

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CÂMPUS ARARAS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente

**“Composição de espécies de lianas e sua resposta ao corte em um
fragmento de floresta estacional semidecidual, Araras, SP”**

ELISANGELA XAVIER DA ROCHA

ARARAS, SÃO PAULO
Agosto-2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CÂMPUS ARARAS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Composição de lianas e sua resposta ao corte em um
fragmento de floresta estacional semidecidual, Araras, SP**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agricultura e Ambiente da Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, para a Obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente, área de concentração “Caracterização e Conservação de Recursos Naturais em Ambientes Agrícolas”

Aluna: Elisangela Xavier da Rocha

Orientadora: Profa. Dra Alessandra dos Santos Penha

Co-orientadora: Profa. Dra Andréia Alves Rezende

ARARAS, SÃO PAULO
Agosto-2014

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

R672ce

Rocha, Elisangela Xavier da.

Composição de espécies de lianas e sua resposta ao corte em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Araras, SP / Elisangela Xavier da Rocha. -- São Carlos : UFSCar, 2015.

71 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2014.

1. Agroecologia. 2. Manejo. 3. Florística. 4. Ecologia. 5. Plantas lenhosas. I. Título.

CDD: 630 (20^a)

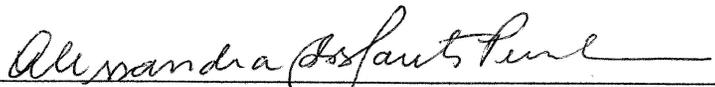
MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

DE

Elisangela Xavier da Rocha

APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA
E AMBIENTE, DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS, EM 04 DE
AGOSTO DE 2014.

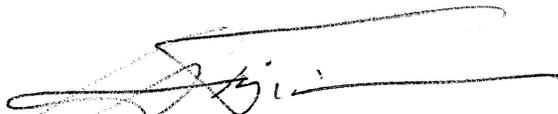
BANCA EXAMINADORA:



PROF^a. DR^a. ALESSANDRA DOS SANTOS PENHA

ORIENTADORA

UFSCar



DR. RICARDO AUGUSTO GORNE VIANI

UFSCar



PROF^a. DR^a. FLAVIANA MALUF DE SOUZA

Instituto Florestal/SP

AGRADECIMENTOS

Á Deus por me proteger e me dá força todos os dias.

Aos meus pais, meus irmãos e minhas sobrinhas Bia, Amanda e Aninha, por estarem sempre lá quando eu chegava morrendo de saudades de casa, e pelo indispensável apoio.

À Profa. Dra. Alessandra dos Santos Penha, conselheira, com quem tive a honra de dividir momentos únicos, por todo apoio, pela oportunidade, amizade, paciência e principalmente pela orientação segura e exigente, é bom trabalhar com quem ama o que faz.

À Profa. Dra. Andréia Alves Rezende pela co-orientação, ajuda na identificação das espécies e por ter feito que me apaixonasse ainda mais pelas lianas.

A Lucas Sanglade pela ajuda na identificação, pelas boas conversas e por passar a todos, princípios básicos, tais como; honestidade e caráter. Desculpa pelos carrapatos.

A banca de qualificação Kayna Agostini, Renata Oliveira e Flaviana de Souza, pelas críticas e valiosas sugestões durante o exame de qualificação

Ao professor Ricardo Viani e Dra. Flaviana de Souza, por aceitarem fazer parte da banca.

Ao PPGAA pela oportunidade, apoio financeiro e estrutura; e às secretárias Sirlene, Cris e Camila (DRNPA) pelo apoio.

As meninas da Rep Vivi, Jacque, Vírgula, Carina e Carol, e também aos agregados Grafite, Felipe e a Aninha por terem passado pela casa, participando dos momentos de descontração.

Especialmente a Jacque, Carina e a Carol que perderam noites de sono para me ajudar com análises e sumários.

À minha amiga Carina Souza, eu nem sei o que dizer...obrigada por ser minha companheira fiel de campo, me acompanhando em todas as etapas, com palavras de incentivo, amizade e dedicação, mas acima de tudo agradeço por se mostrar ser amiga.

Ao Senhor Eduardo pela ajuda em campo, sempre disposto a ajudar.

À CAPES pelo apoio financeiro ao desenvolvimento deste estudo.

Ao coordenador do curso Claudinei Fonseca, por todo apoio ao longo dessa etapa.

Aos meus professores de graduação, que me incentivaram e sempre acreditaram em mim, em especial a Prof. Dra. Luci Ferreira pelas deliciosas aulas de ecologia.

Especialmente ao meu namorado e príncipe Tullio Pizziolo, pelo apoio, carinho, atenção e por esperar pacientemente o término dessa etapa. Amo você.

A todos, que de uma forma ou de outra, contribuíram para execução desse trabalho, agradeço do fundo do meu coração

SUMÁRIO

I INTRODUÇÃO GERAL	7
II ÀREA DE ESTUDO	8
III REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
IV REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO 1- Composição de espécies de lianas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado, Araras SP.	
RESUMO	29
ABSTRACT	30
1 INTRODUÇÃO.....	31
2 MATERIAL E MÉTODOS	32
2.1 Área de estudo	32
2.2 Levantamento florístico	33
2.3 Classificação da lianas amostradas	33
2.3.1 <i>Mecanismo de escalada</i>	34
2.3.2 <i>Abundância de lianas</i>	34
3 RESULTADOS	34
3.1 Composição florística	35
3.2 Classificação das espécies amostradas	35
3.2.1 <i>Mecanismo de escalada</i>	35
3.2.2 <i>Abundância de lianas</i>	35
4 DISCUSÃO	38
4.1 Composição florística	38
4.2 Mecanismo de escalada	38
4.3 Abundância de lianas	40
REFERÊNCIAS	44
CAPÍTULO 2- Manejo de lianas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Araras, SP.	
RESUMO	48
ABSTRACT	49
1 INTRODUÇÃO.....	50
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	52
3.1 Área de estudo	52
3.2 Delineamento experimental	53
3.3 Amostragem e o corte de lianas	55
3.4 Análises de dados.....	56
3.4.1 <i>Crescimento médio de rebrotas</i>	56
3.4.2 <i>Infestação de árvores por lianas após o corte</i>	56
4 RESULTADOS	57
4.1 Amostragem e corte de lianas	58

4.2 Regeneração de lianas cortadas	58
4.3 Infestação de lianas nas copas dos forófitos.....	59
4.4 Associações lianas e forófitos.....	61
5 DISCUSSÃO	61
5.1 Amostragem e o corte de lianas	61
5.2 Infestação das árvores por lianas	64
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
7 REFERÊNCIAS	69

I INTRODUÇÃO GERAL

O avanço das atividades agropecuárias e a conversão de ecossistemas nativos em áreas de pastagens e de monoculturas têm se tornado atividades comuns nas diversas fitofisionomias nativas brasileiras (FERRETI; BRITZ, 2006). Como resultado, formações vegetais originais estão atualmente representadas, sobretudo, por fragmentos pequenos e isolados e com estrutura e composição muito alteradas (RIBEIRO, et al., 2009).

A floresta estacional semidecidual do interior do Estado de São Paulo é um exemplo claro desse processo. Além de ter sido reduzida, os remanescentes existentes nesta região estão imersos em paisagens agrícolas, fazendo desses locais, regiões suscetíveis a perturbações antrópicas como, por exemplo, a exploração seletiva de madeira, incêndios periódicos, caça e agrotóxicos (VIANA et al., 1997) que por sua vez, comprometem o fluxo gênico e a manutenção desses locais. Diante desse cenário, experimentos e revisões teóricas sobre as consequências da fragmentação têm aumentado. Uma justificativa para esse crescente interesse é a constatação de que grande parte da riqueza de espécies vegetais também pode ser registrada em fragmentos pequenos (NASCIMENTO et al., 1999). Dessa forma, requerem não apenas a proteção contra perturbações antrópicas, mas também um manejo ativo para conservar suas populações ameaçadas de extinção regional (VIANA, 1995).

Os efeitos da fragmentação, tais como o grau de isolamento entre remanescentes, alterações microclimáticas devido aos efeitos de borda (GUREVITCH; SCHEINER; GORDON, 2009) e histórico de perturbação, influenciam os padrões estruturais e funcionais de comunidades vegetais (PARDINI et al., 2010), uma vez que as espécies da floresta respondem de forma diferenciada aos distúrbios. Algumas espécies, por exemplo, não suportam a baixa umidade, característica de clareiras recém-formadas, enquanto outras acabam por se beneficiar, como as lianas (TABARELLI; GASCON, 2005), que nestas condições multiplicam-se exageradamente e passam a competir com as demais formas de vida, especificamente as árvores, afetando não só o seu crescimento, mas também a sua produção de frutos (KAINER et al., 2006). Além disso, a elevada abundância de lianas pode aumentar os estresses mecânicos sob árvores, como a quebra de ramos, devido ao peso das lianas sob suas copas (SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005).

