiras (parcelas com até 78 trepadeiras/árvore) e mais de 80% dos indivíduos com as copas ocupadas por trepadeiras onde, em média, metade dessas árvores apresentam ocupação severa da copa por trepadeiras ($\geq 75\%$). Em parte, o número de trepadeiras é um reflexo do nosso estudo não ter estabelecido um diâmetro mínimo para a inclusão de trepadeiras. Entretanto, essa decisão se fez necessária uma vez que, nas bordas estudadas, grande parte dos indivíduos que compõe os tapetes de trepadeiras sobre o

solo da floresta e sobre as copas das árvores, não atingem o critério mínimo do protocolo internacional proposto para a amostragem de trepadeiras.

A abertura do dossel foi em média cerca de 15%, mesmo onde haviam menos árvores e/ou a projeção das copas no solo foi menor, o que indica que as trepadeiras estão contribuindo para que o dossel permaneça fechado na borda. Gandolfi (2009) relatou baixa disponibilidade de luz relativa abaixo de copas de árvores decíduas causada por trepadeiras perenes que estavam cobrindo a copa, mesmo quando essa árvore estava sem folhas. A heterogeneidade da disponibilidade de luz no sub-bosque, criada pela composição estrutural do dossel tanto de árvores perenes quando decíduas, é um dos fatores mais importantes para a distribuição de espécies arbóreas no sub bosque de florestas tropicais (GANDOLFI; JOLY, 2009) e alterações nesses regimes de luz têm profundos desdobramentos na regeneração natural e na trajetória sucessional, como já foi discutido anteriormente.

Nossos resultados demonstram que a regeneração natural pode estar comprometida nas bordas dos fragmentos florestais estudados, com densidade comparável à encontrada em áreas em processo recente de restauração (NAVES, 2013). A densidade média da regeneração natural encontrada no nosso estudo foi de 0.9 indivíduos.m⁻², o que está abaixo do observado em outros estudos desenvolvidos em florestas estacionais semidecíduas (FES) no interior do estado de São Paulo. Mangueira (2012) estudou a regeneração natural na borda de 12 fragmentos de FES e encontrou uma densidade média de 1.6 indivíduos.m⁻². Naves (2013) analisou a regeneração natural em duas florestas em restauração, uma de oito e outra de 12 anos, e encontrou densidades de 0.9 e 1 indivíduo.m⁻², respectivamente. No mesmo trabalho, a densidade da regeneração natural amostrada em uma floresta madura foi de 1.6 indivíduos.m⁻². Trepadeiras em hiperabundância funcionam como filtros ecológicos para a regeneração natural, podendo retardar ou até mesmo estagnar a sucessão florestal por décadas (SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; CÉSAR, 2014; TYMEN et al., 2016). A regeneração natural é a expressão do futuro potencial da estrutura e composição da floresta, é ela quem vai determinar a comunidade após distúrbios (TOLEDO-ACEVES, 2015). Trepadeiras em hiperabundância podem estar comprometer a sucessão florestal em bordas de fragmentos florestais ao suprimir a regeneração natural.

Nas bordas as trepadeiras contribuíram com 43% e árvores com 47% do total de espécies amostradas. Morellato (1991) encontrou porcentagem de espécies semelhante para trepadeiras e árvores em amostragem realizada na Mata de Santa Genebra, interior do estado de São Paulo. A razão entre a riqueza de trepadeiras e árvores foi proposta como indicadora de níveis de perturbação (WEISER et al., 2019). Em áreas de floresta tropical semidecídua

consideradas conservadas, esse número é algo próximo de 0.5, enquanto em áreas consideradas perturbadas o valor gira em torno de 1 (WEISER et al., 2019). Weiser et al. (2019) ressaltam a necessidade da realização de mais estudos que tragam informações sobre riqueza e composição de trepadeiras para aprimorar o uso de indicadores como esse. No presente trabalho, a razão entre o número de espécies de trepadeiras e árvores é de 1.66 no fragmento 1, 0.95 no fragmento 2 e 0.85 no fragmento 3, esses valores podem ser mais um indicativo de que nossas bordas estão perturbadas. Os valores reais para esse índice podem ser ainda mais altos, visto que as parcelas onde foi amostrada a riqueza de trepadeiras têm área três vezes menor comparada à área das parcelas onde foram amostradas as árvores e, além disso, nós subestimamos mais a riqueza de trepadeiras do que de árvores.

São escassos estudos sobre o potencial de cada espécie de trepadeira para se tornar hiperabundante. Essa informação, no entanto, é de extrema importância para o futuro do manejo de fragmentos florestais. Identificar espécies problema em ambientes degradados é a base para o desenvolvimento de técnicas de manejo menos invasivas, como o manejo seletivo por exemplo, onde apenas as espécies consideradas agressivas têm a sua população controlada em um dado ambiente perturbado. No nosso trabalho, as três espécies mais abundantes foram responsáveis por 35% de todos os indivíduos amostrados, *Forsteronia australis*, *Stizophyllum riparium* e *Urvillea laevis*. Weiser et al. (2019) também registraram a espécie *Urvillea laevis* entre as mais abundantes durante um estudo fitossociológico realizado na Estação Ecológica de Paulo de Faria (650ha). Trabalhos envolvendo corte seletivo ou espécies adaptadas a distúrbios em floresta estacional semidecídua no sudeste brasileiro, devem levar em consideração nossos resultados. Algumas espécies de trepadeiras podem apresentar crescimento populacional distinto, sendo consideradas agressivas e problemáticas em determinado ambiente e permanecerem em equilíbrio em outro. Essa realidade inspira cuidado e chama a atenção para a necessidade da geração de informações científicas sobre composição, fitossociologia, biologia e ecologia de trepadeiras, as quais fornecerão subsídios que venham fundamentar a tomada de decisão de manejo com fins conservacionistas.

O estudo da composição de espécies das bordas revelou que cada um desses fragmentos florestais inseridos em paisagem predominantemente agrícola, abrigam conjuntos distintos de espécies, com muitas espécies que não são compartilhadas entre os fragmentos. Nossos resultados reforçam a importância desses fragmentos, mesmo que pequenos e degradados, como refúgios de biodiversidade em paisagens tão alteradas. Arroyo-Rodríguez et al. (2009) estudaram 45 fragmentos florestais de diferentes tamanhos, em paisagem com três níveis de cobertura florestal diferentes, e verificaram que mesmo fragmentos bem

pequenos (<5ha), abrigavam boa parte do *pool* regional de espécies, incluindo espécies ameaçadas e economicamente importantes. Esforços para a conservação e restauração de fragmentos em paisagens agrícolas são necessários para preservar efetivamente a diversidade vegetal nesses ambientes (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2009). A quantidade de espécies exclusivas de trepadeiras, no entanto, tem sido associada com o grau de degradação florestal, setores mais degradados apresentam maior densidade de espécies exclusivas (MELLO, 2015).

A abundância e composição de espécies dos propágulos disponíveis, são os principais determinantes da assembleia de plântulas que será recrutada para substituir indivíduos da comunidade que venham a ser perdidos (TOLEDO-ACEVES, 2015). Uma mudança no padrão de raridade e frequência (ou dominância) pode ser um indicador importante de um impacto ambiental (MAGURRAN; HENDERSON, 2011). Nossos resultados apontam que nas bordas florestais, enquanto trepadeiras em hiperabundância apresentam uma distribuição das abundâncias por espécies mais equitativa, a regeneração natural e, conseqüentemente, a sucessão florestal estão extremamente ameaçadas. A presença de espécies com comportamento ecológico diverso e complementar é um dos requisitos básicos para o sucesso da sucessão ecológica (RODRIGUES et al., 2011). Diferentes espécies que desempenham as mesmas funções, mas que respondem de forma distintas a mudanças no ambiente frente a distúrbios, chamada diversidade de resposta, também são fundamentais, pois determinam a resiliência do ecossistema (ELMQVIST et al., 2003). A perda de resiliência, principalmente na regeneração natural, deixa a floresta vulnerável frente a distúrbios que normalmente seriam absorvidos, como consequência ocorrem mudanças importantes para o funcionamento do ecossistema e comprometimento do provimento de serviços ecossistêmicos fundamentais (FOLKE et al., 2004; HOOPER; CHAPIN III; EWEL, 2005).

A maior parte das espécies de árvores e da regeneração natural apresentaram estratégia ecológica não pioneira e síndrome de dispersão zoocórica. Entretanto, as trepadeiras em hiperabundância parecem suprimir justamente esse grupo nas bordas estudadas, enquanto espécies pioneiras e não zoocóricas não são afetadas. Espécies não pioneiras são vulneráveis às trepadeiras porque possuem características (como crescimento lento e muitos galhos para a interceptação da luz no sub bosque) que criam condições para a escalada das trepadeiras (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Uma vez que as trepadeiras alcançam as copas os resultados são redução no crescimento, recrutamento e fecundidade, bem como aumento da mortalidade desses indivíduos, como discutimos anteriormente. Espécies pioneiras, por sua vez, coexistem com trepadeiras sem muitos prejuízos, por possuírem tronco flexível, folhas

grandes e crescimento rápido, características que permitem derrubar ou evitar a escalada das trepadeiras (SCHNITZER; BONGERS, 2002; SCHNITZER; CARSON, 2010). Em florestas tropicais, a maioria das espécies de árvores apresentam a estratégia ecológica não pioneira e a síndrome de dispersão zoocórica (CARDOSO DA SILVA; TABARELLI, 2000; FARAH et al., 2017), a hiperabundância de trepadeiras, portanto, é uma ameaça para a maioria das espécies de árvores nas florestas tropicais.

Apesar do nosso estudo se assemelhar a descrição de uma fotografia, um momento específico no tempo sem o acompanhamento da trajetória sucessional dos fragmentos estudados (se estão avançando no processo de sucessão, por exemplo), a estrutura e composição de árvores e da regeneração encontradas se assemelham àquelas atribuídas a florestas sob condições de sucessão florestal estagnada. Quando a resiliência da floresta é excedida e a sucessão permanece estagnada devido à presença de filtros ecológicos, como observado em áreas dominadas por trepadeiras em hiperabundância, ações de manejo devem ser adotadas para transpor esses filtros ecológicos e promover a retomada da sucessão florestal.

2.7. Conclusão

As trepadeiras, particularmente as pequenas, apenas apresentam relação negativa com as árvores e a regeneração natural quando estão hiperabundantes e quando as copas das árvores apresentam ocupação severa por trepadeiras. No entanto, este é exatamente o caso das bordas dos fragmentos florestais estudados, densidades altíssimas de trepadeiras pequenas, árvores com as copas severamente ocupadas e uma regeneração natural pobre em densidade e diversidade. As trepadeiras podem estar contribuindo para o colapso da estrutura e para a estagnação do processo de sucessão florestal ao suprimir a regeneração natural.

Trepadeiras grandes e outras variáveis relacionadas ao seu tamanho (área basal e biomassa), têm relação positiva com a estrutura (área basal, projeção da copa no solo, densidade e riqueza de árvores) e a regeneração natural na borda de fragmentos florestais inseridos em paisagens agrícolas. Estas podem ser utilizadas como indicadoras do estado de conservação dessas bordas e, portanto, deveriam ser poupadas em ações de manejo de trepadeiras.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, M.; FERREIRA, R.; SILVA, J.; SANTOS, E.; STOSIC, B.; SOUZA, A. Estabilidade em análise de agrupamento: estudo de caso em ciência florestal. **Revista Árvore**, v. 30, p. 257–265, 2006.
- ALMEIDA, C.; VIANI, R. A. G.; BRANCALION, P. H. S. Competição por recursos entre uma trepadeira (*Calopogonium mucunoides* Desv.) e uma árvore (*Guazuma ulmifolia* Lam.): implicações para o manejo de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual degradados. **Revista Cincia, Tecnologia & Ambiente**, v. 4, n. 1, p. 30–37, 2017.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; PINEDA, E.; ESCOBAR, F.; BENÍTEZ-MALVIDO, J. Value of Small Patches in the Conservation of Plant-Species Diversity in Highly Fragmented Rainforest. **Conservation Biology**, v. 23, n. 3, p. 729–739, jun. 2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2008.01120.x>>.
- ARROYO-RODRIGUEZ, V.; TOLEDO-ACEVES, T. Impact of landscape spatial pattern on liana communities in tropical rainforests at Los Tuxtlas, Mexico. **Applied Vegetation Science**, v. 12, n. 3, p. 340–349, 2009.
- BRANCALION, P. H. S.; MELO, F. P. L.; TABARELLI, M.; RODRIGUES, R. R. Restoration Reserves as Biodiversity Safeguards in Human-Modified Landscapes. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 186–190, 2013. Disponível em: <<http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/natcon.2013.029>>.
- CAMPBELL, M. J.; EDWARDS, W.; MAGRACH, A.; ALAMGIR, M.; POROLAK, G.; MOHANDASS, D.; LAURANCE, W. F. Edge disturbance drives liana abundance increase and alteration of liana-host tree interactions in tropical forest fragments. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 8, p. 4237–4251, abr. 2018. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/ece3.3959>>.
- CARDOSO DA SILVA, J. M.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. 6773, p. 72–74, 2000.

CÉSAR, R. G. **Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados Piracicaba**. 2014. Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2014.

CÉSAR, R. G.; ROTHER, D. C.; BRANCALION, P. H. S. Early Response of Tree Seed Arrival After Liana Cutting in a Disturbed Tropical Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 10, n. August, p. 194008291772358, 2017. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/1940082917723586>>.

CHASE, M. W.; CHRISTENHUSZ, M. J. M.; FAY, M. F.; BYNG, J. W.; JUDD, W. S.; SOLTIS, D. E.; MABBERLEY, D. J.; SENNIKOV, A. N.; SOLTIS, P. S.; STEVENS, P. F.; BRIGGS, B.; BROCKINGTON, S.; CHAUTEMS, A.; CLARK, J. C.; CONRAN, J.; HASTON, E.; MÖLLER, M.; MOORE, M.; OLMSTEAD, R.; PERRET, M.; SKOG, L.; SMITH, J.; TANK, D.; VORONTSOVA, M.; WEBER, A. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.

CHAZDON, R. Percepções sobre florestas tropicais e regeneração natural. In: CHAZDON, R. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. 1 ed. 2016. cap. 1, p. 15–25.

COLLINS, C. D.; BANKS-LEITE, C.; BRUDVIG, L. A.; FOSTER, B. L.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; ANDRADE, A.; AUSTIN, M.; CAMARGO, J. L.; DRISCOLL, D. A.; HOLT, R. D.; LAURANCE, W. F.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L. Fragmentation affects plant community composition over time. **Ecography**, v. 40, p. 119–130, 2017.

DEN DUBBELDEN, K. C.; OSTERBEEK, B. The Availability of External Support Affects Allocation Patterns and Morphology of Herbaceous Climbing Plants. **Functional Ecology**, v. 9, n. 4, p. 628–634, 1995.

ELMQVIST, T.; FOLKE, C.; NYSTRÖM, M.; PETERSON, G.; BENGTSSON, J.; WALKER, B. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 2003.

- EMMONS, L. H.; GENTRY, A. H. Tropical Forest Structure and the Distribution of Gliding and Prehensile-Tailed Vertebrates. **The American Naturalist**, v. 121, n. 4, p. 513–524, 1983.
- FARAH, F. T.; MUYLEAERT, R. de L.; RIBEIRO, M. C.; RIBEIRO, J. W.; MANGUEIRA, J. R. de S. A.; SOUZA, V. C.; RODRIGUES, R. R. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 78–88, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.038>>.
- FARAH, F. T.; RODRIGUES, R. R.; SANTOS, F. a M.; TAMASHIRO, J. Y.; SHEPHERD, G. J.; SIQUEIRA, T.; BATISTA, J. L. F.; MANLY, B. J. F. Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species - Case study of Santa Genebra Forest in Brazil. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 40–44, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.011>>.
- FERRAZ, S. F. B.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CASSIANO, C. C.; BRANCALION, P. H. S.; DA LUZ, D. T. A.; AZEVEDO, T. N.; TAMBOSI, L. R.; METZGER, J. P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, 2014.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Small patches can be valuable for biodiversity conservation: Two case studies on birds in southeastern Australia. **Biological Conservation**, v. 106, p. 129–136, 2002.
- FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C. S. Regime Shifts , Resilience , in Ecosystem Management. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. May, p. 557–581, 2004.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C. A. “ GAPS OF DECIDUOUSNESS ”: CYCLICAL GAPS IN TROPICAL FORESTS. n. April, p. 280–284, 2009.

- GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 433–438, 2007.
- GARCÍA LEÓN, M. M.; MARTÍNEZ IZQUIERDO, L.; MELLO, F. N. A.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas reduce community-level canopy tree reproduction in a Panamanian forest. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 2, p. 737–745, mar. 2018. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2745.12807>>.
- GERWING, J. J.; SCHNITZER, S. A.; BURNHAM, R. J.; BONGERS, F.; CHAVE, J.; DEWALT, S. J.; EWANGO, C. E. N.; FOSTER, R.; KENFACK, D.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; PARREN, M.; PARTHASARATHY, N.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; PUTZ, F. E.; THOMAS, D. W. A standard protocol for liana censuses. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 256–261, 2006.
- HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. **APPLIED ECOLOGY**, n. March, p. 1–9, 2015.
- HOOPER, D. U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. July 2004, p. 3–35, 2005. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/04-0922>>.
- INGWELL, L. L.; JOSEPH WRIGHT, S.; BECKLUND, K. K.; HUBBELL, S. P.; SCHNITZER, S. A. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 879–887, 12 maio 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2745.2010.01676.x>>.

- KAINER, K. a.; WADT, L. H. O.; GOMES-SILVA, D. a. P.; CAPANU, M. Liana loads and their association with *Bertholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 02, p. 147–154, 2006.
- KAINER, K. A.; WADT, L. H. O.; STAUDHAMMER, C. L. Testing a silvicultural recommendation: Brazil nut responses 10 years after liana cutting. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 3, p. 655–663, jun. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2664.12231>>.
- KURZEL, B. P.; SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Predicting liana crown location from stem diameter in three Panamanian lowland forests. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 262–266, 2006.
- LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FEARNSIDE, P. M.; LOVEJOY, T. E.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. C. G.; MEYER, C. F. J.; BOBROWIEC, P. E. D.; LAURANCE, S. G. W. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, n. May, 2017.
- LAURANCE, W. F.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836–836, 20 abr. 2000. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/35009032>>.
- LAURANCE, W. F.; PEREZ-SALICRUP, D. R.; DELAMONICA, P.; FEARNSIDE, P.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T. Rain Forest Fragmentation and the Structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105–116, 2001.
- LETCHER, S. Patterns of liana succession in tropical forests. In: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, J. R.; PUTZ, F. E.; Ecology of lianas. 1. ed., 2015. cap. 10, p. 116-130.
- LONDRÉ, R. A.; SCHNITZER, S. A. The distribution of lianas and their change in abundance in temperate forests over the past 45 years. **Ecology**, v. 87, n. 12, p. 2973–2978, 2006.

- MAGURRAN., A. E.; HENDERSON, P. A. Commonness and rarity. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. 1 ed. 2011. cap. 8, p. 97-103.
- MANGUEIRA, J. R. D. 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. 2012.
- MARTÍNEZ-IZQUIERDO, L.; GARCÍA, M. M.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas suppress seedling growth and survival of 14 tree species in a Panamanian tropical forest. *Ecology*, v. 97, n. 1, p. 215–224, 2016.
- MCGILL, B. J. Species abundance distributions. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. 1 ed. 2011. cap. 9, p. 105-122.
- MELLO, F. N. A. **Padrões da comunidade de trepadeiras e suas relações com a biomassa arbórea e a regeneração natural em uma Floresta Estacional Semidecidual em Piracicaba, SP: Implicações no manejo de fragmentos florestais degradados**. 2015. 2015.
- MONTGOMERY, R. A.; CHAZDON, R. L. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. *Oecologia*, p. 165–174, 2002.
- MORELLATO, L. P. C. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecidual no sudeste do Brasil**. 1991. 1991. Disponível em: <<https://docs.google.com/file/d/0B7aKJphx6o4lME1PV0JiRks3eG8/edit>>.
- MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Reproductive Phenology of Climbers in a Southeastern Brazilian Forest Published by: Association for Tropical Biology and Conservation Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2389073> Accessed : 09-03-2016 20 : 35 UTC Your use of the JSTOR archive indicat. v. 28, n. 2, p. 180–191, 1996.

- MOURA, A. E. S. S. De; CORREA, M. M.; SILVA, E. R. Da; FERREIRA, R. L. C.; FIGUEIREDO, A. D. C.; POSSAS, J. M. C. Interceptação das chuvas em um fragmento de floresta da Mata Atlântica na Bacia do Prata, Recife, PE. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 461–469, 2009.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. a; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. a; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–8, 24 fev. 2000. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10706275>>.
- NABE-NIELSEN, J.; KOLLMANN, J.; PEÑA-CLAROS, M. Effects of liana load, tree diameter and distances between conspecifics on seed production in tropical timber trees. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 3, p. 987–993, fev. 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112708008207>>.
- 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. 2013.
- OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 04, p. 389–394, 27 out. 2004. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0030605304000754>.
- OLIVEIRA, M. a.; SANTOS, a. M. M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1910–1917, 2008.
- PALOMAKI, M. B.; CHAZDON, R. L.; ARROYO, J. P.; LETCHER, S. G. Juvenile tree growth in relation to light availability in second-growth tropical rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 02, p. 1–4, 2006.

- PAUL, G. S.; YAVITT, J. B. Tropical Vine Growth and the Effects on Forest Succession: A Review of the Ecology and Management of Tropical Climbing Plants. **Botanical Review**, v. 77, n. 1, p. 11–30, 2011.
- POULSEN, J. R.; KOERNER, S. E.; MIAO, Z.; MEDJIBE, V. P.; BANAK, L. N.; WHITE, L. J. T. Forest structure determines the abundance and distribution of large lianas in Gabon. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 4, p. 472–485, abr. 2017. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/geb.12554>>.
- PUTZ, F. Liana biomass and leaf-area of a “Tierra Firme” forest in the Rio-Negro basin, Venezuela. **Biotropica**, v. 15, n. 3, p. 185–189, 1983.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. M. M. M.; PONZON, F. J.; HIROTA, M. M. M. M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>>.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y.; BRANCALION, P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>>.
- RODRIGUEZ-RONDEROS, M. E.; BOHRER, G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Contribution of Lianas To Plant Area Index and Canopy. **Ecology**, v. 97, n. 12, p. 3271–3277, 2016.
- SCHNITZER, S. a.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 17, n. 5, p. 223–230, 2002.
- SCHNITZER, S. A. Increasing liana abundance in neotropical forests: causes and consequences. In: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, J. R.; PUTZ, F. E. Ecology of lianas. 1 ed. 2015. cap. 30, p. 451-464.

- SCHNITZER, S. a.; BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: Emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 397–406, 2011.
- SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. **Ecology Letters**, v. 13, n. 7, p. 849–857, 2010.
- SCHNITZER, S. a.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: Evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 655–666, 2000.
- SCHNITZER, S. A.; DEWALT, S. J.; CHAVE, J. Censusing and Measuring Lianas: A Quantitative Comparison of the Common Methods¹. **Biotropica**, v. 38, n. 5, p. 581–591, set. 2006. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1744-7429.2006.00187.x>>.
- SCHNITZER, S. A.; KUZEE, M. E.; BONGERS, F. Disentangling above- and below-ground competition between lianas and trees in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 6, p. 1115–1125, 2005.
- SCHNITZER, S. A.; RUTISHAUSER, S.; AGUILAR, S. Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3–4, p. 1044–1049, 2008.
- SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Deciduousness Influences the Understory Community in a Semideciduous Tropical. **Biotropica**, v. 0, n. 0, p. 1–4, 2014.
- SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, n. 1–2, p. 81–86, maio 1988. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/BF00044629>>.
- TABARELLI, M.; SANTOS, B. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P. L. de. Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the Neotropics. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 319–328, 2012.

TOLEDO-ACEVES, T. Above- and belowground competition between lianas and trees. In: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, J. R.; PUTZ, F. E. Ecology of lianas. 1. ed. 2015. cap 12, p. 149-163.

TYMEN, B.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; DALLING, J. W.; FAUSET, S.; FELDPAUSCH, T. R.; NORDEN, N.; PHILLIPS, O. L.; TURNER, B. L.; VIERS, J.; CHAVE, J. Evidence for arrested succession in a liana-infested Amazonian forest. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 1, p. 149–159, jan. 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2745.12504>>.

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; PHILLIPS, O. L. Environmental effects on Neotropical liana species richness. **Journal of Biogeography**, v. 36, n. 8, p. 1561–1572, 2009.

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas reduce carbon accumulation and storage in tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 43, p. 13267–13271, 2015. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26460031>%5Cn<http://www.pnas.org/content/early/2015/10/06/1504869112.abstract>>.

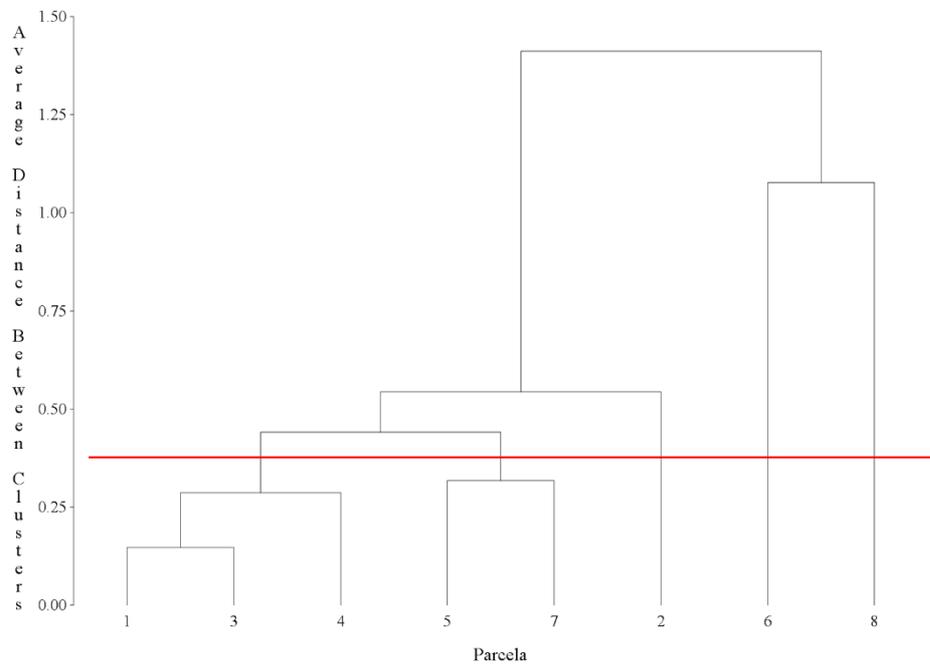
VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. Potential of the seedling community of a forest fragment for tropical forest restoration. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 6, p. 772–779, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-90162009000600008&script=sci_arttext>.

WEISER, V. L.; REZENDE, A. A.; PENHA, A. S.; VILLAGRA, B. L. P.; UDULUTSCH, R. G. Conservação de trepadeiras no contexto de restauração de fragmentos florestais degradados. In: ASSIS, L. S.; CAMPOS, M.; GIRÃO, V. J. Manejo de fragmentos florestais degradados. 1. ed. 2019. cap 4, p. 76-96.

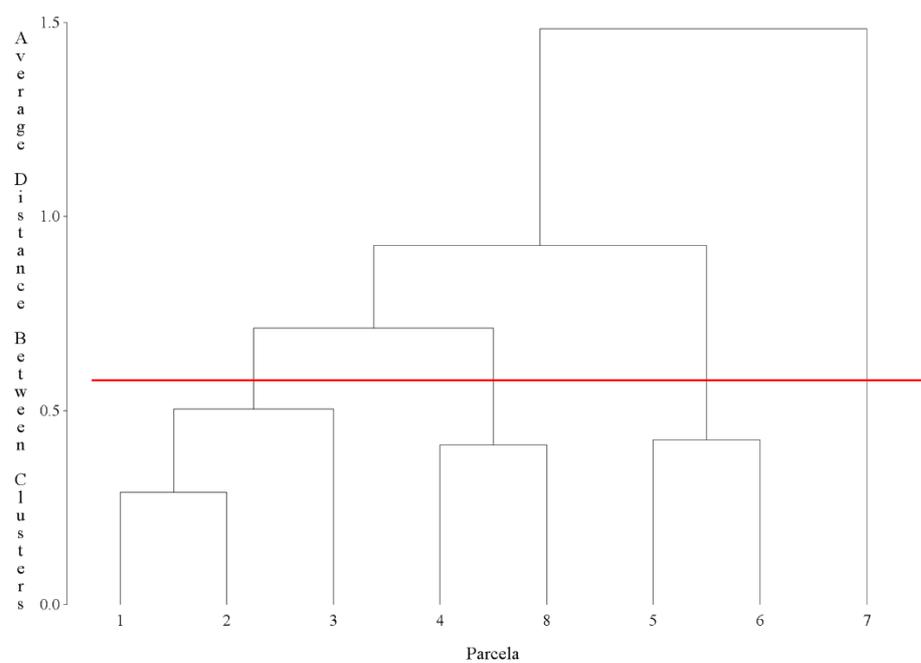
WRIGHT, S. J.; SUN, I.-F.; PICKERING, M.; FLETCHER, C. D.; CHEN, Y.-Y. Long-term changes in liana loads and tree dynamics in a Malaysian forest. **Ecology**, v. 96, n. 10, p. 2748–2757, out. 2015. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/14-1985.1>>.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Dendrograma da análise de agrupamento realizado entre as parcelas do fragmento 1. O traço vermelho indica o local escolhido para o corte de definição dos grupos.



APÊNDICE B. Dendrograma da análise de agrupamento realizada entre as parcelas do fragmento 2. O traço vermelho indica o local escolhido para o corte de definição dos grupos.



APÊNDICE D.

Valores médios das variáveis estruturais de trepadeiras, árvores e índice de ocupação da copa, por fragmento.

Fragmento	Formas de vida	Variáveis estruturais	Média	Desvio Padrão
1	Árvore	Área basal (m ² . ha ⁻¹)	0.366625	0.2804
		Projeção da copa no solo (m ²)	159.013	95.5134
		Densidade de árvores (DAP ≥ 5cm) (ind.m ⁻²)	0.077375	0.0239
		Riqueza de árvores	8.5	3.8913
		Densidade da regeneração natural (ind.m ⁻²)	0.33325	0.3363
		Riqueza da regeneração natural	2	1.6903
		Abertura do dossel	18.35175	4.1858
	Trepadeira	Área basal (m ² . ha ⁻¹)	250.631	212.3344
		Biomassa (kg. ha ⁻¹)	87.57775	74.0123
		Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	3.445	1.0288
		Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0.2275	0.2185
		Riqueza de trepadeiras	17.625	4.0333
		Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0.945875	0.044
	Interação entre árvore e trepadeira	Árvores com a copa livre de trepadeiras (IOC 0)	0.035626751	0.0543
		Árvores com ocupação leve (≤ 25% da copa ocupada, IOC 1)	0.069542192	0.0569
		Árvores com ocupação intermediária (> 25% e ≤75% da copa ocupada, IOC 2 e 3)	0.275131303	0.1512
		Árvores com ocupação intensa (>75% da copa ocupada, IOC 4)	0.619699755	0.1538
		Nº de trepadeiras/ nº de árvores	55.01318926	37.7193
2	Árvore	Área basal (m ² . ha ⁻¹)	0.223625	0.1995
		Projeção da copa no solo (m ²)	105.4605	99.0324
		Densidade de árvores (DAP ≥ 5cm) (ind.m ⁻²)	0.091625	0.0462
		Riqueza de árvores	10.125	3.9438
		Densidade da regeneração natural (ind.m ⁻²)	1.16675	0.6025

	Riqueza da regeneração natural	6.625	2.326	
	Abertura do dossel	12.025	4.0337	
Trepadeira	Área basal (m ² . ha ⁻¹)	285.069875	161.4435	
	Biomassa (kg. ha-1)	122.167875	49.4298	
	Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	2.4975	0.7192	
	Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0.2875	0.2022	
	Riqueza de trepadeiras	10.125	3.4408	
	Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0.898125	0.0652	
	Interação entre árvore e trepadeira	Árvores com a copa livre de trepadeiras (IOC 0)	0.054646164	0.0709
Árvores com ocupação leve (≤ 25% da copa ocupada, IOC 1)		0.058680556	0.0691	
Árvores com ocupação intermediária (> 25% e ≤75% da copa ocupada, IOC 2 e 3)		0.248218795	0.0773	
Árvores com ocupação intensa (>75% da copa ocupada, IOC 4)		0.638454485	0.1659	
Nº de trepadeiras/ nº de árvores		41.1753865	27.4927	
3	Árvore	Área basal (m ² . ha ⁻¹)	0.33625	0.1907
		Projeção da copa no solo (m ²)	240.54475	97.2806
		Densidade de árvores (DAP ≥ 5cm) (ind.m ⁻²)	0.140125	0.0428
		Riqueza de árvores	13.25	1.8322
		Densidade da regeneração natural (ind.m ⁻²)	1.1875	0.5839
		Riqueza da regeneração natural	8.375	3.3354
		Abertura do dossel	13.834375	2.6364
Trepadeira	Área basal (m ² . ha ⁻¹)	403.125	201.8937	
	Biomassa (kg. ha-1)	214.094625	125.0605	
	Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	1.9225	1.2098	
	Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0.4175	0.2071	
	Riqueza de trepadeiras	11.25	3.37	
	Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0.7945	0.078	

Interação entre árvore e trepadeira	Árvores com a copa livre de trepadeiras (IOC 0)	0.08764881	0.0476
	Árvores com ocupação leve ($\leq 25\%$ da copa ocupada, IOC 1)	0.202695106	0.1088
	Árvores com ocupação intermediária ($> 25\%$ e $\leq 75\%$ da copa ocupada, IOC 2 e 3)	0.317208168	0.1208
	Árvores com ocupação intensa ($> 75\%$ da copa ocupada, IOC 4)	0.392447917	0.1619
	Nº de trepadeiras/ nº de árvores	18.44941577	12.1009

APÊNDICE E. Valores médios das variáveis estruturais de trepadeiras, árvores e índice de ocupação da copa, por grupos de parcelas formado a partir da análise de agrupamento. Os grupos estão apresentados separadamente para cada fragmento estudado.