Neste sentido, o corte seletivo de lianas tem sido recomendado como forma de manejo em projetos de restauração ecológica (PÉREZ-SALICRUP et al., 2001; ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007). Por outro lado, seu corte generalizado pode funcionar, selecionando espécies mais agressivas em relação ao crescimento (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998). Sendo assim, especial atenção deve ser dada às lianas, que embora nessas condições pareçam causar danos ao ecossistema, em condições de maior estabilidade e complexidade, constituem um importante componente estrutural, com elevada riqueza de espécies (UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004). Além disso, representam papel importante na produção de biomassa e de recursos alimentares para uma variedade de animais (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996).

Tendo em vista os aspectos mencionados e reconhecendo que muitas questões diretamente ligadas ao desenvolvimento de técnicas que considerem o corpo teórico e prático em ecologia de comunidades vegetais para o manejo de lianas ainda estão sem resposta e que as pesquisas neste campo são escassas (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; ALVIRA; PUTZ; FREDERICKSEN, 2004), investigações sobre a ecologia de lianas são de extrema relevância, uma vez que os estudos visando à restauração e a conservação de fragmentos florestais deve passar pelo conhecimento e caracterização da comunidade de lianas, de modo a contribuir com o resgate da diversidade biológica em áreas-alvo de planos de conservação e manejo ecológico (TIBIRIÇA; COELHO; MOURA, 2006).

Sendo assim, visando destacar o papel das lianas nos fragmentos florestas estacionais semidecíduais, foi desenvolvido o presente trabalho que, dividido em dois capítulos, pretendeu: **1)** avaliar a composição de espécies de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual; **2)** discutir os efeitos do desbaste das espécies de lianas, na tentativa de verificar se diferentes espécies apresentam diferentes velocidades de crescimento após o corte e também se há associação entre alguns caracteres individuais das árvores infestadas e a presença de lianas sobre elas.

II ÁREA DE ESTUDO

O experimento foi no interior de um fragmento de floresta estacional semidecidual que pertence ao Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), câmpus Araras, SP, localizado entre as coordenadas

geográficas de 22°18'26" S e 47°23'16" O, com área aproximada de 12,8 ha (Figura 1). A temperatura média anual da região é de 21,4° C e a precipitação anual de 1.428,1 mm. O clima da região é do tipo Cwa (KÖPPEN, 1948), com verão quente e úmido e inverno seco. O solo predominante é o Latossolo Vermelho- Escuro (CCA, 2007).

Esse fragmento florestal sofreu intensas perturbações, uma vez que se localiza próximo a plantações de cana-de-açúcar, e foi alvo de incêndios intensivos devido à queima da palha da cana-de-açúcar na estação seca. O último incêndio foi registrado em 2008. Atualmente é possível observar vários sinais de perturbação: no interior do fragmento há vestígios de entrada de pessoas, que depositam lixo e também de animais domésticos.

O dossel da floresta não é contínuo, apresentando trechos com elevada abundância de gramíneas exóticas e clareiras dominadas por populações superabundantes de lianas e arbustos escandentes, os quais recobrem a maioria das árvores adultas (DREUX, 2009). Dentre as espécies arbóreas adultas que fazem parte da comunidade, muitas são consideradas “pioneiras”, como *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake, *Cecropia pachystachya* Trécul., *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macabr., assim como podem ser verificadas espécies exóticas, como *Mangifera indica* L. e *Coffea* sp. (DREUX, 2009). Existem também algumas espécies arbóreas remanescentes consideradas tardias, remanescentes às perturbações mais recentes, como *Cariniana estrellensis*(Raddi) Kuntze, *Cariniana, legalis* (Mart.) Kuntze, *Cedrela fissilis*Vell. e *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart. (DREUX, 2009).

Vista área da área de estudo, fragmento de floresta estacional semidecidual localizada no Centro de Ciências Agrárias, UFSCar, Araras, SP. Fonte: Google Earth.



III REVISÃO BIBLIORÁFICA

Consequências dos distúrbios e da fragmentação florestal na estrutura de comunidades vegetais

Os distúrbios são considerados eventos relativamente descontínuos no tempo, que causam mudanças abruptas na estrutura de um ecossistema, comunidade ou população. Causam também, mudanças na disponibilidade de recursos, substrato ou ambiente físico (WHITE; PICKET, 1985). A maneira como os ecossistemas reagem e ajustam sua dinâmica a um regime de distúrbios característicos depende da sua escala (tamanho da área afetada), duração (tempo de permanência do distúrbio), frequência (número médio de eventos por unidade de tempo), intensidade, dentre outros fatores (ENGEL; PARROTA, 2008). Com esta nova percepção, os ecólogos passaram a se questionarem; sobre a forma como compreendem os mecanismos de coexistência de espécies e, com isso, diversas discussões e adaptações de práticas de manejo têm sido revisadas.

Em formações florestais tropicais, distúrbio é definido como qualquer evento natural ou antrópico que cria uma abertura no dossel (UHL et al., 1990), altera a estrutura da vegetação e as relações de competição nas comunidades, permitindo a entrada de novas espécies (PECK, 1998). Neste sentido, um dos desafios mais antigos e mais fundamentais da ecologia consiste em compreender quais fatores mantêm a diversidade de espécies em sistemas ecológicos, sejam eles naturais, e mais recentemente, mantidos pelo homem. Várias teorias foram desenvolvidas na tentativa de entender as causas e as consequências da coexistência de espécies em um dado habitat, destacando a “hipótese do distúrbio intermediário” (CONNELL, 1978).

Esta hipótese sugere que, as clareiras naturais são os principais mecanismos de geração e manutenção de diversidade em florestas tropicais (BROKAW; BUSING, 2000). De acordo com Connel (1978), os locais com ausência de distúrbios ou sob regimes de distúrbio muito intenso, podem apresentar baixa diversidade devido à persistência de competidores superiores ou colonizadores, enquanto a diversidade máxima seria observada sob níveis intermediários de distúrbio, uma vez que haveria tempo suficiente entre os eventos para um grande número de espécies manterem-se, mas não o bastante para permitir uma exclusão competitiva. Por exemplo, Schnitzer e Carson (2001) observaram sensível aumento na diversidade e densidade de árvores

pioneiras e lianas em clareiras na Ilha do Barro Colorado (Costa Rica), confirmando a hipótese de distúrbios intermediários. No entanto, apesar de as plantas individualmente apresentarem diferentes respostas às condições de luz, por outro lado, pesquisas têm reavaliado a funcionalidade de clareiras de dossel em florestas pluviais, principalmente em relação à dinâmica florestal e à diversidade de espécies. A heterogeneidade ambiental proporcionada pela abertura de clareiras parece não ser suficiente para explicar a colonização e a coexistência de espécies nestes locais (DALLING et al., 1998; BROKAW; BUSING, 2000).

Hubbell (2001), na tentativa de explicar a dinâmica de comunidades que sustentam uma alta diversidade, formulou a “teoria neutra”, que postula que todos os indivíduos de uma comunidade são funcionalmente equivalentes, apresentam a mesma probabilidade de migrar, reproduzir e de morrer, sendo que a abundância das espécies é dependente do acaso e não da superioridade competitiva de um indivíduo. Portanto, os mecanismos que geram diferenças nos padrões de composição de plantas em qualquer ponto da floresta estariam ligados à capacidade de dispersão dos indivíduos.

Sabe-se que a luz exerce várias funções na floresta, tais como a obtenção de energia para crescimento, a autorreparação de danos físicos, e principalmente, a reprodução. No entanto, após ser filtrada pelo dossel da floresta, apenas cerca de 1% dessa luz atinge o nível do solo (LEIGH, 1999); sendo assim, as clareiras facilitariam condições efêmeras, como a elevada luminosidade que chega ao chão da floresta, mas essenciais para o desenvolvimento de plantas intolerantes à sombra. Segundo Grau (2002), os valores de riqueza de espécies e a ocorrência de grupos de espécies intolerantes à sombra estão relacionados à presença das clareiras. Por outro lado, essas condições de luz podem variar conforme o tamanho das clareiras e podem influenciar na sua composição, favorecendo espécies diferentes (DENSLOW, 1980; BROKAW, 1985). De acordo com as hipóteses de nicho de regeneração (GRUBB, 1977) e a partilha de nichos em clareiras (DENSLOW, 1980), as características das clareiras, como o tamanho, poderiam permitir que algumas espécies fossem especializadas em clareiras grandes, enquanto outras seriam especializadas em clareiras pequenas. Nesse aspecto, Brokaw (1982) mencionou que as grandes clareiras são responsáveis pela permanência das espécies pioneiras no interior da floresta, visto que estas plantas são bastante eficientes na captura de recursos e no crescimento (ZHU; CAO, 2010).

As florestas nativas vêm sendo grande foco de preocupação no que diz respeito à sua conservação e restauração, em virtude dos elevados níveis de perturbação e muitas

regiões da Floresta Ombrófila Densa do Domínio Atlântico têm sido reduzidas a uma pequena fração de sua extensão original (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000), em consequência da fragmentação florestal; que ocorre à medida que uma grande extensão de floresta é subdividida e diminui de tamanho (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). No caso das Florestas Estacionais Semidecíduais do interior do estado de São Paulo, especificamente, o período de deficiência hídrica condicionaria alterações nos principais processos ecológicos funcionais, como crescimento e reprodução das comunidades florestais. Visto que, estas florestas estão submetidas à pronunciada sazonalidade na distribuição das chuvas, resultando em um longo período (três a sete meses) de baixa precipitação (menor que 100 mm), onde se concentra menos de 10% da pluviosidade anual total. (PENNINGTON; LEWIS; RATTER, 2006). A fragmentação dessa fitofisionomia, iniciou-se há várias décadas, a partir da exploração intensiva de espécies madeiráveis até recentemente, e os pequenos e isolados fragmentos que ainda restam, sofrem as consequências advindas da própria fragmentação florestal; além disso, experimentam os efeitos da paisagem na qual estão inseridos: incêndios periódicos, caças e agrotóxicos advindos de práticas agrícolas (VIANA, 1995), agravando ainda mais a situação.

Conforme as paisagens florestais vão se tornando fragmentadas, as populações das espécies de plantas e de animais são reduzidas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001), os processos ecológicos, como a polinização, predação, comportamento territorialista e hábitos alimentares, são alterados e os habitats tornam-se expostos às condições externas adversas (TILMAN et al., 1994; TERBORGH et al., 1997; NASCIMENTO; LAURANCE, 2005), o que resultaria em mudanças nos padrões de distribuição espacial nas florestas, afetando a diversidade local e regional (LAURANCE et al., 2000).

As consequências microclimáticas da fragmentação, como mudanças na radiação solar, umidade e padrões de vento, são importantes para muitos organismos. Essas mudanças atuam diretamente na estrutura, composição e funcionamento das florestas secundárias, funcionando como filtros ecológicos capazes de reduzir a permanência de alguns grupos de espécies importantes na floresta madura e facilitar a abundância de outros grupos comuns na floresta secundária degradada, tais como, as árvores pioneiras e as lianas (BRANCALION et al., 2012).

As lianas são espécies heliófilas, ou seja, espécies que crescem sob luz abundante, condição típica de trechos de florestas muito perturbados (PUTZ, 1984). Prontamente, a associação da abundância de lianas e distúrbios florestais é atribuída

geralmente à sua capacidade de se recuperarem rapidamente após injúrias. Dessa maneira, a abundância de lianas interage de maneira negativa com as árvores, diminuindo sua produção de frutos (KAINER et al., 2006) e suprimindo o crescimento em diâmetro e aumentando o risco em morte devido ao peso excessivo de lianas sobre seus troncos e copas (SCHNITZER et al., 2000; SCHNITZER; BONGERS, 2002; INGWELL et al., 2010), resultando em perdas de espécies endêmicas e de grupos funcionais chave (SANTOS et al., 2008; LOBO et al., 2011). Portanto, o manejo de lianas em situações de desequilíbrio em função do histórico de perturbação tem sido reconhecido como uma técnica silvicultural e conservacionista (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998).

As pesquisas visando o controle de espécies hiperabundantes e de diferentes formas de vida em estratégias de restauração são escassas e têm dificultado o entendimento tanto da dinâmica de espécies quanto dos processos de regeneração natural, constituindo-se em barreiras à adoção de técnicas de manejo para restauração e conservação ecológica (LE BOURLEGAT et al., 2013). Deste modo, estudos que abrangem os mecanismos de colonização das espécies vegetais sob a óptica de suas histórias de vida e estratégias de crescimento populacional (CRAWLEY, 1997) são essenciais para explicar os motivos que levam à estagnação dos processos de sucessão em áreas fortemente degradadas.

A complexidade do manejo de lianas em florestas secundárias

As florestas tropicais são consideradas as mais ricas em espécies vegetais (GENTRY; DODSON, 1987; STEEGE et al., 2005); entretanto, essa afirmação é geralmente baseada apenas no componente arbóreo (SILVA; LEITÃO FILHO, 1982; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; FERROZ et al., 2006; UDULUTSCH et al., 2010), sendo poucos os trabalhos que buscam investigar outras formas de vida, como arbustos, ervas e, principalmente, trepadeiras (UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004; FERROZ et al., 2006).

Darwin (1887) foi um dos primeiros a realizar estudos científicos sobre as plantas trepadeiras, o qual elaborou o livro, "*The movements and habits of climbing*", que teve como objetivo investigar aspectos ecológicos. Este trabalho levou Darwin a separar as plantas escandentes em volúveis, plantas com órgãos sensitivos, plantas com

gavinhas e plantas trepadeiras. As plantas trepadeiras referidas por Darwin são as que possuem raízes adventícias para a escalada. Porém, tem sido aceito que trepadeiras são todas as plantas que precisam de um apoio ou suporte, para se desenvolver e que possuem contato com o solo (DARWIN, 1887 citado por FIGUEREIDO, 2001). Darwin muito se questionava sobre como esta forma de vida teria evoluído e sobre as forças evolutivas que teriam atuado neste sentido. No entanto, muitas perguntas não puderam ser respondidas pela falta de ferramentas suficientes para tal; por outro lado, essas lacunas seguem incentivando pesquisas com essa forma de vida até os dias de hoje.

A evolução do hábito escalador representa uma inovação chave para as plantas, devido à sua associação com o aumento da diversificação de clados sucedido neste grupo (GIANOLI, 2004). Por ter evoluído independentemente em vários grupos vegetais, o hábito escalador registra mais de 130 famílias (GENTRY, 1991). Acredita-se atualmente, que a herbivoria possa ter sido o fator ecológico promotor da evolução deste hábito (GIANOLI; MOLINA-MONTENEGRO, 2005).

O termo “trepadeira” refere-se a todas as plantas com hábito escalador, independentemente do tipo de caule ou sistema de escalada, com exceção das hemiepífitas, que apesar de compartilharem o mesmo hábito, se diferem de lianas e trepadeiras herbáceas quanto ao seu ciclo de vida, ou seja, podem crescer sem ter a necessidade de manter contato com o solo (GERWING et al., 2006). Para evitar confusões e problemas nomenclaturais, muito tem se discutido sobre a importância da padronização dos termos (WEISER, 2007; VILLAGRA, 2008), que facilitaria a análise comparativa entre inventários (LIMA et al., 1997; GROppo; PIRANI, 2005, REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007; VILLAGRA; ROMANIUC NETO, 2010). Villagra (2008) sugere que sejam utilizados os termos “trepadeiras herbáceas” para aquelas com caule sem crescimento secundário e “trepadeiras lenhosas” para aquelas com caule lenhoso onde ocorre crescimento secundário. No entanto, vários estudiosos deste grupo de plantas sugerem a utilização do termo “lianas” para denominar plantas de hábito escalador que produzem “madeira verdadeira”, isto é, xilema produzido a partir de um câmbio vascular, que germinam no solo e perdem a habilidade de autossustentação, necessitando de um suporte para alcançar o dossel, o qual incluiria as plantas sublenhosas, pois o termo lenhoso também excluiria espécies de Eudicotiledôneas consideradas sublenhosas, que não têm lenho verdadeiro, mas caule fibroso perenes, capazes de alcançar o dossel, como o gênero *Passiflora* (GERWING et al., 2006).

Considerando os aspectos acima, recomenda-se o uso do termo “liana” como sinônimo de plantas trepadeiras lenhosas e/ou sublenhosas. Para as herbáceas, sugere-se a adoção do termo “trepadeiras herbáceas”, em preferência ao termo sinônimo *vinhas* (MARTINS; BATALHA, 2011; VILLAGRA, 2012). Diversos autores sugeriram a divisão das plantas trepadeiras de acordo com sua estratégia de ascensão e sustentação. Consideramos preferível a classificação de métodos de escalada de Hegarty (1991), em gavinhas, volúveis e escandentes.

As lianas (trepadeiras lenhosas e sublenhosas) são diversas e abundantes em florestas de todo o mundo, entretanto são, nos trópicos onde se encontra maior abundância, riqueza e variedade de formas e tamanhos (PUTZ, 1984; SCHNITZER; BONGERS, 2002). Representam um importante componente estrutural de muitas florestas tropicais, contribuindo para sua diversidade taxonômica (SCHNITZER; BONGERS, 2002) e particularmente na Floresta Estacional Semidecidual, onde já foram encontradas até 148 espécies de trepadeiras em um único remanescente florestal (UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004), podendo corresponder a 52,5% da riqueza de espécies lenhosas (SANTOS; KINOSHITA; REZENDE, 2009; LE BOURLEGAT et al., 2013).