Fragmento	Grupo	Nº de parcelas	Formas de vida	Variáveis estruturais	Média
1	1	3	Árvores	Área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$)	0,2
				Projeção das copas no solo (m^2)	112,62
				Densidade de árvores (DAP $\geq 5\text{cm}$) ($\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$)	0,1
				Riqueza de árvores	11,333333
				Densidade da regeneração natural ($\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$)	0,19
				Riqueza da regeneração natural	1,333333
				Abertura do dossel	20,049
			Trepadeiras	Área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$)	103,24
				Biomassa ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	46,26
				Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m $< 2.5\text{cm}$) ($\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$)	2,17
				Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m $\geq 2.5\text{cm}$) ($\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$)	0,06
				Riqueza de trepadeiras	19
				Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,98
Índice de ocupação da	Nº de trepadeiras/ nº de árvores	22,49			
	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0			
	1 - Proporção de árvores com ocupação leve ($\leq 25\%$)	0,094643			

			copa	2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária ($> 25\%$ e $\leq 75\%$) 4 - Proporção de árvores com ocupação severa ($> 75\%$)	0,213095 0,69
1	2	2	Árvores	Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	0,22
				Projeção das copas no solo (m^2)	104,02
				Densidade de árvores (DAP $\geq 5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	0,05
				Riqueza de árvores	3,5
				Densidade da regeneração natural ($ind \cdot m^{-2}$)	0,25
				Riqueza da regeneração natural	2
				Abertura do dossel	16,1635
			Trepadeiras	Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	234,36
				Biomassa ($kg \cdot ha^{-1}$)	63,76
				Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à $1.3m < 2.5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	3,08
Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à $1.3m \geq 2.5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	0,22				
Riqueza de trepadeiras	16,5				
Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,93				
Índice de ocupação da copa	Nº de trepadeiras/ nº de árvores	77,89			
	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0			
	1 - Proporção de árvores com ocupação leve ($\leq 25\%$)	0			
	2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária ($> 25\%$ e $\leq 75\%$)	0,366667			
				4 - Proporção de árvores com ocupação severa ($> 75\%$)	0,633333
1	3	1	Árvores	Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	0,69
				Projeção das copas no solo (m^2)	229,01
				Densidade de árvores (DAP $\geq 5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	0,07
				Riqueza de árvores	9
				Densidade da regeneração natural ($ind \cdot m^{-2}$)	0,08
				Riqueza da regeneração natural	1
				Abertura do dossel	14,993

			Trepadeiras	Área basal (m ² .ha-1)	93,97
				Biomassa (kg.ha-1)	39,29
				Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	2,8
				Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0,05
				Riqueza de trepadeiras	13
				Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,98
				Nº de trepadeiras/ nº de árvores	38,86
			Índice de ocupação da copa	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0,142857
				1 - Proporção de árvores com ocupação leve (≤ 25%)	0,071429
				2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária (> 25% e ≤75%)	0
				4 - Proporção de árvores com ocupação severa (>75%)	0,785714
1	4	1	Árvores	Área basal (m ² .ha ⁻¹)	0,91
				Projeção das copas no solo (m ²)	365,01
				Densidade de árvores (DAP ≥ 5cm) (ind.m ⁻²)	0,09
				Riqueza de árvores	12
				Densidade da regeneração natural (ind.m ⁻²)	1
				Riqueza da regeneração natural	3
				Abertura do dossel	21,32
			Trepadeiras	Área basal (m ² .ha-1)	464,76
				Biomassa (kg.ha-1)	152,6
				Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	4,2
				Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0,3
				Riqueza de trepadeiras	22
				Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,93
	Nº de trepadeiras/ nº de árvores	51,92			
Índice de ocupação da	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0,058824			
	1 - Proporção de árvores com ocupação leve (≤ 25%)	0,117647			

			copa	2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária (> 25% e ≤75%) 4 - Proporção de árvores com ocupação severa (>75%)	0,411765 0,411765
1	5	1	Árvores	Área basal (m ² .ha ⁻¹)	0,3
				Projeção das copas no solo (m ²)	132,18
				Densidade de árvores (DAP ≥ 5cm) (ind.m ⁻²)	0,07
				Riqueza de árvores	6
				Densidade da regeneração natural (ind.m ⁻²)	0,5
				Riqueza da regeneração natural	4
				Abertura do dossel	18,027
			Trepadeiras	Área basal (m ² .ha ⁻¹)	667,87
				Biomassa (kg.ha ⁻¹)	242,43
				Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	3,3
Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0,57				
Riqueza de trepadeiras	16				
Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,85				
Índice de ocupação da copa	Nº de trepadeiras/ nº de árvores	52,73			
	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0,083333			
	1 - Proporção de árvores com ocupação leve (≤ 25%)	0,083333			
	2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária (> 25% e ≤75%)	0,416667			
			4 - Proporção de árvores com ocupação severa (>75%)	0,416667	
2	1	4	Árvores	Área basal (m ² .ha ⁻¹)	0,2
				Projeção das copas no solo (m ²)	55,83
				Densidade de árvores (DAP ≥ 5cm) (ind.m ⁻²)	0,07
				Riqueza de árvores	8,25
				Densidade da regeneração natural (ind.m ⁻²)	1,4
				Riqueza da regeneração natural	7,75
				Abertura do dossel	11,245

			Trepadeiras	Área basal (m ² .ha-1)	165,11
				Biomassa (kg.ha-1)	87,96
				Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	2,24
				Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0,1
				Riqueza de trepadeiras	9,5
				Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,96
				Nº de trepadeiras/ nº de árvores	46,23
			Índice de ocupação da copa	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0,042857
				1 - Proporção de árvores com ocupação leve (≤ 25%)	0,066667
				2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária (> 25% e ≤75%)	0,234632
				4 - Proporção de árvores com ocupação severa (>75%)	0,66
2	2	2	Árvores	Área basal (m ² .ha ⁻¹)	0,09
				Projeção das copas no solo (m ²)	68,29
				Densidade de árvores (DAP ≥ 5cm) (ind.m ⁻²)	0,09
				Riqueza de árvores	9,5
				Densidade da regeneração natural (ind.m ⁻²)	1
				Riqueza da regeneração natural	6
				Abertura do dossel	14,69
			Trepadeiras	Área basal (m ² .ha-1)	425,32
				Biomassa (kg.ha-1)	145,88
				Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	1,95
				Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0,4
				Riqueza de trepadeiras	12
				Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,83
Índice de ocupação da	Nº de trepadeiras/ nº de árvores	26,69			
	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0,020833			
			1 - Proporção de árvores com ocupação leve (≤ 25%)	0,020833	

			copa	2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária ($> 25\%$ e $\leq 75\%$)	0,3125
				4 - Proporção de árvores com ocupação severa ($> 75\%$)	0,68
2	3	1	Árvores	Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	0,22
				Projeção das copas no solo (m^2)	176,44
				Densidade de árvores (DAP $\geq 5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	0,17
				Riqueza de árvores	16
				Densidade da regeneração natural ($ind \cdot m^{-2}$)	0,5
				Riqueza da regeneração natural	4
				Abertura do dossel	9,967
		Trepadeiras	Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	219,16	
			Biomassa ($kg \cdot ha^{-1}$)	134,38	
			Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à $1.3m < 2.5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	1,38	
			Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à $1.3m \geq 2.5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	0,23	
			Riqueza de trepadeiras	12	
			Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,86	
Índice de ocupação da copa	Nº de trepadeiras/ nº de árvores	9,33			
	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0,074074			
	1 - Proporção de árvores com ocupação leve ($\leq 25\%$)	0,111111			
	2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária ($> 25\%$ e $\leq 75\%$)	0,222222			
				4 - Proporção de árvores com ocupação severa ($> 75\%$)	0,592593
2	4	1	Árvores	Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	0,61
				Projeção das copas no solo (m^2)	307,34
				Densidade de árvores (DAP $\geq 5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	0,11
				Riqueza de árvores	13
				Densidade da regeneração natural ($ind \cdot m^{-2}$)	1,25
				Riqueza da regeneração natural	6

				Abertura do dossel	11,873
			Trepadeiras	Área basal (m ² .ha-1)	550,3
				Biomassa (kg.ha-1)	199,39
				Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	2,4
				Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0,48
				Riqueza de trepadeiras	7
				Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,84
				Nº de trepadeiras/ nº de árvores	26,88
			Índice de ocupação da copa	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0,15
				1 - Proporção de árvores com ocupação leve (≤ 25%)	0,05
				2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária (> 25% e ≤ 75%)	0,2
				4 - Proporção de árvores com ocupação severa (>75%)	0,6
3	1	3	Árvores	Área basal (m ² .ha ⁻¹)	0,27
				Projeção das copas no solo (m ²)	203,94
				Densidade de árvores (DAP ≥ 5cm) (ind.m ⁻²)	0,12
				Riqueza de árvores	12,66667
				Densidade da regeneração natural (ind.m ⁻²)	1,22
				Riqueza da regeneração natural	8
				Abertura do dossel	14,44467
			Trepadeiras	Área basal (m ² .ha-1)	197,49
				Biomassa (kg.ha-1)	105,35
				Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	1,58
				Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0,16
				Riqueza de trepadeiras	11,66667
				Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,84
	Nº de trepadeiras/ nº de árvores	13,11			
	Índice de	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0,105556		

			ocupação da copa	1 - Proporção de árvores com ocupação leve ($\leq 25\%$) 2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária ($> 25\%$ e $\leq 75\%$) 4 - Proporção de árvores com ocupação severa ($> 75\%$)	0,229012 0,376543 0,288889
3	2	4	Árvores	Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	0,29
				Projeção das copas no solo (m^2)	212,64
				Densidade de árvores (DAP $\geq 5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	0,16
				Riqueza de árvores	14
				Densidade da regeneração natural ($ind \cdot m^{-2}$)	1,33
				Riqueza da regeneração natural	9,25
				Abertura do dossel	13,9535
			Trepadeiras	Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	472,73
				Biomassa ($kg \cdot ha^{-1}$)	266,33
				Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à $1.3m < 2.5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	1,56
Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à $1.3m \geq 2.5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	0,44				
Riqueza de trepadeiras	10,5				
Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,78				
Índice de ocupação da copa	Nº de trepadeiras/ nº de árvores	14,91			
	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0,072321			
	1 - Proporção de árvores com ocupação leve ($\leq 25\%$)	0,138393			
	2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária ($> 25\%$ e $\leq 75\%$)	0,316295			
3	3	1	Árvores	4 - Proporção de árvores com ocupação severa ($> 75\%$)	0,472991
				Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	0,75
				Projeção das copas no solo (m^2)	461,98
				Densidade de árvores (DAP $\geq 5cm$) ($ind \cdot m^{-2}$)	0,1
				Riqueza de árvores	12
Densidade da regeneração natural ($ind \cdot m^{-2}$)	0,5				

		Riqueza da regeneração natural	6
		Abertura do dossel	11,527
	Trepadeiras	Área basal (m ² .ha-1)	741,59
		Biomassa (kg.ha-1)	331,4
		Densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro à 1.3m < 2.5cm) (ind.m ⁻²)	1,83
		Densidade de trepadeiras grandes (diâmetro à 1.3m ≥ 2.5cm) (ind.m ⁻²)	0,57
		Riqueza de trepadeiras	13
		Nº de trepadeiras pequenas / nº total de trepadeiras	0,76
		Nº de trepadeiras/ nº de árvores	24
	Índice de ocupação da copa	0 - Proporção de árvores com a copa livre de trepadeiras	0,095238
		1 - Proporção de árvores com ocupação leve (≤ 25%)	0,380952
		2 e 3 - Proporção de árvores com ocupação intermediária (> 25% e ≤75%)	0,142857
		4 - Proporção de árvores com ocupação severa (>75%)	0,380952

APÊNDICE F. Famílias e espécies de trepadeiras amostradas na borda de fragmentos de floresta estacional semidecídua inseridos em paisagem agrícola no interior do estado de São Paulo, Brasil.

Família	Espécie
Amaranthaceae	<i>Chamissoa altissima</i> (Jacq.) Kunth
	<i>Hebanthe eriantha</i> (Poir.) Pedersen
Apocynaceae	<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A.DC.
	<i>Forsteronia australis</i> Müll.Arg.
	<i>Forsteronia pilosa</i> (Vell.) Müll.Arg.
	<i>Forsteronia refracta</i> Müll.Arg.
	Forsteronia sp1.
	Forsteronia sp2.
	Forsteronia sp3.
	Indeterminada 1
	Indeterminada 2
	Indeterminada 3
	Indeterminada 4
	Indeterminada 5
	Indeterminada 6
<i>Odontadenia lutea</i> (Vell.) Markgr.	
<i>Prestonia coalita</i> (Vell.) Woodson	
<i>Prestonia riedelii</i> (Müll.Arg.) Markgr.	
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia arcuata</i> Mast.
	<i>Aristolochia melastoma</i> Silva Manso ex Duch.
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma bracteatum</i> (Cham.) DC.
	<i>Amphilophium mansoanum</i> (DC.) L.G.Lohmann
	Arrabidaea sp.
	<i>Bignonia sciuripabulum</i> (K.Schum.) L.G.Lohmann
	<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G.Lohmann
	<i>Fridericia chica</i> (Bonpl.) L.G.Lohmann
	<i>Fridericia conjugata</i> (Vell.) L.G.Lohmann
	<i>Fridericia florida</i> (DC.) L.G.Lohmann
	Fridericia sp1.
	Fridericia sp2.
	Fridericia sp3.
	<i>Fridericia speciosa</i> Mart.
	<i>Fridericia triplinervia</i> (Mart. ex DC.) L.G.Lohmann
	Indeterminada 1
	Indeterminada 2
Indeterminada 3	
<i>Lundia obliqua</i> Sond.	
<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K.Schum.	
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	
<i>Stizophyllum riparium</i> (Kunth) Sandwith	
Celastraceae	<i>Anthodon decussatus</i> Ruiz & Pav.