Além da importância florística, estrutural e funcional, as lianas possuem importantes relações com a fauna, fornecendo néctar e frutos, garantindo a oferta de alimento, principalmente na floresta estacional semidecidual, quando há redução generalizada de recursos durante os períodos de seca (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1998). Lianas também criam verdadeiras estradas suspensas entre as copas das árvores, facilitando a movimentação da fauna arborícola não-alada (PUTZ, 2009; MELO et al., 2011).

Conforme Schintzer e Bongers (2002), lianas são fundamentais para compreender e quantificar a transpiração, o sequestro de carbono e a ciclagem de nutrientes das florestas (PUTZ, 1983, 1984, PENALOSA, 1984; HEGARTY, 1991), além de favorecerem a estabilidade do microclima florestal na estação fria e seca, melhorando as condições de germinação e estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas (MORELLATO, 1991). Elas também exercem um efeito protetor frente à remoção de sementes por grandes predadores; isso ocorreria porque áreas do banco de sementes, quando localizados sob emaranhados de lianas, podem diminuir a visibilidade dos predadores nesses locais, indicando que as lianas podem favorecer o recrutamento de plântulas (SAVAGE, 1992). Ademais, estimativas realizadas em florestas tropicais

mostram que a biomassa de lianas varia de 1% a 13,7%, sendo os maiores valores encontrados em florestas secundárias jovens (SARMIENTO; PINILLOS; GARRAY, 2005). Além destes, as lianas também são reconhecidas por possuírem uma grande variedade de usos etnobotânicos e econômicos (GENTRY, 1980; PHILLIPS, 1991).

Atualmente tem sido discutido sobre os fatores que governam a dinâmica e a estrutura de lianas em florestas tropicais (ADDO-FORDJUREL; DUAH; AGBESI, 2013). Alguns estudos revelam que o estabelecimento de plantas trepadeiras pode ser beneficiado por fatores, como a abertura de clareiras (DEWALT et al., 2000; UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004), o aumento da concentração do CO₂ (PHILLIPS et al., 2002), a pluviosidade total, a sazonalidade da precipitação, além da drenagem e das propriedades dos solos (SCHNITZER; BONGERS, 2002; SCHNITZER, 2005; DE WALT et al., 2010; HOMEIER et al., 2010). Contudo, em escala local, a dominância de lianas varia em função da disponibilidade de suporte, idade da floresta e das características do regime de distúrbios (PUTZ, 1984; MADEIRA et al., 2009).

Ocorrendo o estabelecimento do indivíduo de liana na área, haveria uma forte dependência dele em relação às características morfológicas do suporte, o “forófito” (NESHEIM; ØKLAND, 2007; SFAIR; MARTINS, 2011). Baseado nisso, a associação trepadeira-forófito é marcada pela intensa competição com as árvores por luz, espaço e nutrientes (SCHNITZER, 2005; DEWALT et al., 2010), tornando-se abundantes principalmente em áreas perturbadas, onde o excesso de luminosidade causa o aumento exagerado das suas densidades. Além do mais, a presença de lianas sobre a árvore facilita a escalada de outras lianas que por sua vez, podem formar um maciço sobre as árvores (WALTER, 1971; PUTZ, 1980; PÉREZ-SALICRUP; SORK; PUTZ, 2001) ou até mesmo cobrirem áreas tão completamente, pelo crescimento dos indivíduos que persistem que a biomassa poderá permanecer uma fração constante da biomassa total (DEWALT et al., 2000). Esse fator impossibilitaria os processos de sucessão por vários anos (SCHNITZER; BONGERS, 2002).

Considerando o exposto, Laurance et al. (2000) argumentaram que as espécies de árvores típicas dos estádios finais da sucessão secundária são as mais vulneráveis ao estresse provocado pela competição com lianas, devido ao seu crescimento relativamente lento e maior longevidade. Dessa forma, as lianas podem atuar como força seletiva sobre a diversidade da comunidade florestal (SCHNITZER et al., 2000), influenciando a composição florística da floresta. Apesar de não ser considerada a causa

primária da degradação, a presença de lianas pode estar contribuindo para este fenômeno e, portanto, o controle dessas espécies é uma medida de manejo recomendada para favorecer a regeneração das árvores e arbustos e a manutenção da biodiversidade no interior destes fragmentos (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

Em conformidade, a biomassa derivada do desbaste de lianas pode prejudicar o desenvolvimento de plântulas que, por conseqüente, prejudica a regeneração da floresta. A retirada de lianas na comunidade interfere indiretamente as relações planta-animal, como a polinização e a dispersão de sementes, já que as lianas são consideradas fonte de alimento e refúgio para os animais (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1998). Logo, o manejo de lianas deve ser empregado com cautela.

Considera-se, o corte seletivo, a técnica de manejo mais disseminada atualmente. Trata de um corte realizado apenas em árvores ou locais específicos dentro do fragmento, considerando aquelas espécies de lianas que se tornam superabundantes em áreas alteradas por perturbações e com alto potencial de rebrota (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; JORDÃO, 2009). Porém, supõe-se que alguns forófitos têm algumas características morfológicas, que impedem que lianas as usem como suporte. Esta influência pode diferir de acordo com a espécie de liana (TOLEDO-ACEVES; SWAINE, 2008), portanto, teoricamente nem todas as lianas necessitam de manejo.

Diante dos efeitos da abundância de lianas sob as árvores, é de se esperar a evolução de adaptações que estas desenvolvem, a fim de evitar infestação de lianas (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998). Diversos estudos foram realizados para verificar a existência de relações entre a ocupação e a distribuição das lianas e os caracteres das árvores utilizados como suporte (HEGARTY, 1991; MALIZIA; GRAU, 2006; CAMPANELLO et al., 2007). Hegarty (1991) mencionou que as árvores maiores em altura tendem a ter mais lianas. Uma explicação é que essas árvores mais altas atingem o dossel da floresta e, portanto, recebem mais luz na copa (MALIZIA; GRAU, 2006). Outra variável relacionada à ocupação por lianas é o diâmetro: árvores com diâmetros maiores tendem a ter maior proporção por lianas (PEREZ-SALICRUP, 2001; REZENDE, 2005; NESHEIM; ØKLAND, 2007). Essa relação pode ser explicada pelo fato de que a probabilidade de colonização das lianas é constante ao longo do tempo de exposição às lianas (NESHEIM; ØKLAND, 2007). Alternativamente, é possível que árvores com grandes diâmetros geralmente apresentem grandes copas, e por isso, estariam mais expostas às lianas ao longo de um perímetro maior do que árvores com pequenas copas; prontamente, a probabilidade de infestação por lianas aumentaria à

medida que às árvores crescessem (ALVIRA; PUTZ; FREDERICKSEN, 2004).

A deciduidade das árvores foi investigada por Dias (2009) e segundo o autor, a perda estacional de folhas de maneira geral, proporciona maior entrada de luz sob a copa dos indivíduos decíduos, sendo este um fator importante para o recrutamento de lianas jovens abaixo da copa desses indivíduos. Assim, ao longo do tempo, árvores decíduas passariam a ter uma maior chance de serem infestadas. Outros caracteres, como a rugosidade da casca (CARSTEN et al., 2002) e a altura do fuste (CAMPANELLO et al., 2007), contribuiriam para a maior infestação de lianas. Neste sentido, Sfair et al. (2010) buscaram compreender os padrões de interações de lianas e forófitos por meio de análises de interações para três áreas no sudeste brasileiro - Floresta Estacional Semidecidual, Cerradão e a Floresta Ombrófila Densa - e verificaram um padrão agregado. Este padrão implica em um gradiente no número de interações, que segundo os autores, pode ser explicado pela combinação das características do forófito e da liana, por exemplo, tamanho da liana e do forófito, tipo de mecanismo de escalada, características morfológicas do forófito que evitam as lianas. A forte relação entre o número de interações e a abundância de espécies, suscitaria rotas de manejo com enfoque em espécies mais abundantes de lianas, ou seja, cortando as espécies de lianas com mais interações, um maior número de árvores ficaria livre de lianas com um menor esforço e um menor custo de pessoal para fazer o manejo.

Apesar desta discussão, a associação entre a infestação de árvores por lianas e as características do forófito, alguns estudos não encontraram evidências dessas associações (PEREZ-SALICRUP; SORK; PUTZ, 2001; REZENDE, 2005; SFAIR et al., 2013). As várias hipóteses sobre a defesa das árvores contra lianas e sua eficiência individual são difíceis de serem testadas, tanto pela falta de independência de fatores isolados quanto por interações de amostras de espécies, cuja distribuição na floresta não é aleatória (HEGARTY, 1991). Neste sentido, acredita-se que ocupação e distribuição das lianas sobre os suportes, ocorrem sob uma variedade de fatores, mas sempre determinado por melhores condições de crescimento que garantam a busca de luz (HORA, 2004), pois a abundância de lianas está intimamente ligada ao regime de luz e à dinâmica de clareiras (SFAIR et al. 2013).

A grande problemática dos esforços em torno do controle de espécies de lianas hiperabundantes em florestas secundárias é que mesmo que haja uma forma de efetivar seu controle, a regeneração do local pode não ocorrer ou ocorrer de forma muito lenta, visto que, as lianas possuem alta capacidade de regeneração após sofrerem injúrias e o

banco de sementes destes locais pode ser composto basicamente por ervas daninhas, oriundas de áreas antropizadas do entorno, que colonizam rapidamente o ambiente (MARTINS et al., 2008). Associados ao fato, de que os solos das florestas secundárias são, em sua maioria, caracterizados pela falta de nutrientes e degradação; a presença de lianas hiperabundantes pode interferir no estabelecimento de novas espécies regenerantes nativas e na estagnação do processo de sucessão (KUNTZ, 2011).

Segundo Jordão (2009), uma forma de minimizar tais impactos e permitir que o processo de sucessão secundária ocorra, é associar o controle de lianas hiperabundantes à outras técnicas de manejo, como a reintrodução de espécies arbóreas do grupo funcional de recobrimento (RODRIGUES et al., 2009). Neste contexto, alguns autores enfatizam a importância do enriquecimento com outras formas de vida em áreas que estão em processo de restauração; afim de que seja garantido o estabelecimento de diversidade vegetal e funcional, assim como a autossustentabilidade do ecossistema criado (BELLOTTO et al., 2009; RODRIGUES et al., 2009; BOURLEGAT et al., 2013). Diante deste cenário, alguns experimentos têm enfatizado a importância da inserção das lianas na restauração florestal como uma técnica promissora, mas para isso, é necessário o incremento do conhecimento da ecologia de plantas de hábito trepador em paisagens naturais e antrópicas (BOURLEGAT et al., 2013), como os que comprovam pelo meio de identificação precisa, se o nível de competição entre lianas em florestas pode ser diferenciado, evitando assim, a seleção de espécies capazes de reduzir a diversidade de espécies não pioneiras (SCHNITZER;CARSON, 2010).

Tais investigações, associadas a outras informações, como a composição de espécies de lianas, sua regeneração após o corte, o acúmulo de matéria morta na floresta proveniente do corte das lianas e a resposta das árvores à retirada dessa forma de vida superabundante, poderão ser úteis para suscitar novas concepções de manejo de lianas em florestas secundárias.

IV REFERÊNCIAS

ALVIRA, D., PUTZ, F.E., FREDERICKSEN, T.S. 2004. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management*, **190**, 73-86.

ADDO-FORDJOUR, P.; EL DUAH, P.; AGBESI, D.K.K. Factors Influencing Liana Species Richness and Structure following Anthropogenic Disturbance in a Tropical Forest, Ghana. *ISRN Forestry*, Cairo, v. 2013, p. 1-11, 2013.

BELLOTTO, A., VIANI, R.A.G., GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R.. Inserção de outras formas de vida no processo de restauração. *In*: R.R. Rodrigues, P.H.S. Brancalion., I. Isernhagen (eds.). Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. **Instituto BioAtlântica**, São Paulo, pp. 55-61, 2009.

BRANCALION, P.H.S; VIANI, R.A.G; RODRIGUES, R.R; CESAR, R.G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi – Ciências Naturais**, 7:219-234, 2012.

BROKAW, N. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica** 14: 158-160. 1982.

BROKAW, N. Gap-phase regeneration in a tropical forest. 1985. **Ecology** 66: 682-687.

BROKAW, N.; R. T. BUSING. 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 183-188.

CAMPANELLO, P.; GARIBALDI, J.; GATTI, M.; GOLDSTEIN, G. 2007. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: host preference and tree growth. **Forest Ecology and Management** 242: 250-259.

CARSTEN, L.D.; JUOLA, F.A.; MALE, T.D.; CHERRY, S. 2002. Host Associations of Lianas in a South-East Queensland Rain Forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.18, n.1, p.107-120.

CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** 199(24): 1302-1310.

CRAWLEY, M.J. *Plant ecology* (2 ed). Blackwell Science, **Oxford**, p.5-12, 1997.

DALLING, J.W., SWAINE, M.D., GARWOOD, N.C. 1998. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. **Ecology** 79:564-578.

DARWIN, C. 1867. On the movements and habits of climbing plants. *Journal of the Linnean Society*, ser. **Botany** 9: 1-118.

DENSLOW, J. S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica** 12(supplement): 47-55.

DEWALT, S.; SCHNITZER, S.A.; DENSLOW, J.S. 2000. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian lowland forest. **Journal of Tropical Ecology** 16: 1-19.

DEWALT, S. J., S. A. SCHNITZER, J. CHAVE, F. BONGERS, R. J. BURNHAM, Z. CAI, G. B. CHUYONG, ET AL. 2010. Annual rainfall and seasonality predict pan-tropical patterns of liana density and basal area. **Biotropica** 42 : 309 – 317 .

DREUX, R. **Avaliação dos mecanismos de regeneração natural em fragmentos de Florestas Estacionais Semidecíduais da região de Araras, São Paulo**. Relatório Final do Projeto de Iniciação Científica PIBIC/CNPq. Universidade Federal de São Carlos. DBPVA/CCA, Araras. 2009.

DIAS, A.S. **Arquitetura, história de vida e infestação por lianas em espécies arbóreas de florestas semidecíduas no município de Campinas, SP**. 108 p., Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

ENGEL, V.L.; FONSECA, R.C.B.; OLIVEIRA, R.E. 1998. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v.12, n.32, p.43- 64.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. **Definição de restauração ecológica: Tendências e perspectivas mundiais**. In: KAGEYAMA P. Y., OLIVEIRA R.E. DE., MORAES L. F. D. DE., ENGEL V. L., GANDARA, F. B (Ed.) *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu – SP: Fundação de Estudos e Pesquisas agrícolas e Florestais – FEPAF, 2008. p 1-26.

FEROZ, S. M.; HAGIHARA, A.; YOKOTA, M. 2006. Stand structure and woody species diversity in relation to stand stratification in a subtropical evergreen broadleaf forest, Okinawa Island. **Journal of Plant Research**, New York, v. 119, p. 293-301.

FERRETTI, A.R.; BRITZ, R.M. 2006. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: the experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of the Southern Brazil. **Journal of Conservation**, 14:249-259.

FIGUEREIDO, C.F. **Anatomia e identificação macroscópica das lianas da Reserva Florestal do Instituto de Biociências da Universidade Federal de São Paulo, São Paulo**, p 247. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, SP. 2001

GENTRY, A.H. 1991. The distribution and evolution of climbing plants. In: Putz, F.E.; Mooney, H.A. *The biology of vines*. Cambridge University Press, **Cambridge**. p.3-49,

GERWING, J.J.; SCHNITZER, S.A.; BURNHAM, R.J.; BONGERS, F.; CHAVE, J.; DEWALT, S.J.; EWANGO, C.E.N.; FOSTER, R.; KENFACK, D.; MARTINEZ-RAMOS, M.; PARREN, M.; PARTHASARATHY, N.; PEREZ-SALICRUP, D.R.; PUTZ, F.E.; THOMAS, D.W. 2006. A standard protocol for lianas censuses.. **Biotropica** 38: 256-261.

GIANOLI, E.; MOLINA-MONTENEGRO, M. A. 2005. Leaf Damage Induces Twining in a Climbing Plant. **New Phytologist**, v. 167, n. 2, p. 385-389.