	<i>Hippocratea volubilis</i> L.	
Convolvulaceae	Ipomoea sp1. Ipomoea sp2. Indeterminada 1	
	<i>Merremia macrocalyx</i> (Ruiz & Pav.) O'Donell	
Cucurbitaceae	<i>Wilbrandia ebracteata</i> Cogn.	
Dilleniaceae	<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	
Euphorbiaceae	<i>Tragia volubilis</i> L.	
Fabaceae	<i>Centrosema sagittatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Brandegee Indeterminada 1 <i>Rhynchosia phaseoloides</i> (Sw.) DC. <i>Schnella microstachya</i> Raddi Senegalia sp.	
	<i>Banisteriopsis argyrophylla</i> (A.Juss.) B.Gates Banisteriopsis sp. Indeterminada 1 Indeterminada 2 Indeterminada 3 Indeterminada 4 Indeterminada 5	
	<i>Mascagnia cordifolia</i> (A.Juss.) Griseb. <i>Niedenzuella multiglandulosa</i> (A.Juss.) W.R.Anderson <i>Stigmaphyllon lalandianum</i> A.Juss.	
Menispermaceae	<i>Cissampelos glaberrima</i> A.St.-Hil.	
Passifloraceae	<i>Passiflora miersii</i> Mast.	
Rhamnaceae	Gouania sp. Indeterminada 1	
Sapindaceae	<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd. <i>Serjania fuscifolia</i> Radlk. <i>Serjania glutinosa</i> Radlk. <i>Serjania laruotteana</i> Cambess. <i>Serjania lethalis</i> A.St.-Hil. <i>Serjania meridionalis</i> Cambess. <i>Serjania multiflora</i> Cambess. <i>Serjania perulacea</i> Radlk. Serjania sp. <i>Urvillea leavis</i> Radlk.	
	Smilacaceae	<i>Smilax fluminensis</i> Steud.
	Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E.Jarvis

APÊNDICE G. Famílias, espécies, estratégia ecológica e síndrome de dispersão de árvores amostradas na borda de fragmentos de floresta estacional semidecídua inseridos em paisagem agrícola no interior do estado de São Paulo, Brasil.

Família	Espécie	Estratégia ecológica	Síndrome de dispersão
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	NP	NZ
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pi	Zoo
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	NP	Zoo
	<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	NP	Zoo
	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.		Zoo
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Pi	Zoo
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	NP	NZ
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	NP	Zoo
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pi	Mista
Celastraceae	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	NP	Zoo
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	NP	NZ
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Pi	Mista
	<i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.	Pi	NZ
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	NP	NZ
	<i>Anadenanthera</i> sp.		
	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	NP	Zoo
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	NP	Zoo
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	NP	Zoo
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Pi	Mista
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	NP	Zoo
	<i>Inga striata</i> Benth.	Pi	Zoo
	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	NP	NZ
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	NP	NZ
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pi	NZ
	<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	NP	NZ
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	NP	NZ
<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	NP	NZ	
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Pi	Mista	
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	NP	Zoo	
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	NP	Zoo
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Pi	Mista
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	NP	Zoo
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.		Zoo
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	NP	Zoo
	<i>Ocotea</i> sp.		Zoo
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	NP	NZ
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	NP	NZ
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	Zoo
	<i>Guarea</i> sp.		
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	NP	Zoo
Moraceae	<i>Trichilia</i> sp.		
	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	NP	Zoo

	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	NP	Zoo
	<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	NP	Zoo
	<i>Ficus</i> sp.		Zoo
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Pi	Zoo
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	NP	Zoo
	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	NP	Zoo
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	NP	Zoo
Ochnaceae	<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.		Zoo
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	NP	Zoo
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	NP	Zoo
Rubiaceae	<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	NP	Zoo
Rutaceae	<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	NP	NZ
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Pi	Zoo
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Pi	Zoo
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	NP	Zoo
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Pi	Zoo
Sapindaceae	<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	NP	Zoo
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NP	Zoo
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	NP	Zoo
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	NP	Zoo
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	NP	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Pi	Zoo
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Pi	Zoo
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Pi	Zoo
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	NP	NZ
	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	NP	NZ

APÊNDICE H. Famílias, espécies, estratégia ecológica e síndrome de dispersão da regeneração natural em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância, inseridas em paisagem agrícola no interior do estado de São Paulo, Brasil. Estratégia ecológica (NP=Não Pioneira e Pi=pioneira) e síndrome de dispersão (NZ=não zoocórica, Zoo=zoocórica e mista).

Família	Espécie	Estratégia ecológica	Síndrome de dispersão
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	NP	NZ
Annonaceae	<i>Guatteria</i> sp.		Zoo
	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	NP	Zoo
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Pi	Zoo
Asteraceae	<i>Dasyphyllum</i> sp.		
Burseraeae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	NP	Zoo
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	NP	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.	Pi	NZ
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	NP	NZ
Fabaceae	<i>Andira</i> sp.		
	<i>Bauhinia brevipes</i> Vogel	Pi	NZ
	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	Pi	Mista
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	NP	Zoo
	<i>Inga vera</i> Willd.	Pi	Mista
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	NP	NZ
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Pi	Mista
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.		Zoo
	<i>Ocotea</i> sp.		Zoo
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	NP	NZ
Malvaceae	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Pi	NZ
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Pi	Zoo
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	NP	Zoo
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	NP	Zoo
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Pi	Zoo
	<i>Eugenia florida</i> DC.	NP	Zoo
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.		Zoo
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	NP	Zoo
	<i>Plinia</i> sp.		Zoo
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	NP	Zoo
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	NP	Zoo
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	NP	Zoo
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	NP	Mista
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	NP	Zoo
	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	NP	Zoo
	<i>Coffea arabica</i> L.*		Zoo
	<i>Cordia</i> sp.		Zoo
	<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	NP	Zoo
Rubiaceae	<i>Margaritopsis cephalantha</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor	NP	Zoo
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	NP	Zoo

	<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Schult.) Müll.Arg.	NP	Zoo
	<i>Psychotria iodotricha</i> Müll.Arg.		Zoo
	Psychotria sp1.		Zoo
	Psychotria sp2.		Zoo
	Indeterminada		Zoo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Pi	Zoo
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	NP	Zoo
	<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	NP	Zoo
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NP	Zoo
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	NP	Zoo
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	NP	Zoo
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	NP	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum concinnum</i> Schott ex Sendtn. Solanum sp.	Pi	Zoo
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Pi	Zoo
Verbenaceae	Indeterminada		
	Indeterminada 1		
	Indeterminada 2		
	Indeterminada 3		
	Indeterminada 4		
	Indeterminada 5		

*espécie exótica

3. MANEJO DE TREPadeiras EM HIPERABUNDÂNCIA COMO FERRAMENTA PARA A RESTAURAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM FRAGMENTOS FLORESTAIS INSERIDOS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS

3.1. Resumo

Fragmentos florestais inseridos em paisagens agrícolas estão sob distúrbios constantes, o que culmina com a degradação da estrutura e, conseqüentemente, pode desencadear o desequilíbrio populacional de espécies adaptadas a distúrbios. Trepadeiras, em particular, recrutam e crescem rápido após distúrbios, principalmente em clareiras e bordas florestais, competindo com árvores por recursos a cima e abaixo do solo, o que pode estagnar a sucessão florestal. Neste capítulo nós investigamos o efeito inicial do corte total de trepadeiras em hiperabundância no recrutamento, crescimento em altura, riqueza e composição da regeneração natural nas bordas de três fragmentos de floresta estacional semidecídua, no interior do estado de São Paulo. O manejo de trepadeiras promoveu aumento no recrutamento e na riqueza da regeneração natural já no primeiro ano pós manejo. Além disso, existe uma tendência no aumento do crescimento em altura de espécies não pioneiras. Nos estimamos o rendimento operacional do manejo de trepadeiras na borda florestal e verificamos valores comparáveis ao estimado para o manejo de trepadeiras em florestas degradadas, mas, ainda assim, foi mais econômico quando comparado a ações convencionais de restauração florestal. A densidade de trepadeiras previa ao manejo influenciou o primeiro corte, sendo mais demorado quanto maior a densidade. Entretanto, o corte de manutenção não teve qualquer relação com a densidade prévia e o tempo gasto para a sua execução foi quatro vezes menor, comparado ao primeiro corte. Frente às previsões de aumento na abundância de trepadeiras com o passar do tempo em florestas tropicais, o manejo de trepadeiras pode uma ferramenta importante para a restauração da regeneração natural, visando o aumento da qualidade e a retomada da sucessão florestal em bordas florestais degradadas com trepadeiras em hiperabundância. Nossos resultados demonstram que o manejo de trepadeiras é ecologicamente efetivo para a restauração da regeneração natural e economicamente viável. Por fim, gostaríamos de reforçar a importância da realização de estudos como esse, uma vez que o desenvolvimento de práticas que contribuam para a restauração da qualidade dos fragmentos florestais é fundamental para o sucesso dos projetos de restauração em paisagens agrícolas fortemente alteradas, como é o caso da Mata Atlântica no interior do estado de São Paulo.

3.2. Abstract

Forest fragments inserted in agricultural landscapes are under constant disturbances, which culminates with structure degradation and, consequently, can trigger the population imbalance of species adapted to disturbances. Climbing plants, in particular, recruit and grow rapidly after disturbances, especially in

forest gaps and forest edges, competing with trees for resources above and below-ground, which can arrest forest succession. In this chapter we investigated the early effects of total removal of overabundant climbers on the recruitment, growth in height, species richness and composition of natural regeneration on the edges of three fragments of semideciduous seasonal forest in the interior of Sao Paulo state, Brazil. The management of climbers promoted an increase in recruitment and species richness of the natural regeneration in the first year after cutting. In addition, there is a trend in increasing height growth of non-pioneer species. We estimate the operational efficiency of the management of climbers at the forest edge and verified values comparable to those estimated for the management of climbers in degraded forests, but, nevertheless, it was more economical when compared to conventional actions of forest restoration. The density of climbers prior to management influenced the first cut, being more time consuming the higher the density. However, the maintenance cut had no relation to the previous density and the time spent in its execution was four times smaller, compared to the first cut. In the face of predictions of increased abundance of climbers over time in tropical forests, climbing plant management may be an important tool for the restoration of natural regeneration, aiming at increasing quality and resumption of forest succession on degraded forest edges with overabundant climbers. Our results demonstrate that the management of climbers is ecologically effective for the restoration of natural regeneration and economically viable. Finally, we would like to emphasize the importance of such studies, since the development of practices that contribute to the restoration of the quality of forest fragments is fundamental to the success of restoration projects in heavily altered agricultural landscapes, such as case of the Atlantic forest in the interior of the Sao Paulo state.

3.3. Introdução

Desenvolver métodos para garantir que fragmentos florestais regenerem após distúrbios é um ponto chave para a permanência da biodiversidade em paisagens muito alteradas. A fragmentação florestal, a exploração madeireira, o avanço da urbanização e a demanda do uso do solo pela agricultura, coloca em risco as florestas tropicais ao redor do mundo (OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004; OLIVEIRA; SANTOS; TABARELLI, 2008; COLLINS et al., 2017). Uma das consequências da fragmentação é a criação de áreas de borda, primeira frente da floresta a enfrentar os distúrbios advindos da matriz circundante não florestal, onde a vegetação fica sujeita a alterações no microclima, tais como maior incidência luminosa, maiores temperaturas e menor umidade relativa do ar e do solo (MURCIA, 1995). Em resposta a essas alterações, as bordas enfrentam uma maior mortalidade de árvores, particularmente aquelas de grande porte, bem como redução no recrutamento e crescimento (LAURANCE et al., 2000; OLIVEIRA; SANTOS; TABARELLI, 2008). Desencadeado pela desestruturação das bordas florestais, ocorre um aumento

desequilibrado na abundância de espécies adaptadas a distúrbios, como as trepadeiras por exemplo, que competem vigorosamente com as árvores contribuindo para a manutenção e intensificação do estado de degradação pós distúrbio (FARAH et al., 2014).

Quando não estão em hiperabundância, trepadeiras são positivamente importantes para a estrutura e diversidade das florestas tropicais (SCHNITZER; BONGERS, 2011; SCHNITZER et al., 2012) contribuindo com a ciclagem de nutrientes (PUTZ, 1983), promovendo condições microambientais que favorecem a sobrevivência de plântulas de espécies florestais (SAVAGE, 1992; ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998) e cicatrizando clareiras (SCHNITZER et al., 2000). Também desempenham funções importantes para a fauna, ao produzirem flores e frutos em um período complementar ao das árvores e arbustos, recursos que somados garantem a oferta para a fauna durante o ano todo (MORELLATO, 1991; MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996), além de servirem como via de deslocamento e abrigo para os animais (EMMONS; GENTRY, 1983; ARROYO-RODRÍGUEZ et al. 2015). Entretanto, devido a alta taxa de crescimento em ambientes iluminados e grande capacidade de rebrota, trepadeiras recrutam mais cedo e crescem mais rápido que as árvores e se tornam hiperabundantes em locais perturbados como clareiras e bordas florestais (SCHNITZER, 2015). Ao competirem com as árvores e a regeneração natural por recursos acima (luz e espaço físico) e abaixo do solo (água e nutrientes) (SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005; TOLEDO-ACEVES, 2015), as trepadeiras que estão em hiperabundância reduzem a diversidade (SCHNITZER; CARSON, 2010), reprodução (GARCÍA LEÓN et al., 2017). 2017) e sobrevivência de árvores (INGWELL et al., 2010), e suprimem o crescimento e a regeneração natural (SCHNITZER & CARSON, 2010; MARTÍNEZ-IZQUIERDO et al., 2016).

A competição com trepadeiras em hiperabundância pode estagnar e até mesmo retroceder a sucessão florestal, mantendo os remanescentes florestais degradados em um estado alternativo estável dominado por trepadeiras em hiperabundância, com poucas chances de retornar para as condições ecológicas pré-distúrbio por si mesmos (SCHNITZER et al., 2000; CÉSAR, 2014; TYMEN et al., 2016). A hiperabundância de trepadeiras é uma consequência da degradação florestal, no entanto, uma vez que estejam em densidades acima do normalmente observado, podem contribuir com processos irreversíveis de degradação estrutural e funcional (FARAH et al., 2014). Dessa forma, o manejo de trepadeiras pode ser uma alternativa para a restauração de fragmentos florestais degradados. Ao controlar a densidade de trepadeiras em hiperabundância, ações de manejo visam a reestruturação

florestal e a retomada da sucessão ecológica, através da expansão das copas das árvores, do desenvolvimento de árvores de crescimento rápido e do estímulo da regeneração natural. A reestruturação do dossel poderá diminuir a disponibilidade de luz no interior da floresta e, dessa forma, proteger o fragmento de um futuro desequilíbrio populacional de trepadeiras heliófitas (ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007).

64 artigos científicos publicados ao redor do mundo nos últimos 90 anos que utilizaram experimentos de manejo para investigar o papel de trepadeiras em ecossistemas florestais, apenas 20 investigaram especificamente o efeito do manejo na comunidade arbórea. Experimentos com manejo de trepadeiras atualmente figuram entre as manipulações experimentais mais comuns em ecologia de floresta tropical (ESTRADA-VILLEGAS; SCHNITZER, 2018). Apesar do pequeno volume relativo de trabalhos publicados sobre manejo de trepadeiras, todos os trabalhos, com exceção de um, reportaram que trepadeiras reduzem a performance de árvores e da regeneração natural (ESTRADA-VILLEGAS; SCHNITZER, 2018). O manejo de trepadeiras com finalidade conservacionista ainda é pouco estudado e tratado com cautela no Brasil, somados aos artigos científicos, alguns estudos desenvolvidos no decorrer de cursos de mestrado e doutorado acrescentaram informações valiosas ao tema (ROZZA, 2003; JORDÃO, 2009; CÉSAR, 2014; GIRÃO, 2015; CHI, 2016).

Muitos fragmentos degradados de florestas tropicais apresentam densidades altíssimas de trepadeiras, particularmente na borda (CAMPBELL et al., 2018). Trepadeiras em hiperabundância atuam como filtros ecológicos, podendo manter a regeneração natural estagnada por décadas (SCHNITZER et al., 2000; CÉSAR, 2014; TYMEN et al., 2016). Dessa forma, o manejo de trepadeiras tem sido proposto como ferramenta de restauração ecológica de fragmentos florestais, com o objetivo de estimular a retomada do processo de sucessão florestal. Entretanto, os efeitos do manejo de trepadeiras na regeneração natural ainda são pouco compreendidos. Nós conduzimos um experimento de remoção total de trepadeiras nas bordas de três fragmentos de floresta estacional semidecídua e avaliamos a resposta do recrutamento, crescimento em altura, riqueza e composição da regeneração natural, um ano após o manejo. Contudo, testamos a hipótese principal de que o manejo de trepadeiras tem efeito positivo nesses atributos da regeneração natural, particularmente em espécies com estratégia ecológica não pioneira e síndrome de dispersão zoocórica, que são os grupos mais afetados pela competição com trepadeiras (SCHNITZER; CARSON, 2010; ver também Capítulo 2 deste trabalho). Adicionalmente, nós contabilizamos o rendimento operacional desta técnica de restauração em função da densidade prévia de trepadeiras e,

desse modo, objetivamos acrescentar informações valiosas que venham a embasar o aprimoramento da prática.