- GIANOLI, E. 2004. Evolution of a climbing habit promotes diversification in flowering plants. *Proceedings of the Royal Society – Biological Sciences*, v. 271, p. 2011-2015.
- GRAU, H. R. 2002. Scale-dependent relationships between treefalls and species richness in a neotropical montane forest. *Ecology* 83: 2591-2601.
- GROPPO, M.; PIRANI, J.R. 2005. Levantamento florístico das espécies de ervas, subarbustos, lianas e hemiepífitas da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando Salles Oliveira", São Paulo, SP, Brasil. *Bol. Bot.* 23(2):141-233.
- GRUBB, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52: 107-145.
- GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. . *Ecologia vegetal*, 2ª edição. Porto Alegre, Artmed. 2009.
- HEGARTY, E.E. Vine-host interactions. In: F.E. Putz & H.A. Mooney (eds). *The Biology of Vines*. **Cambridge University Press**, Cambridge, p.357-375, 1991.
- HOMEIER, J.; ENGLERT, F.; LEUSCHNER, C.; WEIGELT, P.; UNGER, M. 2010. Factors controlling the abundance of lianas along an altitudinal transect of tropical forests in Ecuador. *Forest Ecology and Management*, v.259, p.1399-1405.
- HUBBELL, S.P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, New Jersey. 2001. 396p.
- INGWELL, L. L., S. J. WRIGHT, K. K. BECKLUND, S. P. HUBBELL, AND S. A. SCHNITZER. 2010. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. *J. Ecol.* 98: 879–887
- JORDÃO, S.M.S. **Manejo de lianas em bordas de floresta estaconal semidecidual e de cerrado, Santa Rita do Passa Quatro, SP**. 248p. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2009.
- KAINER, K.A.; WADT, L.H.O.; GOMES-SILVA, D.A.P.; CAPANU, M. 2006. Liana loads and their association with *Bertholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. *Journal of Tropical Ecology*, v.22, p.147-154.
- LAURANCE, W. F., DELAMONICA, P., LAURANCE, S. G., VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404:836.
- LAURANCE, W.F.; VASCONCELOS, H.L. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* 13:434-451.
- LE BOURLEGAT, J. G.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P.H.S.; DIAS, C.T.S. 2013. Enriquecimento de floresta em restauração por meio de Semeadura direta de lianas. *Hoehnea*, São Paulo-SP, v.40, n.3, p.465-472. 2013
- LEIGH, E.G. JR. **Tropical Forest Ecology: A View from Barro Colorado Island**. Oxford University Press, New York. 1999.

LIMA, H.C., LIMA, M.P.M., VAZ, A.M.S.F.; PESSOA, S.V.A. 1997. **Trepadeiras da reserva ecológica de Macaé de Cima**. In: H.C. Lima, R.R. Guedes-Bruni (eds.). Serra de Macaé de Cima: Diversidade florística e conservação em Mata Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp. 75-87.

LOBO, D., T. LEÃO, F. P. L. MELO, A. M. M. SANTOS.; M. TABARELLI, 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions** 17(2): 287-296.

MADEIRA, B.G., SANTO, M.M.E., NETO, S.A., NUNES, Y.R.F., AZOFEIFA, G.A.S., FERNANDES, G.W.; QUESADA, M.2009. Changes in tree and liana communities along a successional gradient in a tropical dry forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology** 201: 291-304.

MARTINS, F.R.; BATALHA, M.A. 2011. **Formas de vida, espectro biológico de Raunkiaer e fisionomia da vegetação**. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P.V.; MELO, M.M.R.F.; ANDRADE, L.A.; MEIRA NETO, J.A.A. (Eds). Fitossociologia no Brasil, métodos e estudo de casos: v.1. Editora UFV, Viçosa.

MORELLATO, L.P.C. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 1991. 176 p. (Tese de Doutorado, UNICAMP, Instituto de Biologia).

MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. 1996. Reproductive phenology of climbers in Southeastern Brazilian forest. **Biotropica**, Massachusetts, v. 28, n. 2, p. 180-191.

MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. Levantamento florístico da comunidade de trepadeiras de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. **Boletim do Museu Nacional**, Nova Série Botânica, Rio de Janeiro, n. 103, p. 1-15, 1998.

NASCIMENTO, H.E.M.; DIAS, A.S.; TABANEZ, A.A.J.; VIANA, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia** 59: 329-342.

NASCIMENTO, H.E.M., LAURANCE, W.F. 2006. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazônica**, 36 (2):183-192.

NESHEIM, I.; ØKLAND, R. H. 2007. Do vine species in neotropical forests see the forest or the trees? **Journal of Vegetation Science**, Massachusetts, v. 18, p. 395-404.

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

PARDINI, R.; BUENO, A.A, GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P; 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **Plos One** 5(10): 13-66.

- PECK, S. 1998. Planning for biodiversity: issues and examples. **Island Press**. 221p.
- PEÑALOSA, J. 1984. Basal branching and vegetative spread in two tropical rain forest lianas. **Biotropica**, v. 16, p. 1-9.
- PENNINGTON, R.T.; LEWIS, G.P.; RATTER, J.A. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of Neotropical savannas and seasonally dry forests. In **Neotropical savannas and dry forests: diversity, biogeography and conservation** (R.T. Pennington, G.P. Lewis, J.A. Ratter). The Systematics Association Especial, Volume Series 69, CRC Press, London. Pp. 1-29, 2006.
- PÉREZ-SALICRUP, D. R.; SORK V. L.; PUTZ.; F. E. 2001. Lianas and trees in a liana forest of Amazonian Bolivia. **Biotropica** 33: 34-47.
- PEREZ-SALICRUP, D.R. 2001. Effect of liana-cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. **Ecology**, v.82, p.389-396.
- PRIMACK, R.B.; E. RODRIGUES. **Biologia da Conservação**. Londrina, E. Rodrigues, 328p. 2001
- PUTZ, F.E. 1980. Lianas vs. trees. **Biotropica** 12:224-225.
- PUTZ, F.E. 1983. Liana biomass and leaf area of a Tierra Firme Forest in the Rio Negro Basin, Venezuela. **Biotropica** 15: 185-189.
- PUTZ, F.E. 1984. How trees avoid and shed lianas. **Biotropica**, v.16, p.19-23,
- PUTZ, F.E. 2009. Vine Ecology. <http://www.ecology.info/vines.htm> (acesso em 18.01.2013).
- REZENDE, A. A.; RANGA, N. T.; PEREIRA, R. A. S. 2007. Lianas de uma floresta estacional semidecidual, Município de Paulo de Faria, Norte do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 451-461.
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F., HIROTA, M.M., 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142, 1141–1153
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de Florestas Ciliares. In: Matas Ciliares: conservação e recuperação. **Fapesp**. 2000.p. 235-247.
- RODRIGUES, R.R., LIMA, R.A.F., GANDOLFI, S., NAVE, A. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 142: 1242-1251.
- ROZZA, A.F.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R. 2007. Ecological management of degraded forest fragments. pp. 171-196. In: R.R. Rodrigues; S.V. Martins & S. Gandolfi (eds.). High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil., **Nova Science Publishers**, New York.

- SAVAGE, M. 1992. Germination of forest species under an anthropogenic vine mosaic in western Samoa. **Biotropica**. 24: 460-462.
- SANTOS, B. A., C. A. PERES, M. A. OLIVEIRA, A. GRILLO, C. P. ALVES-COSTA,; M. TABARELLI, 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation** 141(1): 249-260.
- SANTOS, K.; KINOSHITA, L.S.; REZENDE, A. A. 2009. Species composition of climbers in seasonal semideciduous Forest fragments of southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, 175-188.
- SARMIENTO, G., PINILLOS, M.; GARAY, I. 2005. Biomass variability in tropical American lowland Rainforest. **Ecotropicos** 18: 1-20.
- SCHNITZER, S.A.; DALLING, J.W.; CARSON, W.P. 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, London, v.88, n.4, p.655-666.
- SCHNITZER, S.A.; CARSON, W.P. 2001. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology**, v.82, p.913-919.
- SCHNITZER S.A.; BONGERS F. 2002. The role of lianas in forests. **Trends Ecol. Evol.**, v.17, p.67-73.
- SCHNITZER, S.A. 2005 A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **American Naturalist**, v.166, p.262-276.
- SCHNITZER, S.A., KUZEE, M.E. & BONGERS, F. 2005. Disentangling above- and below-ground competition between lianas and trees in a tropical forest. **Journal of Ecology** 93:1115-1125.
- SCHNITZER, S.A.; CARSON, W.P. 2010. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. **Ecology Letters** 13: 849-857.
- SFAIR, J.C., A.L.C. ROCHELLE, A.A. REZENDE, J. VAN MELIS, V.L. WEISER AND F.R. MARTINS, 2010. Nested liana-tree network in three distinct neotropical vegetation formations. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 12: 277-281.
- SFAIR, J.C.; MARTINS, F.R. 2011. The role of the heterogeneity on climber diversity: is liana diversity related to tree diversity? **Global Journal of Biodiversity Science and Management** 1:1-10.
- SFAIR, J. C.; RIBEIRO, B. R.; GOLCALVES, T.; PIMENTA, EP. ; RAMOS, F. N. 2013. importância da luz na ocupação de árvores por lianas. **Rodriguésia** (Online), v. 64, p. 255-261.
- SILVA, A.F.; LEITÃO FILHO, H.F. 1982. Composição florística e estrutura de um trecho da mata atlântica de encosta no município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica** 5:43-52

STEEGE, H.; SABATIER, D.; CASTELLANOS, H.; ANDEL, T.V.; DUIVENVOORDEN, J.; OLIVEIRA, A.A.; RENSKE, E.; LILWAH, R.; MAAS, P.; TABARELLI, M.; GASCON, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. **Conservation Biology**, v.1, p. 80-95.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no Estado de São Paulo. **Biologia da conservação, Barkin**, v. 91, 119-127. p

TABARELLI, M. and GASCON, C., 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. **Conservation Biology**, vol. 19, no. 3, p. 734-739.