3.4. Material e métodos

3.4.1. Área de estudo

O presente estudo foi conduzido em três fragmentos florestais (25-35ha) no município de Batatais, São Paulo, Brasil, região que originalmente abrigava vegetação composta por Mata Atlântica, particularmente a floresta estacional semidecídua, e Cerrado. Historicamente, essa região tem sido ocupada por agricultura mecanizada de larga escala, principalmente cana-de-açúcar, o que resultou na paisagem atual altamente modificada com menos de 10% de cobertura florestal (RIBEIRO et al., 2009a). Os fragmentos utilizados para esse estudo estão localizados em propriedades privadas e estão presentes na paisagem, por mais de 50 anos. A média anual de temperatura dessa região é 20,9°C e a média anual de precipitação é 1550mm. O verão é o período com maior concentração de chuvas, de outubro a março (CEPAGRI, 2018).

3.4.2. Amostragem da vegetação

Para a realização do presente estudo, foram selecionados setores das bordas florestais que estivessem amplamente dominados por trepadeiras, evitando-se clareiras e a ocorrência de gramíneas e bambus, frequentemente encontrados nesse ambiente. Nós demarcamos oito parcelas permanentes de 150 m² (10m x 15m) em cada um dos três fragmentos estudados, 24 parcelas no total. A regeneração natural foi amostrada em três subparcelas de 4m² (2m x 2m), alocadas aleatoriamente dentro das parcelas permanentes. Foram incluídas todas as plântulas de espécies arbustivo-arbóreas com altura ≥ 50 cm e diâmetro ≤ 3.14 .

3.4.3. Manejo de trepadeiras em hiperabundância

Em dezembro de 2016, durante a estação chuvosa, foi realizado o experimento de manejo de trepadeiras. Do total de 24 parcelas, 12 parcelas foram submetidas ao corte total de

trepadeiras e as outras 12 parcelas foram consideradas controle, também instaladas sob dossel dominado por trepadeiras em hiperabundância, mas não passaram por nenhuma intervenção de manejo. O corte foi realizado com o auxílio de foice, cortando-se todos os indivíduos em dois pontos, a 0.5m e a 1.5m de altura, retirando-se dessa forma uma parte da trepadeira (Figura 10), essa abordagem evita que as trepadeiras utilizem os caules que ficam pendurados na copa para escalar novamente. Foi adotada uma bordadura de segurança de 3m ao redor das parcelas para garantir a efetividade do manejo mesmo nos limites das parcelas. Os restos da poda foram deixados nas copas das árvores e no solo, pois a remoção das trepadeiras após o corte poderia causar danos às árvores e à regeneração natural. A reocupação por trepadeiras nas parcelas manejadas foi acompanhada mensalmente e, seis meses após o manejo, foi realizada a manutenção, onde todas as trepadeiras que rebrotaram foram cortadas novamente.

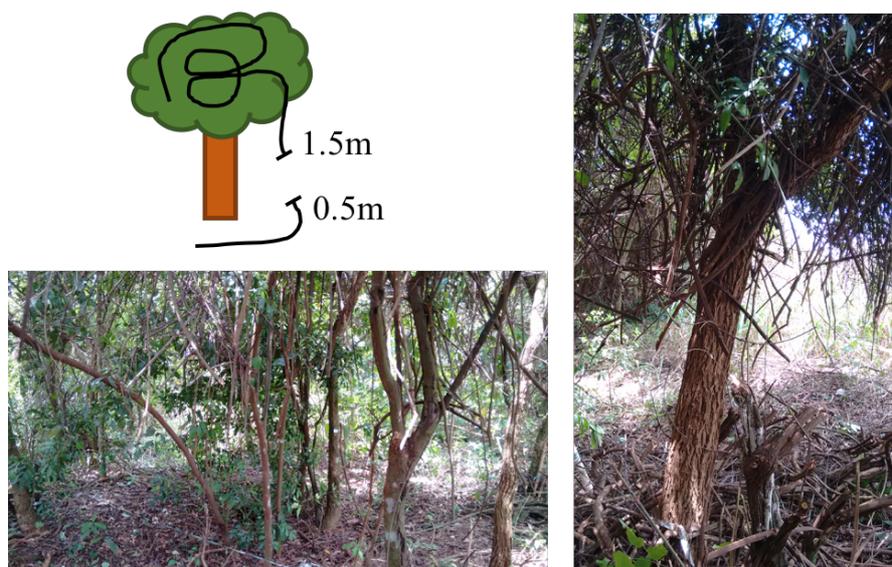


Figura 10. Esquema e demonstração da altura do corte de trepadeiras

3.4.4. Rendimento Operacional

O rendimento operacional é o tempo gasto por trabalhador para manejar as trepadeiras em hiperabundância em uma determinada área. Nós cronometramos o tempo gasto em horas para um trabalhador manejar uma parcela experimental, desde o início do corte de trepadeiras até a certificação de que todas as trepadeiras presentes na parcela foram cortadas, incluindo a bordadura de segurança e extrapolamos o tempo para um hectare. Para estimar o rendimento operacional no presente trabalho, o manejo foi feito no período da manhã, com

apenas um trabalhador por parcela, tendo os trabalhadores iniciado o manejo das parcelas experimentais ao mesmo tempo. Foi contabilizado o rendimento operacional do manejo e do corte de manutenção, realizado seis meses após o manejo. A fim de verificar como a densidade prévia de trepadeiras interfere no rendimento operacional do manejo, nós alocamos uma subparcela de 50m² (5m x 10m) dentro de cada parcela permanente, onde contabilizamos previamente todas as trepadeiras maiores que 1.3 m do solo, seguindo protocolos propostos por Gerwing et al. (2006) e Schnitzer et al. (2008). Nós não estabelecemos um diâmetro mínimo para a inclusão de trepadeiras na amostra por observar que a maioria dos indivíduos que ocorrem nessas áreas apresentam, muitas vezes, diâmetro menor que o indicado pelo protocolo internacional. O protocolo recomenda que o diâmetro mínimo para a inclusão de indivíduos em inventários de trepadeiras seja de 1,0 cm para representar diversidade de espécies e abundância e 0,5 cm para estudos sobre a dinâmica da comunidade de trepadeiras, regeneração e sucessão (GERWING et al., 2006).

3.4.5. Análise de dados

Foi avaliada a resposta do recrutamento da regeneração natural um ano após o manejo de trepadeiras, medido como a diferença entre densidade de plântulas final e inicial, através de test t. Nós utilizamos na análise a densidade média de plântulas por parcela (número de indivíduos em 4m²), tendo como base as três subparcelas. Também calculada o crescimento relativo da regeneração em altura (cm) como segue:

$$A = \frac{Af - Ai}{Ai}$$

Na equação, *Af* corresponde à altura final, um ano após o manejo, e *Ai* à altura inicial, medida antes do manejo de trepadeiras. A resposta do crescimento relativo em altura foi testada utilizando-se o teste não paramétrico de Wilcoxon – Mann Whitney, considerando apenas as plântulas que sobreviveram durante todo o período experimental. Nós também analisamos o efeito do manejo de trepadeiras em hiperabundância no recrutamento e crescimento relativo em altura da regeneração natural de acordo com a estratégia ecológica (pioneira e não pioneira) e síndrome dispersão (zoocórica e não zoocórica), através de teste t. Previamente à realização das análises, nós verificamos a normalidade da distribuição dos dados através do teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias através do teste de Levene. A resposta da riqueza da regeneração natural ao manejo de trepadeiras foi avaliada através da construção de curvas de rarefação, onde comparamos a riqueza antes e um ano

após a implantação do experimento, tanto nas parcelas que foram manejadas quanto no controle. A fim de verificar se o manejo de trepadeiras influenciou a abundância por espécie, nós construímos curvas de distribuição das abundâncias por espécie (DAE) (McGILL, 2011). Nós também avaliamos o rendimento operacional do manejo de trepadeiras e do corte de manutenção, em função da densidade prévia de trepadeiras, utilizando um modelo linear. Todas as análises e construção de figuras foram realizadas em ambiente R 3.4.1 (R Core Team, 2017).

3.5. Resultados

3.5.1. Recrutamento e crescimento

Em apenas um ano após o manejo de trepadeiras é possível observar um efeito positivo no recrutamento da regeneração natural ($p = 0,09$, ver também apêndice I), marginalmente significativo ($\alpha = 0,10$) (Figura 11). Para o crescimento em altura, no entanto, em um ano não houve influência significativa do tratamento ($p = 1$, ver também apêndice J).

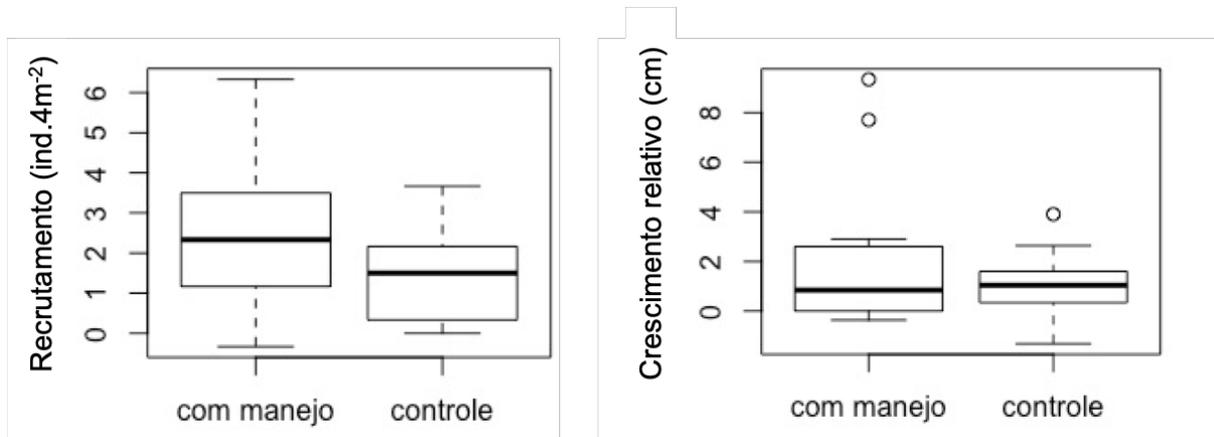


Figura 11. Recrutamento e crescimento relativo em altura da regeneração natural em resposta ao manejo de trepadeiras em hiperabundância, um ano após a instalação do experimento em bordas de fragmentos florestais, no município de Batatais, interior do estado de São Paulo, Brasil.

Quando analisado o recrutamento separadamente por estratégia ecológica e síndrome de dispersão, é possível verificar visualmente uma tendência de que o manejo tem um efeito positivo de forma geral, porém esse efeito não foi estatisticamente significativo (Figura 12, apêndices K a N).

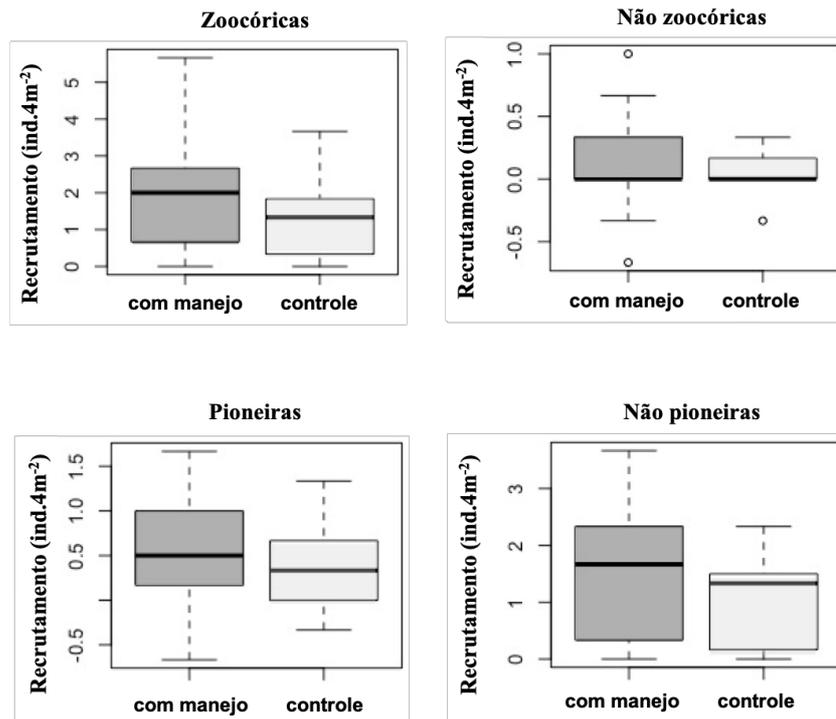


Figura 12. Resposta do recrutamento da regeneração natural (Número de plântulas.4m⁻²) ao manejo de trepadeiras em hiperabundância, de acordo com a síndrome de dispersão (zoocórica e não zoocórica) e estratégia ecológica (pioneiras e não pioneiras).

Da mesma forma, quando analisamos o crescimento em altura das plântulas verificamos que em um ano o manejo de trepadeiras não promoveu resposta significativa, no entanto para os indivíduos de estratégia ecológica não pioneira existe uma tendência de o manejo favorecer o crescimento relativo em altura. Já para plântulas com estratégia ecológica pioneira, o manejo de trepadeiras tem uma tendência a ser negativo para o crescimento em altura no primeiro ano pós manejo (Figura 13, ver também apêndices P e Q).

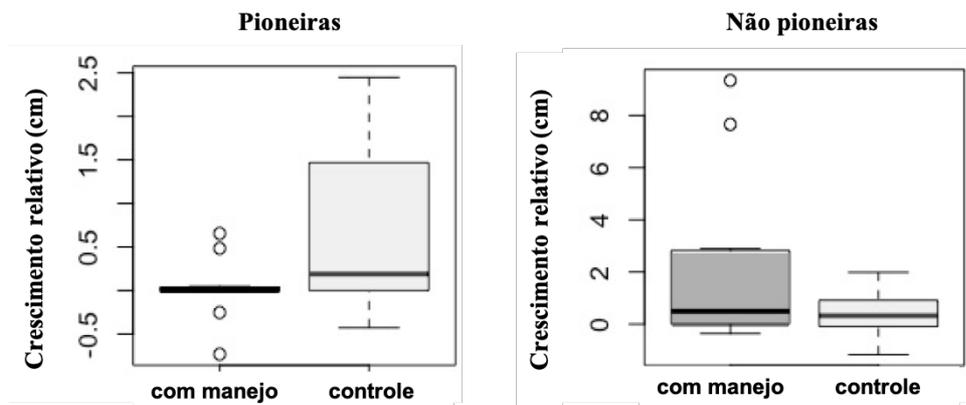


Figura 13. Resposta do crescimento em altura (cm) da regeneração natural ao manejo de trepadeiras, de acordo com a estratégia ecológica, Pioneiras e Não pioneiras.

3.5.2. Riqueza e composição

Ao todo foram amostradas 83 espécies de 29 famílias botânicas, considerando as amostragens feitas antes do manejo e um ano depois da implantação do experimento, em ambas parcelas com e sem manejo (ver apêndice H). As famílias mais ricas em espécies foram Rubiaceae (15), Fabaceae (8), Myrtaceae (8) e Lauraceae (5).

O manejo de trepadeiras proporcionou um aumento da riqueza da regeneração natural (Figura 14). Analisando a distribuição das abundâncias por espécies, percebemos que o aumento da riqueza se deu principalmente pelo ingresso de espécies com um ou dois indivíduos. A identidade das espécies mais abundantes na regeneração natural, no entanto, pouco se alterou nesse período (Figura 15).

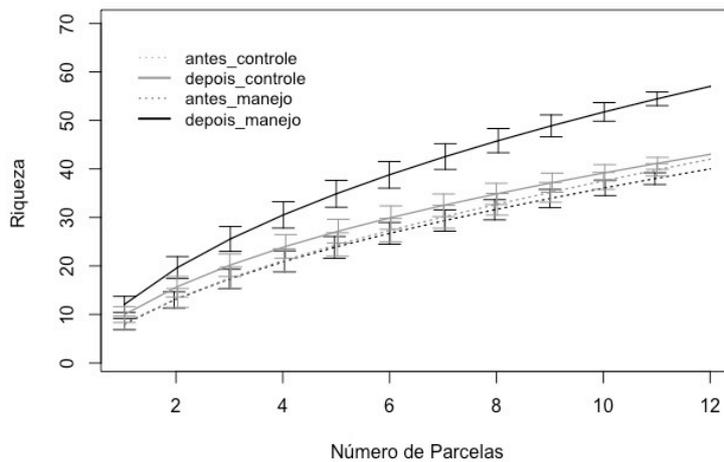


Figura 14. Curvas de rarefação de espécies da regeneração natural, amostradas antes do manejo de trepadeiras em hiperabundância (novembro/2016) e um ano depois (janeiro/2018), em parcelas onde as trepadeiras foram manejadas e em parcelas controle. Barras indicam médias \pm desvio padrão.