TERBORGH, J., C. FLORES, P. MUELLER.; L. DAVENPORT. 1997. Estimating the ages of successional stands of tropical trees from growth increments. **Journal of Tropical Ecology** 13:833-856.

TIBIRIÇÁ, Y. J. A.; COELHO, L. F. M.; MOURA, L. C. 2006. Florística de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**.

TILMAN, D.; MAY, R.M.; LEHMAN, C.L.; Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature** 370: 66.

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

UDULUTSCH, R.G., ASSIS, M.A.; PICCHI, D.G. 2004. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro/Araras, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 27: 125-134.

UDULUTSCH, R.G.; SOUZA, V.C.; RODRIGUES, R.R.; DIAS, P. 2010. Composição florística e chaves de identificação para as lianas da Estação Ecológica dos Caetetus, estado de São Paulo, Brasil. **Rodriguésia** 61:715-730.

UHL, C., NEPSTAD, D., BUSCHBACHER, R., CLARK, K., KAUFFMAN, B.; SUBLER, S. 1990. **Studies of Ecosystem Response to Natural and Anthropogenic Disturbances Provide Guidelines for Designing Sustainable Land-Use Systems in Amazonia**. In Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest (ed A. Anderson). Columbia University Press, New York.

VIANA, V.M. **Conservação da biodiversidade de fragmentos florestais em paisagens tropicais intensamente cultivadas**. In: Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra. Belo Horizonte, 1995. p. 135-154.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; BATISTA, J.L.F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: LAURANCE, W.F. E BIERREGAARDJR., R.O. Tropical forest remnants: ecology, management and

conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 351-365.

VILLAGRA, B.L.P. **Diversidade florística e estrutura da comunidade de plantas trepadeiras no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil.** 151 f. Dissertação (mestrado - Biodiversidade vegetal e meio ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo. 2008.

VILLAGRA, B.L.P.; ROMANIUC NETO, S. 2010. Florística de trepadeiras no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, 8, 186-20.

VILLAGRA, B.L.P. **Estrutura da comunidade de trepadeiras em Mata Atlântica, Santo André, SP, Brasil.** Tese (Doutorado) - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2012.

WALTER, H. **Ecology of tropical and subtropical vegetation.** Edinburg: Oliver & Boyd, 1971, p. 1-29.

WEISER, V. L. **Árvores, arbustos e trepadeiras do cerradão do Jardim Botânico Municipal de Bauru, SP.** 2007. 100 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. 1985. **Natural disturbance and patch dynamics: an introduction.** In: Pickett STA, White PS, editors. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. New York: Academic. p 3–13.

ZHU, S.D.; CAO, K.F. 2010. Contrasting cost-benefit strategy between lianas and trees in a tropical seasonal rain forest in southwestern China. **Oecologia** 163: 591-599.

CAPÍTULO 1

Composição de espécies de lianas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual degradado, Araras, SP¹

Elisangela Xavier da Rocha¹; Andréia Alves Rezende²; Alessandra dos Santos Penha³

¹Parte da Dissertação de Mestrado, curso de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente. Universidade Federal de São Carlos, câmpus Araras, Rodovia Anhanguera, Km 174, Caixa Postal 153, Araras, SP, Brasil. elisangelarocha.xavier@gmail.com (autor para correspondência).

²Universidade Estadual Paulista – UNESP, Departamento de Biologia e Zootecnia, câmpus Ilha Solteira, Rua Monção, 226, 15385-000, Ilha Solteira, SP, Brasil.

³Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Biotecnologia de Produção Vegetal e Animal, câmpus Araras, Rodovia Anhanguera, Km 174, Caixa Postal 153, Araras, SP, Brasil

RESUMO: (Composição de espécies de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Araras, SP). Embora o conhecimento sobre a riqueza de plantas em fragmentos de florestas estacionais semidecíduais tenha crescido nos últimos anos, ainda sabemos pouco sobre a composição de lianas nestas fitofisionomias, principalmente nos fragmentos pequenos e degradados. Nosso objetivo foi inventariar a comunidade de lianas, suas abundâncias e mecanismos de escalada, em um fragmento de cerca de 12,8 ha, localizado no Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), câmpus Araras, SP. De março de 2013 a março de 2014 inventariamos as lianas por meio de caminhadas assistemáticas em todo o fragmento florestal. Encontramos 34 espécies de lianas (14 famílias e 23 gêneros). Sapindaceae e Bignoniaceae apresentaram maior riqueza específica, com oito espécies cada uma. *Serjania caracasana* e *S. laruotteana* (Sapindaceae) foram consideradas “abundantes” porque ocorriam em toda a área da floresta, enquanto que *Schnella microstachya* (Fabaceae), *Tynanthus fasciculatus* (Bignoniaceae) e *Serjania tristis* foram encontradas em apenas um local na floresta. Constatamos o predomínio de espécies lianas com gavinhas (64%), seguido das espécies de lianas volúveis (24%) e das escandentes (12%). Ainda que pequenos e perturbados, acreditamos que fragmentos de florestas estacionais semidecíduais como o que amostramos neste estudo podem registrar grande parte da riqueza de lianas nestas fitofisionomias porque possuem características ecossistêmicas que privilegiam o estabelecimento desta forma de vida. O inventário da comunidade de lianas em florestas com tais características representam a base para a proposição de rotas de manejo destas comunidades; por exemplo, optar por realizar o manejo seletivo de espécies de lianas em desequilíbrio populacional em florestas degradadas ou pelo corte irrestrito de espécies de lianas nestas áreas.

Palavras-chave: Comunidades; Floresta Tropical; Florística; Fragmentação, Hábito trepador; Inventário.

ABSTRACT: (Floristic composition of Lianas in a Seasonal Semideciduous Forest Fragment in Southeastern Brazil). Although the knowledge on plant richness of seasonal semideciduous forests has been increased during the last years, we have little information about the composition of lianas species in these phytophysiognomies, especially if one consider the small and degraded ones. In this sense, we sampled the species of lianas, and also their abundances and mechanisms of climbing in a 12.8 ha seasonal semideciduous forest fragment located at Centro de Ciências Agrárias (CCA), University of São Carlos (UFSCar), Araras, São Paulo, southeastern Brazil (22°18'00" S and 47°23'03" W). During one year (from March 2013 to March 2014) we registered the liana species through unsystematic hikes in the area. We found 34 species of lianas (14 families and 23 genera). Sapindaceae and Bignoniaceae were the families with the greatest species richness, eight species each one. We classified *Serjania caracasana* and *S. laruotteana* (Sapindaceae) as “abundant” because they occurred throughout the forest area. On the other hand, we found that *Schnella microstachya* (Fabaceae), *Tynanthus fasciculatus* (Bignoniaceae), and *S. tristis* were considered as “rare”. Species of lianas with tendrils were the most common in the community (64%), followed by the fickle lianas (24%) and the scandent ones (12%). Although small, degraded and isolated, we argued that these forest communities might present a great part of lianas richness, once they have ecosystem features that favor this life form. These findings may represent the basis for the proposition of management routes of the seasonal semideciduous forests; for example, if one should choose between the selective management of lianas or their unrestricted cutting in such ecosystems.

Keywords: Communities; Tropical Forest; Floristic; Fragmentation, Climbing.

1 INTRODUÇÃO

As florestas estacionais semidecíduas possuem elevada riqueza de espécies, porém vêm sofrendo forte pressão antrópica como a intensa expansão agropecuária, a especulação imobiliária, incêndios induzidos e o aumento do efeito de borda. No interior paulista, por exemplo, a maior parte dos remanescentes pertencentes a esta fitofisionomias, atualmente encontra-se na forma de pequenos fragmentos isolados, altamente perturbados, com pouco conhecimento e pouco protegidos (VIANA, 1995).

Diante deste cenário, pesquisas que mostrem em primeiro momento, a composição florística e ecologia das várias formas de vida são prioritárias, pois representam um caminho para a compreensão de como é criada a relação de interdependência de indivíduos e destes com o ambiente (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994; UDULUSTCH et al., 2010). Lianas (trepadeiras lenhosas e sublenhosas), por exemplo, constituem um importante componente das florestas tropicais, onde contribuem com cerca de 25% da flora (SCHNITZER; BONGERS, 2002) e por cerca de 10-40% da densidade de caules lenhosos (SCHNITZER et al., 2005) sendo que os maiores valores foram encontrados em jovens florestas secundárias (SARMIENTO et al., 2005). Além da importância florística e estrutural, as lianas também são fundamentais para a fauna: conecta-se com as copas das árvores, criando verdadeiros corredores que são utilizadas por animais não voadores e complementam a oferta de recursos, florescendo e frutificando em períodos diferentes das demais formas de vida (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996).