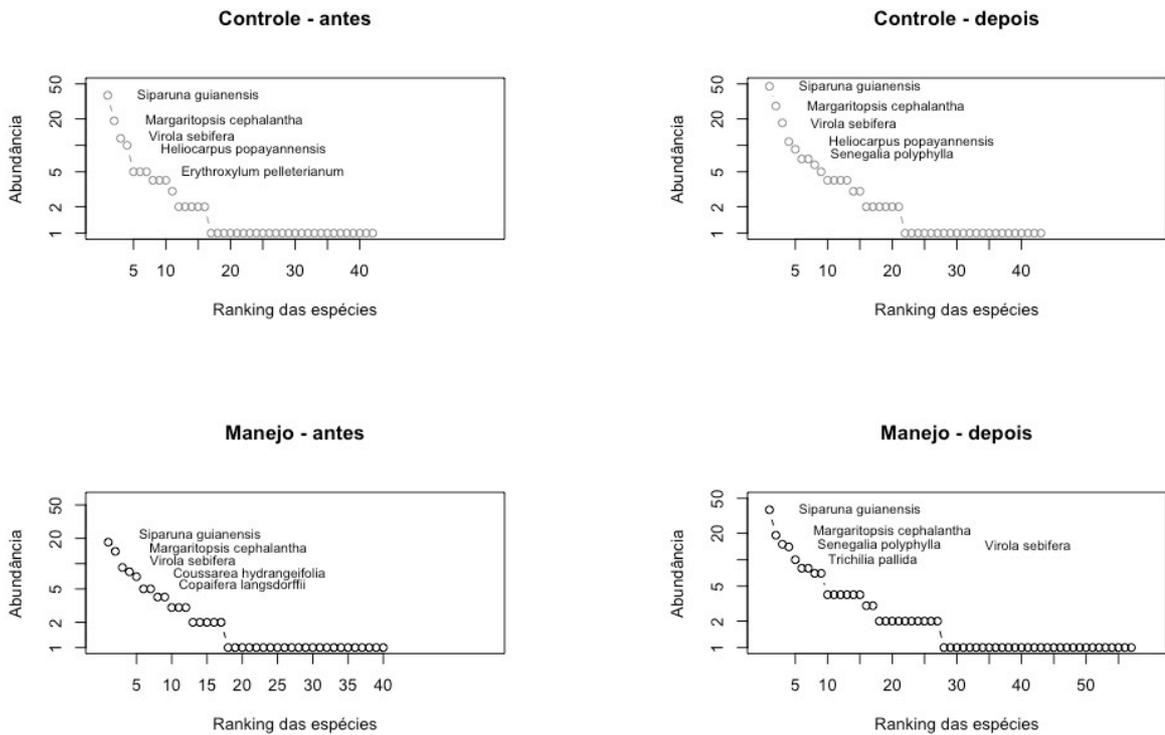


Figura 15. Distribuição da abundância das espécies antes e depois do manejo, nas parcelas manejadas e nas parcelas controle.

3.5.3. Rendimento Operacional

O rendimento operacional do manejo de trepadeiras foi em média de 82 horas. homem⁻¹. ha⁻¹ (desvio padrão ± 41,22; valores mínimo e máximo de 22 e 151 horas. homem⁻¹. ha⁻¹, respectivamente). O rendimento operacional do corte de manutenção foi em média quatro vezes menor comparado ao manejo inicial, 20 horas. homem⁻¹. ha⁻¹ (valores mínimo e máximo de 9 e 35 horas. homem⁻¹. ha⁻¹, respectivamente). A quantidade estimada de horas. homem⁻¹. ha⁻¹ para o manejo teve relação positiva com a densidade prévia de trepadeiras ($p=0,001$, $R^2=0,62$). O rendimento operacional do corte de manutenção, por sua vez, não teve qualquer relação com densidade prévia de trepadeiras ($p=0,37$) (Figura 16).

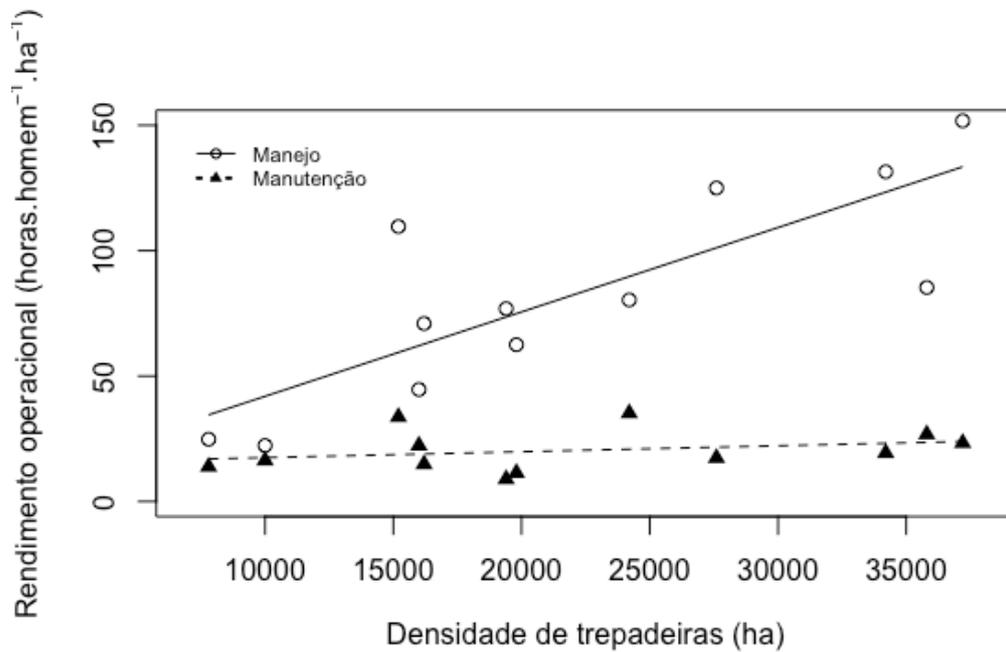


Figura 16. Rendimento operacional (horas.homem⁻¹.ha⁻¹) do manejo de trepadeiras e do corte de manutenção (realizado seis meses após o manejo) em bordas florestais com trepadeiras em hiperabundância, em função da densidade prévia de trepadeiras. ha⁻¹.

3.6. Discussão

O manejo de trepadeiras demonstrou potencial como ferramenta para a restauração da regeneração em bordas de fragmentos florestais degradados com trepadeiras em hiperabundância. Em resposta ao manejo de trepadeiras, o recrutamento e a riqueza da regeneração natural na borda de fragmentos florestais aumentaram já no primeiro ano.

O manejo de trepadeiras teve um efeito positivo, marginalmente significativo, no recrutamento da regeneração natural. Nossos resultados corroboram com experimentos que observaram os efeitos do manejo por um período de tempo maior. Schnitzer e Carson (2010), observaram por oito anos os efeitos do manejo de trepadeiras e encontraram, ao final do experimento, um aumento de 46% no recrutamento. Marshall et al. (2017) também relataram aumento de 215% no recrutamento, cinco anos após o manejo de trepadeiras. O corte de trepadeiras reduz a intensidade de ocupação das copas, particularmente das árvores que apresentam ocupação severa, deixando muitas árvores com a copa livre de trepadeiras ou com ocupação leve (GERWING, 2001) (Figura 17). Nós vimos no capítulo 2 do presente trabalho,

que a proporção de árvores com ocupação severa da copa por trepadeiras é o principal atributo estrutural que tem relação negativa com a densidade da regeneração natural e árvores com a copa livre de trepadeiras, por sua vez, tem correlação positiva. De acordo com a literatura, a redução da intensidade de ocupação das copas é sentida logo nos primeiros anos após o manejo (GERWING, 2001), seguida da reestruturação do dossel e consequente sombreamento empregado pelas copas das árvores, tido para controlar naturalmente a proliferação de trepadeiras heliófitas (ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007), que acontece ainda no primeiro ano pós manejo (CÉSAR et al., 2016). Altas intensidades de ocupação da copa suprimem a densidade da regeneração natural principalmente pela sua capacidade de reduzir a disponibilidade de luz no sub-bosque florestal. Luz é um dos recursos mais limitantes na floresta tropical e, dessa forma, a competição por luz é amplamente aceita como um mecanismo que estrutura as comunidades (SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005). Trepadeiras aumentam a interceptação da luz que incide no dossel em até 20% (RODRIGUEZ-RONDEROS et al., 2016), afetando o recrutamento das espécies e a trajetória sucessional dos fragmentos (MONTGOMERY; CHAZDON, 2002; PALOMAKI et al., 2006; SOUZA; GANDOLFI; RODRIGUES, 2014).



Figura 17. Foto da borda de um dos fragmentos florestais estudados, antes do manejo com infestação severa das copas por trepadeiras e, um ano depois do manejo de trepadeiras em hiperabundância, as copas das arvores livres de trepadeiras. Foto: Cinthia Montibeller Santos.

Outro desdobramento da intensidade de ocupação das copas, que também afeta a densidade da regeneração natural, é a redução na capacidade reprodutiva das árvores

(KAINER et al., 2006; NABE-NIELSEN; KOLLMANN; PEÑA-CLAROS, 2009; KAINER; WADT; STAUDHAMMER, 2014; CÉSAR; ROTHER; BRANCALION, 2017; GARCÍA LEÓN et al., 2018). Alguns autores relataram aumento na produção de sementes após o manejo de trepadeiras, mas esse efeito do manejo pode levar alguns anos para se manifestar. Kainer et al. 2014 detectou que os efeitos positivos na reprodução de árvores começaram quatro anos após o manejo de trepadeiras. O experimento de corte de trepadeiras induziu a produção de sementes mesmo em indivíduos que se apresentavam improdutivos e, 10 anos após o manejo, a produção de sementes de árvores registrou um aumento de 77% comparado ao controle. Já César et al. (2017), apenas um ano a contar da instalação do experimento, relataram um aumento de cinco vezes no número de sementes coletadas na chuva de sementes em áreas onde as trepadeiras foram manejadas. Em fragmentos isolados, inseridos em paisagens alteradas (com menos de 10% de cobertura florestal), como é o caso dos fragmentos aqui estudados, a chuva de sementes autóctone tem importância muito grande para a regeneração natural.

Nosso estudo aponta uma tendência de que o manejo de trepadeiras favorece o crescimento em altura de espécies não pioneiras, como esperado, enquanto espécies pioneiras não cresceram, ao contrário, alguns indivíduos diminuíram sua altura devido à quebra. Esses resultados, entretanto, não são matematicamente significativos. A experiência de outros estudos realizados em floresta tropical fortalece as tendências das respostas iniciais da regeneração natural ao manejo de trepadeiras, realizado no presente trabalho. Pérez-Salicrup (2001) também constatou aumento no crescimento em altura da regeneração natural, 18 meses após o manejo de trepadeiras. O autor ressalta que as plântulas estavam sob dossel dominado por trepadeiras mas não abrigavam trepadeiras fisicamente, sugerindo que a supressão do crescimento da regeneração se dá, principalmente, devido à competição por recursos (luz, água e nutrientes) (PÉREZ-SALICRUP, 2001). Girão (2015), estudando os efeitos iniciais do manejo, verificou maior crescimento em altura na regeneração natural, um ano após o corte de trepadeiras. A pesquisadora registrou também um aumento na proporção de indivíduos de espécies não pioneiras nas parcelas manejadas, ao passo que espécies pioneiras não foram afetadas (GIRÃO, 2015). Martínez-Izquierdo et al. (2016) testaram o efeito do manejo de trepadeiras em plântulas de 14 espécies de árvores em uma floresta no Panamá e verificaram um crescimento em altura 300% maior onde as trepadeiras foram cortadas em comparação ao controle. Entretanto, os pesquisadores chamaram atenção para a ausência na diferença de resposta quando consideradas as estratégias ecológicas de espécies pioneiras e não pioneiras e

argumentam que esse é um indicativo de que a competição com trepadeiras não está baseada apenas na luz (MARTÍNEZ-IZQUIERDO et al., 2016).

Trepadeiras são particularmente nocivas para espécies não pioneiras (SCHNITZER; CARSON, 2010; ver também capítulo 2), devido algumas características de sua arquitetura, tais como crescimento lento e produção de muitos galhos para a interceptação da luz no sub bosque, criando condições para a escalada das trepadeiras (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Espécies pioneiras, por sua vez, coexistem com trepadeiras sem muitos prejuízos, por possuírem tronco flexível, folhas grandes e crescimento rápido, características que permitem derrubar ou evitar a escalada das trepadeiras (SCHNITZER; BONGERS, 2002; SCHNITZER; CARSON, 2010). O favorecimento do desenvolvimento de espécies não pioneiras como consequência do manejo de trepadeiras tem efeitos positivos principalmente para a diversidade da regeneração natural, visto que a maioria das espécies de árvores nas florestas tropicais apresentam e estratégia ecológica não pioneira (SILVA; TABARELLI, 2000; FARAH et al., 2017). De qualquer forma, um ano de observação de um processo tão importante e complexo, entretanto, pode não ser tempo suficiente para detectar uma diferença matematicamente significativa. É necessário, portanto, o acompanhamento das respostas da regeneração natural ao manejo por um período de tempo maior, para que as tendências observadas no presente trabalho sejam confirmadas.

Já no primeiro ano, o manejo de trepadeiras promoveu um aumento na riqueza da regeneração natural. Esse aumento foi devido principalmente ao ingresso de espécies com um ou dois indivíduos, enquanto a composição das espécies mais abundantes não sofreu alterações em decorrência do manejo. Na sua dissertação de mestrado, Girão (2015) relatou que o corte de trepadeiras feito ao nível do solo resultou no aumento da riqueza de espécies arbustivo-arbóreas na regeneração natural. Esses resultados vão de encontro ao apresentado no capítulo 2 do presente trabalho, onde verificamos que a densidade de trepadeiras pequenas (diâmetro < 2,5cm à 1,3m do solo) é a principal variável estrutural que apresenta correlação negativa com a riqueza da regeneração natural. Argumentamos que, trepadeiras pequenas tem menor probabilidade de atingir o dossel florestal (KURZEL; SCHNITZER; CARSON, 2006) e, portanto, formam emaranhados no solo da floresta, conferindo uma barreira física para o desenvolvimento da regeneração natural. O manejo também alivia a competição entre trepadeiras e a regeneração natural por recursos acima do solo (luz, como já discutido anteriormente) e abaixo do solo (água e nutrientes) (SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005). A competição por água é particularmente importante em florestas estacionais que

apresentam um período de seca, quando trepadeiras conseguem acessar água em camadas mais profundas do solo, sentindo menos os impactos da diminuição na disponibilidade de água (revisado por ESTRADA-VILLEGAS; SCHNITZER, 2018).

De acordo com revisão feita por Estrada-Villegas e Schnitzer (2018), apenas quatro artigos científicos publicados no mundo todo testaram o efeito do manejo de trepadeiras na diversidade de espécies de árvores. Schnitzer e Carson (2010) encontraram aumento significativo de 61% na riqueza de árvores após o manejo de trepadeiras. Os outros três artigos apresentam problemas como ausência de levantamento prévio da composição e a influência de outros fatores (i.e. fogo) na resposta das espécies, o que os impedem de apontar de forma conclusiva os efeitos do manejo de trepadeiras na diversidade de espécies de árvores (OKALI; OLA-ADAMS, 1987; GERWING, 2001; DEKKER; GRAAF, 2003). Em resumo, estes estudos apontam que pode haver um efeito positivo do manejo de trepadeiras na diversidade de árvores e na distribuição das abundâncias por espécie, mas isso teria que ser confirmado por estudos posteriores. Nosso estudo apresenta um resultado bem claro nesse sentido, que pode adicionar conhecimento relevante a essa discussão. A riqueza rarefeita, que previamente à implantação do experimento não apresentava diferença, aumentou nas parcelas que foram manejadas em comparação com controle. O aumento na riqueza pode significar aumento no rol de serviços ecossistêmicos que a comunidade arbórea pode prover e, também, aumento na resiliência podendo as novas espécies desempenharem funções redundantes ou complementares àquelas preexistentes, ambas de extrema importância para a resiliência da regeneração natural (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017).

Em um estudo do efeito do manejo de trepadeiras, conduzido por 29 meses na borda de seis fragmentos florestais, não foi notada melhora significativa tanto no recrutamento quanto na riqueza da regeneração natural (JORDÃO, 2009). Esses resultados chamam a atenção para a importância do histórico de degradação no sucesso de ações de restauração. Com o manejo de trepadeiras, nós eliminamos o filtro ecológico que impede a regeneração natural, mas para o avanço da sucessão ecológica é necessária a disponibilidade de propágulos no banco de sementes, banco de plântulas ou da chuva de sementes, em quantidade e diversidade (RODRIGUES et al., 2011; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Em áreas onde a floresta excedeu sua resiliência, o manejo de trepadeiras apenas não é suficiente, devendo-se lançar mão de outras técnicas de restauração em conjunto com o manejo. Plantios de mudas ou sementes para o enriquecimento com espécies ausentes na assembleia da comunidade, adensamento com plantio de espécies que estão presentes mas em abundância

inadequada ou o revolvimento do solo para a condução da germinação do banco de sementes, todas essas técnicas podem ser associadas ao manejo de trepadeiras com o objetivo de estimular a retomada de processos ecológicos em florestas que perderam sua resiliência (RODRIGUES et al., 2011a). Jordão (2009) por exemplo, após verificar a ausência de espécies não pioneiras de dossel na regeneração natural, considerou em seu estudo, que a associação do manejo de trepadeiras com o plantio de enriquecimento com espécies desse grupo é imprescindível para a restauração do dossel em bordas florestais.

Nossa estimativa de rendimento operacional do manejo de trepadeiras em hiperabundância na borda de fragmentos florestais foi muito semelhante ao estimado para o manejo de um fragmento florestal degradado. César (2014) estimou um rendimento operacional de 88.3 ± 45 horas. homem⁻¹. ha⁻¹ para o manejo realizado em um fragmento florestal urbano degradado, que apresenta altas densidades de trepadeiras. Um valor bem próximo do estimado no presente trabalho, 82 ± 41 horas. homem⁻¹. ha⁻¹. Comparado à restauração ecológica clássica, como por exemplo, o plantio de mudas para o reflorestamento de áreas onde a floresta foi totalmente suprimida, o manejo de trepadeiras tem um custo bem menor. Partindo do pressuposto onde a diária do trabalhador executor do manejo (jornada de 8 horas) custa R\$50,00 calculada com base no salário mínimo, de acordo com a nossa estimativa de rendimento operacional, o custo para realizar o corte total de trepadeiras em hiperabundância em bordas florestais seria R\$512,50. ha⁻¹ e o corte de manutenção R\$125. ha⁻¹. Nossos resultados apresentam valores comparáveis ao custo de se realizar o manejo em fragmentos florestais degradados (CÉSAR, 2014). Rodrigues et al. (2009), estimou há 10 anos atrás, que o custo para o reflorestamento total de uma área via plantio de mudas, varia entre R\$4.950 e R\$33.000 por hectare. O reflorestamento de áreas totalmente suprimidas e o manejo de fragmentos degradados, no entanto, são técnicas complementares que, em paisagens agrícolas muito alteradas, obtém maior sucesso quando são combinadas. Os fragmentos florestais degradados são muitas vezes única fonte de propágulos para o reflorestamento em paisagens muito alteradas (VIANI; RODRIGUES, 2009; TABARELLI et al., 2012; BRANCALION et al., 2013; FARAH et al., 2017). O manejo desses fragmentos visando a melhoria da sua qualidade surge como um braço da restauração florestal importante e economicamente viável.

É necessário destacar que o que estamos chamando de rendimento operacional aqui é apenas o tempo gasto para o corte de trepadeiras, no entanto uma estimativa de custos dessa prática envolve muitos outros fatores, como a jornada de trabalho por exemplo, não significa

que serão oito horas efetivamente de corte de trepadeiras, o tempo para o deslocamento até a área onde o trabalho será executado, bem como as pausas para alimentação, hidratação e descanso devem ser consideradas. A estimativa do rendimento operacional pode ser bem variável e alguns fatores podem interferir nesse cálculo, tais como a declividade do terreno, o período do dia e a temperatura no momento da realização do trabalho, o estado de conservação dos equipamentos que serão utilizados, etc., tudo isso somado tem um impacto no desempenho em campo e, conseqüentemente, no rendimento operacional.

O rendimento operacional do primeiro manejo de trepadeiras variou com a densidade prévia de trepadeiras, consumindo mais tempo quanto maior a densidade. Vidal et al (1997) também encontrou que a densidade de trepadeiras afetou negativamente o rendimento operacional. Maiores densidades de trepadeiras significam mais trabalho para ser executado e, adicionalmente, o emaranhado de trepadeiras pode reduzir a mobilidade do manejador e atrasar a execução do manejo. César (2014) observou um padrão inverso, maiores densidades de trepadeiras resultaram em cortes iniciais mais rápidos. Os autores argumentam que o corte total em área com maior densidade de trepadeiras pode ser realizado com menor preocupação quanto a danificar árvores de pequeno porte, o que permitiria uma prática mais dinâmica (CÉSAR, 2014). Após o primeiro corte de manejo, trepadeiras tendem a reocupar a área rapidamente (GIRÃO, 2015), principalmente em áreas mais degradadas com maiores densidades de trepadeiras pequenas (CÉSAR, 2014). Dessa forma é necessário o acompanhamento da reocupação por trepadeiras para a tomada de decisão referente à realização de um corte de manutenção do manejo, evitando o risco de prejuízo para a técnica. No presente trabalho, o manejo proporcionou o controle populacional das trepadeiras em todas as áreas manejadas por igual, dessa forma o corte de manutenção, não teve qualquer relação com a densidade prévia à realização do primeiro corte e foi executado em média quatro vezes mais rápido. César (2014) também relatou uma redução no tempo gasto com o manejo de manutenção comparado ao primeiro corte, em média de 26%. Nossos resultados sobre rendimento operacional em função da densidade prévia de trepadeiras, acrescentam informações importantes para o planejamento dos projetos futuros de manejo de trepadeiras com objetivo conservacionista.

3.7. Conclusão

O manejo de trepadeiras promoveu aumento no recrutamento e na riqueza da regeneração natural já no primeiro ano pós manejo. Além disso, nossos resultados mostraram uma tendência no aumento do crescimento em altura de espécies não pioneiras. Frente às previsões de aumento na abundância de trepadeiras com passar do tempo em florestas tropicais, o manejo de trepadeiras é uma ferramenta importante para a restauração da regeneração natural, visando o aumento da qualidade e a retomada da sucessão florestal em bordas florestais degradadas com trepadeiras em hiperabundância.

O rendimento operacional do manejo de trepadeiras foi comparável ao estimado para florestas degradadas, mas, ainda assim, é mais econômico quando comparado a ações convencionais de restauração florestal. A densidade previa ao manejo de trepadeiras influenciou o primeiro corte, sendo mais demorado quanto maior a densidade. Entretanto, o corte de manutenção não teve qualquer relação com a densidade previa e o tempo gasto para a sua execução foi quatro vezes menor, comparado ao primeiro corte.

Nosso trabalho é um dos poucos a testar o efeito do manejo de trepadeiras na regeneração natural da floresta estacional semidecídua, incluindo réplicas no delineamento experimental (ver também Jordão, 2009). Isso aumenta a força dos nossos resultados, não descartando a necessidade do acompanhamento das respostas ecológicas ao manejo por um período de tempo maior. Isso posto, os resultados trazidos pelo presente trabalho trazem a relevância do manejo de trepadeiras para a retomada da sucessão ecológica em fragmentos florestais degradados e acrescentam informações valiosas para o embasamento teórico e o desenvolvimento prático dessa técnica.

REFERÊNCIAS

- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P. L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; MEAVE, J. A.; NORDEN, N.; SANTOS, B. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326–340, 2017.
- BRANCALION, P. H. S.; MELO, F. P. L.; TABARELLI, M.; RODRIGUES, R. R. Restoration Reserves as Biodiversity Safeguards in Human-Modified Landscapes. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 186–190, 2013. Disponível em: <<http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/natcon.2013.029>>.
- CAMPBELL, M. J.; EDWARDS, W.; MAGRACH, A.; ALAMGIR, M.; POROLAK, G.; MOHANDASS, D.; LAURANCE, W. F. Edge disturbance drives liana abundance increase and alteration of liana-host tree interactions in tropical forest fragments. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 8, p. 4237–4251, abr. 2018. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/ece3.3959>>.
- CARDOSO DA SILVA, J. M.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. 6773, p. 72–74, 2000.
- CÉSAR, R. G. **Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados Piracicaba**. 2013. Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2013.
- CÉSAR, R. G. **Lianas hiperabundantes como filtros ecológicos para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados Piracicaba**. 2014. Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2014.

CÉSAR, R. G.; HOLL, K. D.; GIRÃO, V. J.; MELLO, F. N. A.; VIDAL, E.; ALVES, M. C.; BRANCALION, P. H. S. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological Conservation**, v. 201, n. October, p. 309–313, 2016.

CÉSAR, R. G.; ROTHER, D. C.; BRANCALION, P. H. S. Early Response of Tree Seed Arrival After Liana Cutting in a Disturbed Tropical Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 10, n. August, p. 194008291772358, 2017. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/1940082917723586>>.

CHI, I. E. **Caracterização fitossociológica da comunidade de trepadeiras e sua rebrota após o corte em uma floresta estacional semidecídua degradada**. 2016. 2016.

COLLINS, C. D.; BANKS-LEITE, C.; BRUDVIG, L. A.; FOSTER, B. L.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; ANDRADE, A.; AUSTIN, M.; CAMARGO, J. L.; DRISCOLL, D. A.; HOLT, R. D.; LAURANCE, W. F.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L. Fragmentation affects plant community composition over time. **Ecography**, v. 40, p. 119–130, 2017.

EMMONS, L. H.; GENTRY, A. H. Tropical Forest Structure and the Distribution of Gliding and Prehensile-Tailed Vertebrates. **The American Naturalist**, v. 121, n. 4, p. 513–524, 1983.

ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. De. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, p. 43–64, 1998.

ESTRADA-VILLEGAS, S.; SCHNITZER, S. A. A comprehensive synthesis of liana removal experiments in tropical forests. **Biotropica**, v. 50, n. 5, p. 729–739, 2018.

FARAH, F. T.; MUYLAERT, R. de L.; RIBEIRO, M. C.; RIBEIRO, J. W.; MANGUEIRA, J. R. de S. A.; SOUZA, V. C.; RODRIGUES, R. R. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 78–88, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.038>>.

FARAH, F. T.; RODRIGUES, R. R.; SANTOS, F. a M.; TAMASHIRO, J. Y.; SHEPHERD, G. J.; SIQUEIRA, T.; BATISTA, J. L. F.; MANLY, B. J. F. Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species - Case study of Santa Genebra Forest in Brazil. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 40–44, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.011>>.

GARCÍA LEÓN, M. M.; MARTÍNEZ IZQUIERDO, L.; MELLO, F. N. A.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas reduce community-level canopy tree reproduction in a Panamanian forest. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 2, p. 737–745, mar. 2018. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2745.12807>>.

GERWING, J. J.; SCHNITZER, S. A.; BURNHAM, R. J.; BONGERS, F.; CHAVE, J.; DEWALT, S. J.; EWANGO, C. E. N.; FOSTER, R.; KENFACK, D.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; PARREN, M.; PARTHASARATHY, N.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; PUTZ, F. E.; THOMAS, D. W. A standard protocol for liana censuses. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 256–261, 2006.

GIRÃO, V. J. **Alterações iniciais na dinâmica de regeneração de um fragmento florestal degradado após manejo de trepadeiras superabundantes**. 2015. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2015.

INGWELL, L. L.; JOSEPH WRIGHT, S.; BECKLUND, K. K.; HUBBELL, S. P.; SCHNITZER, S. A. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 879–887, 12 maio 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2745.2010.01676.x>>.

JEFFREY J. GERWING. Testing liana cutting controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, n. 6, p. 1264–1276, 2001.

JORDÃO, S. M. S. **Manejo de lianas em bordas de floresta estacional semidecidual e de cerrado , Santa Rita do Passa Quatro , SP**. 2009. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2009.

KAINER, K. a.; WADT, L. H. O.; GOMES-SILVA, D. a. P.; CAPANU, M. Liana loads and their association with *Bertholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 02, p. 147–154, 2006.

KAINER, K. A.; WADT, L. H. O.; STAUDHAMMER, C. L. Testing a silvicultural recommendation: Brazil nut responses 10 years after liana cutting. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 3, p. 655–663, jun. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2664.12231>>.

KURZEL, B. P.; SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Predicting liana crown location from stem diameter in three Panamanian lowland forests. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 262–266, 2006.

LAURANCE, W. F.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836–836, 20 abr. 2000. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/35009032>>.

MARSHALL, A. R.; COATES, M. A.; ARCHER, J.; KIVAMBE, E.; MNENDENDO, H.; MTOKA, S.; MWAKISOMA, R.; DE FIGUEIREDO, R. J. R. L.; NJILIMA, F. M. Liana cutting for restoring tropical forests: a rare palaeotropical trial. **African Journal of Ecology**, v. 55, n. 3, p. 282–297, set. 2017. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/aje.12349>>.

MARTÍNEZ-IZQUIERDO, L.; GARCÍA, M. M.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas suppress seedling growth and survival of 14 tree species in a Panamanian tropical forest. **Ecology**, v. 97, n. 1, p. 215–224, 2016.

McGILL, B. J. Species abundance distributions. In: MAGURRAN, A. E.; McGILL, B. J. *Biological diversity: frontiers in measurements and assessment*. 1. ed. 2011. cap. 9, p. 105-122.

- MONTGOMERY, R. A.; CHAZDON, R. L. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. **Oecologia**, p. 165–174, 2002.
- MORELLATO, L. P. C. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil**. 1991. 1991. Disponível em: <<https://docs.google.com/file/d/0B7aKJphx6o4lME1PV0JiRks3eG8/edit>>.
- MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Reproductive Phenology of Climbers in a Southeastern Brazilian Forest Published by: Association for Tropical Biology and Conservation Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2389073> Accessed : 09-03-2016 20 : 35 UTC Your use of the JSTOR archive indicat. v. 28, n. 2, p. 180–191, 1996.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.
- NABE-NIELSEN, J.; KOLLMANN, J.; PEÑA-CLAROS, M. Effects of liana load, tree diameter and distances between conspecifics on seed production in tropical timber trees. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 3, p. 987–993, fev. 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112708008207>>.
- OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 04, p. 389–394, 27 out. 2004. Disponível em: <http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0030605304000754>.
- OLIVEIRA, M. a.; SANTOS, a. M. M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1910–1917, 2008.
- PALOMAKI, M. B.; CHAZDON, R. L.; ARROYO, J. P.; LETCHER, S. G. Juvenile tree growth in relation to light availability in second-growth tropical rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 02, p. 1–4, 2006.

- PÉREZ-SALICRUP, D. R. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. **Ecology**, v. 82, n. 2, p. 389–396, 2001.
- PUTZ, F. Liana biomass and leaf-area of a “Tierra Firme” forest in the Rio-Negro basin, Venezuela. **Biotropica**, v. 15, n. 3, p. 185–189, 1983.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. M. M. M.; PONZON, F. J.; HIROTA, M. M. M. M. M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>>.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. A. G. A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y.; BRANCALION, P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>>.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y.; BRANCALION, P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>>.
- RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. a F.; GANDOLFI, S. S. S.; NAVE, A. G. A. G. A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>>.
- RODRIGUEZ-RONDEROS, M. E.; BOHRER, G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Contribution of Lianas To Plant Area Index and Canopy. **Ecology**, v. 97, n. 12, p. 3271–3277, 2016.

- ROZZA, A. D. F. **Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: reserva municipal de Santa Genebra**. 2003. 2003.
- ROZZA, A.; FARAH, F.; RODRIGUES, R. Ecological Management Of Degraded Forest Fragments. **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**, n. March 2016, p. 171–196, 2007.
- SAVAGE, M. Germination of forest species under an anthropogenic vine mosaic in Western Samoa. **Biotropica**, v. 24, n. 3, p. 460–462, 1992.
- SCHNITZER, S. A.; PUTZ, F. E. BONGERS, F.; KROENING, K. The past, present, and potential future of liana ecology. In: SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F.; BURNHAM, J. R.; PUTZ, F. E. *Ecology of lianas*. 1. ed. 2015. cap. 1, p. 3-10.
- SCHNITZER, S. a.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 17, n. 5, p. 223–230, 2002.
- SCHNITZER, S. a.; BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: Emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 397–406, 2011.
- SCHNITZER, S. A.; CARSON, W. P. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. **Ecology Letters**, v. 13, n. 7, p. 849–857, 2010.
- SCHNITZER, S. a.; DALLING, J. W.; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: Evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 655–666, 2000.
- SCHNITZER, S. A.; KUZEE, M. E.; BONGERS, F. Disentangling above- and below-ground competition between lianas and trees in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 6, p. 1115–1125, 2005.

- SCHNITZER, S. A.; MANGAN, S. A.; DALLING, J. W.; BALDECK, C. A.; HUBBELL, S. P.; LEDO, A.; MULLER-LANDAU, H.; TOBIN, M. F.; AGUILAR, S.; BRASSFIELD, D.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R.; VALDES, O.; YORKE, S. R. Liana Abundance, Diversity, and Distribution on Barro Colorado Island, Panama. **PLoS ONE**, v. 7, n. 12, 2012.
- SCHNITZER, S. A.; RUTISHAUSER, S.; AGUILAR, S. Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3–4, p. 1044–1049, 2008.
- SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Deciduousness Influences the Understory Community in a Semideciduous Tropical. **Biotropica**, v. 0, n. 0, p. 1–4, 2014.
- TABARELLI, M.; SANTOS, B. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P. L. de. Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the Neotropics. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 319–328, 2012.
- TYMEN, B.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; DALLING, J. W.; FAUSET, S.; FELDPAUSCH, T. R.; NORDEN, N.; PHILLIPS, O. L.; TURNER, B. L.; VIERS, J.; CHAVE, J. Evidence for arrested succession in a liana-infested Amazonian forest. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 1, p. 149–159, jan. 2016. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2745.12504>>.
- VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. Potential of the seedling community of a forest fragment for tropical forest restoration. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 6, p. 772–779, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-90162009000600008&script=sci_arttext>.
- VIDAL, E.; JOHNS, J.; GERWING, J. J.; BARRETO, P.; CHRISTOPHER, U. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 98, p. 105–114, 1997.

APÊNDICES

APÊNDICE I. Famílias e espécies amostradas na regeneração natural em parcelas sem manejo de trepadeiras em hiperabundância (controle) e manejadas, classificadas por estratégia ecológica (pioneiras – Pi e não pioneiras – NPi) e síndrome de dispersão (zoocóricas – zoo e não zoocóricas – NZ).

Família	Espécie	Estratégia ecológica	Síndrome de dispersão	Controle		Manejada	
				Antes	Depois	Antes	Depois
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	NPi	NZ	x	x	x	x
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	NPi	Zoo	x	x	x	x
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	NPi	Zoo		x		
	<i>Guatteria</i> sp	NPi	Zoo			x	x
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Pi	Zoo	x	x		
Asteraceae	<i>Dasyphyllum</i> sp			x			
	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	Pi	NZ		x		
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	NPi	Zoo	x	x	x	x
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	NPi	Zoo				x
	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	NPi	Zoo	x	x	x	x
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Pi	Mista		x		x
	<i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.	Pi	NZ	x			x
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	NPi	NZ	x	x	x	x
	<i>Andira</i> sp					x	x
	<i>Bauhinia brevipes</i> Vogel	Pi	NZ			x	x
	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	Pi	Mista	x	x		
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	NPi	Zoo	x	x	x	x
	<i>Inga vera</i> Willd.	Pi	Mista	x	x		
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	NPi	NZ			x	
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Pi	Mista	x	x	x	x
Lauraceae	Indeterminada 1		Zoo		x		
	Indeterminada 2		Zoo				x
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	NPi	Zoo		x		x
	<i>Ocotea</i> sp1		Zoo				x
	<i>Ocotea</i> sp2		Zoo			x	x
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	NPi	NZ			x	x
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	NPi	NZ				x
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Pi	NZ	x	x	x	
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	NPi	NZ				x
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Pi	Zoo	x	x	x	x
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NPi	Zoo				x
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	NPi	Zoo	x	x		

	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	NPi	Zoo	x	x	x	x
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Pi	Zoo	x	x	x	x
	<i>Eugenia florida</i> DC.	NPi	Zoo			x	x
	<i>Eugenia</i> sp	NPi	Zoo	x	x	x	x
	Indeterminada 1		Zoo				x
	Indeterminada 2		Zoo		x		
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	NPi	Zoo			x	x
	<i>Nectandra</i> sp1		Zoo			x	x
	<i>Nectandra</i> sp2		Zoo		x		
	<i>Plinia</i> sp		Zoo			x	x
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	NPi	Zoo	x	x	x	x
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	NPi	Zoo				x
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	NPi	Zoo	x	x		
Peraceae	<i>Piper amalago</i> L.	NPi	Zoo	x	x		
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	NPi	Zoo				x
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	NPi	Mista			x	x
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	NPi	Zoo	x	x		
	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	NPi	Zoo			x	x
	<i>Chomelia</i> sp		Zoo				x
	<i>Coffea arabica</i> L.		Zoo	x	x		
	<i>Cordia</i> sp		Zoo			x	x
	<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	NPi	Zoo	x	x	x	x
	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	NPi	Zoo		x		
	Indeterminada 1		Zoo				x
	Indeterminada 2		Zoo	x	x		x
	Indeterminada 3		Zoo				x
Rubiaceae	<i>Margaritopsis cephalantha</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor	NPi	Zoo	x	x	x	x
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	NPi	Zoo			x	x
	<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Schult.) Müll.Arg.	NPi	Zoo	x	x		
	<i>Psychotria iodotricha</i> Müll.Arg.	NPi	Zoo	x	x		x
	<i>Psychotria</i> sp1	NPi	Zoo	x	x	x	x
	<i>Psychotria</i> sp2	NPi	Zoo	x	x	x	x
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Pi	Zoo	x	x		
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	NPi	Zoo	x	x	x	x
	<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	NPi	Zoo	x	x		
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NPi	Zoo			x	x
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	NPi	Zoo	x	x		
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	NPi	Zoo			x	x
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	NPi	Zoo	x	x	x	x
Solanaceae	<i>Capsicum baccatum</i> L.						x
	<i>Cestrum</i> sp		Zoo				x

	<i>Solanum concinnum</i> Schott ex Sendtn.	Pi	Zoo	x					x
	<i>Solanum</i> sp		Zoo					x	x
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Pi	Zoo					x	x
Verbenaceae	Indeterminada 1			x	x				
	Indeterminada 1			x					
	Indeterminada 2								x
	Indeterminada 3							x	
	Indeterminada 4			x	x				
	Indeterminada 5			x					
	Indeterminada 6			x					

APÊNDICE J. Test t do recrutamento da regeneração natural em parcelas com e sem manejo.

Test t para duas amostras	
t.test (recrutamento~tratamento)	
t = 1.7539, gl = 22, p = 0.09337*	
Estimativas das amostras	
Média do grupo: com manejo	Média do grupo: sem manejo
0.625	0.3541667

Valor de p marginalmente significativo ($\alpha = 0,10$)

APÊNDICE K. Teste de Wilcoxon – Mann whitney do crescimento relativo em altura (cm) da regeneração natural em parcelas com e sem manejo.

Test t para duas amostras	
Wilcoxon – Mann whitney (crescimento~tratamento)	
W = 71.5, p = 1	

APÊNDICE L. Test t do recrutamento de espécies zoocóricas em parcelas com e sem manejo.

Test t para duas amostras	
t.test (zoocóricas~tratamento)	
t = 1.0782, gl = 22, p = 0.2926	
Estimativas das amostras	
Média do grupo: com manejo	Média do grupo: sem manejo
0.4861111	0.3333333

APÊNDICE M. Test t do recrutamento de espécies não zoocóricas em parcelas com e sem manejo.

Test t para duas amostras	
t.test (não zoocóricas~tratamento)	
t = 0.40519, gl = 22, p = 0.6893	
Estimativas das amostras	
Média do grupo: com manejo	Média do grupo: sem manejo
0.02777778	0.01388889

APÊNDICE N. Test t do recrutamento de espécies pioneiras em parcelas com e sem manejo.

Test t para duas amostras	
t.test (pioneiras~tratamento)	
t = 0.88345, gl = 22, p = 0.3865	
Estimativas das amostras	
Média do grupo: com manejo	Média do grupo: sem manejo
0.14583333	0.09027778

APÊNDICE O. Test t do recrutamento de espécies não pioneiras em parcelas com e sem manejo.

Test t para duas amostras	
t.test (não pioneiras~tratamento)	
t = 1.1001, gl = 22, p = 0.2832	
Estimativas das amostras	
Média do grupo: com manejo	Média do grupo: sem manejo
0.3888889	0.2708333

APÊNDICE P. Test t do crescimento médio em altura (cm) de espécies pioneiras em parcelas com e sem manejo.

Test t para duas amostras	
t.test (crescimento pioneiras~tratamento)	
t = -0.35098, gl = 22, p = 0.7289	
Estimativas das amostras	
Média do grupo: com manejo	Média do grupo: sem manejo
9.718504	13.061462

APÊNDICE Q. Teste de Wilcoxon – Mann whitney do crescimento relativo em altura (cm) de espécies pioneiras em parcelas com e sem manejo.

Test t para duas amostras	
Wilcoxon – Mann whitney (crescimento pioneiras~tratamento)	
W = 50, p = 0.2023	

APÊNDICE R. Teste de Wilcoxon – Mann whitney do crescimento relativo em altura (cm) de espécies não pioneiras em parcelas com e sem manejo.

Test t para duas amostras	
Wilcoxon – Mann whitney (crescimento não pioneiras~tratamento)	
W = 88.5, p = 0.3546	

4. CONSIDERAÇÕES PARA O MANEJO

Nossos resultados apontam relações negativas de trepadeiras em hiperabundância, particularmente as pequenas, com a estrutura das bordas florestais e a expressão da regeneração natural. Porém, é preciso pontuar que para se estabelecer uma relação causal é necessária a realização de experimentos com a remoção das trepadeiras. Pode ser que os motivos pelos quais árvores e a regeneração natural são suprimidas nas bordas sejam os mesmos que elevam a densidade de trepadeiras pequenas e, por isso, essas variáveis estão correlacionadas. No entanto, nossos resultados corroboram com a literatura disponível, onde muitos pesquisadores comprovaram através de estudos experimentais, que a competição com trepadeiras tem um efeito prejudicial muito claro para árvores e a regeneração natural em florestas tropicais, incluindo recrutamento, crescimento, reprodução e sobrevivência (revisado por ESTRADA-VILLEGAS; SCHNITZER, 2018).

Durante a execução da nossa coleta de dados em campo, nos deparamos com densidades altíssimas de trepadeiras (até 78 indivíduos por árvore) o que tornou o trabalho de individualização e identificação um desafio, impondo inclusive um obstáculo para a nossa locomoção dentro da floresta. Todos esses fatores somados contribuíram para que o trabalho durasse tempo maior que o previsto. Essa experiência nos levou a questionar se o manejo seletivo, onde apenas algumas espécies são cortadas, em áreas com trepadeiras em hiperabundância como o caso deste trabalho, enfrentaria problemas no ganho de escala. Um trabalho como esse também exigiria do manejador um certo conhecimento taxonômico, ao menos das espécies a serem cortadas. As dificuldades em selecionar e identificar os indivíduos em meio aos emaranhados, encontrar mão de obra qualificada ou mesmo quanto essa mão de obra qualificada pode custar ao rendimento operacional (horas. homem⁻¹. ha⁻¹) poderiam inviabilizar o ganho em escala dessa prática. Desse modo, uma vez que se opte por realizar o manejo total das trepadeiras, acreditamos que uma alternativa para diminuir o impacto, poderia ser o corte pontual, cortar todas as trepadeiras, mas apenas em pontos com alta densidade e onde as árvores apresentam ocupação severa da copa por trepadeiras, como ocorre nas bordas florestais.

É importante ressaltar que trepadeiras grandes e outras variáveis relacionadas ao tamanho das trepadeiras foram positivamente correlacionadas com a estrutura florestal e a regeneração natural. O efeito da competição com trepadeiras de diferentes tamanhos ainda é desconhecido (ESTRADA-VILLEGAS e SCHNITZER, 2018). Se trepadeiras de diferentes

tamanhos afetam árvores desproporcionalmente, então uma recomendação econômica de manejo seria direcionar o foco do manejo e selecionar para o corte apenas trepadeiras com tamanho mais prejudicial para árvores. Essa estratégia economizaria tempo e esforço, com prejuízos menores para a diversidade importante que as trepadeiras adicionam às florestas tropicais (ESTRADA-VILLEGAS e SCHNITZER, 2018). Alguns autores tem sugerido o manejo de trepadeiras grandes como uma dessas alternativas (SFAIR et al., 2015; ESTRADA-VILLEGAS; SCHNITZER, 2018). Sfair et al. (2015) fez simulações com diferentes estratégias de manejo de trepadeiras: remoção apenas das espécies de trepadeiras mais abundantes, remoção aleatória e remoção das trepadeiras maiores. A remoção de trepadeiras grandes teve tanto efeito quanto a remoção aleatória, e, portanto, não foi classificada como uma boa estratégia (SFAIR et al., 2015). Adicionalmente, trepadeiras grandes não foram agressivas, escalaram apenas uma ou duas árvores. Nosso trabalho demonstrou que trepadeiras grandes têm relação positiva com a estrutura e diversidade florestal e com a expressão da regeneração natural, trepadeiras grandes deveriam, portanto, ser poupadas durante o manejo. O desenvolvimento de investigações científicas nesse sentido é necessário para o aprimoramento do manejo de trepadeiras de forma seletiva. Nós sugerimos que o manejo apenas das trepadeiras pequenas possa ser uma alternativa economicamente mais viável e ecologicamente menos impactante para a comunidade de trepadeiras, visto que, de acordo com o nosso estudo, trepadeiras grandes são relacionadas com características de floresta madura e são as trepadeiras pequenas que se encontram hiperabundantes.

Em um cenário onde a estrutura florestal está comprometida, as trepadeiras estão hiperabundantes e a resiliência da regeneração natural é baixa, a sucessão florestal se encontra extremamente ameaçada, colocando em risco a qualidade e a permanência dos fragmentos florestais nessas paisagens agrícolas já tão alteradas. A integridade da borda florestal é importante para a proteção do fragmento como um todo, uma vez que é a primeira frente da floresta a enfrentar os distúrbios advindos da matriz agrícola e, em fragmentos pequenos, representa uma porção importante da área total de floresta (HADDAD et al., 2015). Ao demonstrarmos que quanto maior a proporção de árvores livres de trepadeiras ou com ocupação leve da copa, melhor a estrutura florestal e maior a expressão da regeneração natural, ou ainda que a ocupação intermediária não tem qualquer relação negativa com as mesmas, sinalizamos que práticas de manejo visando o controle da densidade de trepadeiras e a redução da intensidade da ocupação das copas por trepadeiras podem ser alternativas

importantes para proteger a estrutura florestal e favorecer a regeneração natural nessas bordas florestais. Esse tipo de manipulação, entretanto, deve ser conduzido com cautela. Ressaltamos aqui a importância de que seja feito um levantamento da composição de espécies de trepadeiras, prévio ao manejo, com coleta de material botânico para depósito em herbários, anotando sempre que possível informações sobre aspectos ecológicos e demográficos, visto a enorme contribuição desse grupo para a diversidade total da comunidade e a extrema ausência de conhecimento sobre as mesmas. O valor ecológico, genético, do ponto de vista de potencial químico e medicinal ainda são amplamente desconhecidos.

REFERÊNCIAS

- ESTRADA-VILLEGAS, S.; SCHNITZER, S. A. A comprehensive synthesis of liana removal experiments in tropical forests. **Biotropica**, v. 50, n. 5, p. 729–739, 2018.
- HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. **APPLIED ECOLOGY**, n. March, p. 1–9, 2015.
- SFAIR, J. C.; ROCHELLE, A. L. C.; VAN MELIS, J.; REZENDE, A. A.; WEISER, V. D. L.; MARTINS, F. R. Theoretical approaches to liana management: a search for a less harmful method. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 11, n. 2, p. 89–95, 2015. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/21513732.2015.1004196>>.