Consideram-se lianas, plantas que dependem de um suporte físico externo para seu crescimento vertical, pois não possuem a capacidade de autossustentação (PUTZ; MOONEY, 1991), mas se diferenciam das trepadeiras herbáceas por possuírem xilema oriundo do câmbio vascular; e das plantas hemiepífitas, por germinarem no solo e permanecerem fixadas a ele durante toda vida (GERWING et al., 2006).

O hábito escalador apareceu muitas vezes durante o curso da evolução (GENTRY, 1991; GIANOLI, 2004). Por ter evoluído independentemente em vários grupos vegetais, há pelo menos 130 famílias que incluem espécies de lianas; algumas são compostas predominantemente por elas, pertencentes a inúmeros gêneros, como em Apocynaceae, Bignoniaceae, Malpighiaceae e Sapindaceae (GENTRY, 1991). Mas a maioria das espécies de lianas concentra-se em famílias com um ou dois gêneros, como em Aristolochiaceae, Passifloraceae e Vitaceae (CRONQUIST, 1981).

Lianas são, geralmente, plantas heliófilas, e se desenvolvem melhor em ambientes

com muita luminosidade, como clareiras e bordas (SANCHES; VÁLIO, 2002); para isso, contam com algumas estratégias ecológicas e morfológicas, como gavinhas, raízes grampiformes e caules volúveis (PENALOSA, 1982), que facilitam que escalem ou apoiem em forófitos (plantas hospedeiras), maximizando a captura de luz no dossel (GENTRY, 1985; HERGATY, 1991).

As lianas possuem raízes profundas e eficiente sistema vascular, capazes de suportar a escassez de água durante a estação seca, se comparadas às árvores (SCHNITZER, 2005). Logo, em resposta às perturbações do ambiente, principalmente em florestas estacionais, elas podem se beneficiar ao ponto de ocuparem excessivamente as copas dos forófitos e o seu entorno (PUTZ, 2004). Nessas condições, é possível que a abundância de lianas atinja níveis onde os mecanismos de autorregulação do ecossistema não sejam capazes de evitar processos irreversíveis de degradação estrutural e funcional (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998).

Diante deste cenário, o manejo de lianas tem sido recomendado como uma ferramenta para amenizar tais problemas (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998). No entanto, algumas questões continuam sem respostas, tais como aquelas que envolvem a intensidade ou frequência do corte de diferentes espécies.

A limitação de informações ecológicas quantitativas a respeito dessa forma de vida, principalmente considerando fragmentos florestais pequenos, isolados e depauperados pela ação de distúrbios intensivos e frequentes - condições da grande maioria dos remanescentes de florestas estacionais brasileiras e de outras regiões tropicais, e a necessidade de obter informações básicas para subsidiar ações de restauração florestal, levaram ao desenvolvimento do presente estudo, cujos objetivos foram: avaliar a composição florística da comunidade de lianas em um remanescente de floresta estacional semidecidual degradado, assim como os mecanismos de escalada e a ocorrência dessas espécies no local.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Realizou-se este estudo na “matinha do CCA”, um fragmento de floresta estacional semidecidual localizado no câmpus da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Centro de Ciências Agrárias (CCA), em Araras, SP, entre as coordenadas

geográficas de 22°18'00" S e 47°23'03" O. A área de floresta encontra-se a uma altitude de 611 m e abrange cerca de 12,8 ha (CCA, 2013). Na região, o clima é do tipo Cwa, segundo a classificação de Köppen (1948), com duas estações bem definidas: uma seca, de abril a setembro, e outra chuvosa, de outubro a março. A precipitação média anual é de 1.360 mm e a média anual das temperaturas máxima encontra-se em torno de 28°C, enquanto que as mínimas 18°C, conforme dados da estação meteorológica do CCA.

2.2 Levantamento florístico - lianas

Para o levantamento florístico das lianas, foram feitas visitas mensais durante o período de março de 2013 a março de 2014. Percorreu-se assistematicamente, toda a extensão do fragmento florestal, incluindo a sua periferia. Neste estudo foi adotado o protocolo proposto por Gerwing et al. (2006) e Schnitzer et al. (2008): foram amostradas todas as lianas apoiadas em forófitos (árvores ou arbustos) que possuíam diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 1,0 cm. Os caules que se enraizaram novamente com brotamento até o dossel também tiveram suas medidas tomadas, e neste caso, foi considerado cada caule como novo indivíduo. Este protocolo é fundamental para a padronização no delineamento amostral, pois além de preencherem algumas lacunas que impedem as comparações regionais e inter-regionais, facilita o entendimento dos padrões de abundância, diversidade, biomassa e dinâmica de lianas (REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007).

Foram coletadas partes das lianas que apresentassem ou não estruturas reprodutivas. Os exemplares coletados foram identificados por meio de chaves analíticas e de descrições bibliográficas específicas e, posteriormente, comparados aos materiais depositados no Herbário do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP de São José do Rio Preto (HSJRP), além de consultas a especialistas. As famílias foram identificadas segundo o sistema de classificação APG III (2009) e todos os táxons tiveram suas distribuições e autores padronizados segundo a Lista de Espécies da Flora do Brasil (2012).

As espécies levantadas foram classificadas segundo a sua origem biogeográfica: em nativa (nativa do território Brasileiro) ou exótica (introduzida de outros países) segundo (FORZZA et al., 2012).

2.3 Classificação das lianas amostradas

2.3.1 Mecanismos de escalada de lianas

Os mecanismos de escalada das espécies de lianas coletadas foram registrados a partir de observações em campo. Foram utilizadas três categorias, seguindo os critérios de Hegarty (1991): **preênsais** - as que apresentam gavinhas, incluindo as gavinhas foliares; **volúveis** - que utilizam o caule, ramos ou pecíolos ou peciólulos para se enrolar; **escandentes** - aquelas frequentemente auxiliadas por ganchos (ramos curvos que auxiliam na fixação) que evitam a queda.

2.3.2 Abundância de lianas

As espécies também foram analisadas em função de sua ocorrência nas trilhas e nas bordas. Para isso, baseou-se essencialmente no número de indivíduos por espécie e no local de coleta. Considerou-se os locais, os pontos onde as espécies foram observadas e coletadas: **borda** - áreas que fazem o contato direto com a matriz não-florestal; **interior** - áreas sem contato direto com a matriz não-florestal; iii) **ambos locais** - amostradas na “borda” e no “interior”. Dessa forma, as espécies de lianas foram distribuídas em três classes de frequência: **i)** “pouco comum” - quando foram encontrados de um a três indivíduos por espécie, presentes em apenas um local do fragmento; **ii)** “comum” - quando foram encontrados de quatro a 10 indivíduos por espécie e estando presente em um ou dois locais; **iii)** “abundante” - espécies superabundantes encontradas em um número superior de 11 indivíduos nos dois locais, borda e interior (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1998).

3 RESULTADOS

3.1 Composição florística

Foram registradas 34 espécies de lianas, sendo que duas não foram identificadas. As espécies foram distribuídas em 23 gêneros e 14 famílias (Tabela 1). As famílias com maior riqueza foram Bignoniaceae (oito espécies) e Sapindaceae (oito espécies), as quais representaram 47% do total das espécies de lianas amostradas. Por outro lado, oito famílias (57%) foram representadas por apenas uma espécie. As famílias que apresentaram o maior número de gêneros foram Bignoniaceae (sete), Sapindaceae (três) e Fabaceae (dois). O gênero *Serjania* (Sapindaceae) apresentou maior riqueza específica, com seis espécies.

Segundo Forzza et al. (2012), todas as espécies coletadas neste estudo são nativas do território Brasileiro e ocorrem no estado de São Paulo; *Adenocalymma marginatum*, *Forsteronia pilosa*, *Passiflora sidifolia*, *Serjania pinnatifolia*, *Serjania tristis* e *Tynanthus fasciculatus* são endêmicas do Brasil.

3.2 Classificação das espécies amostradas

3.2.1 Mecanismos de escalada de lianas

Constataram-se 22 (65%) espécies preênseis dotadas de gavinhas, oito (24%) volúveis e quatro (11%) escandentes. A família Fabaceae apresentou dois mecanismos de escaladas diferentes: volúvel e gavinha (Tabela 1).

3.2.2 Abundância de lianas

A maior parte das espécies foi considerada “comum” - 29 espécies (85%) - sendo que *Senegalia tenuifolia* e *Cissus campestris* estavam presentes na borda e em uma das trilhas; já os indivíduos de *D. unguis-cati* foram encontrados em quase todas as trilhas percorridas, principalmente nas bordas de clareiras, mas não nas bordas do fragmento. *Schnella microstachya* e *Tynanthus fasciculatus*, ambas representadas por apenas um indivíduo, e *Serjania tristis*, por três indivíduos, foram às únicas pertencentes ao grupo das espécies “raras”. As espécies que notavelmente foram abundantes na comunidade foram *Serjania caracasana* e *S. laruotheana*.

Algumas espécies também consideradas comuns, como *Pyrostegia venusta*, *Solanum swartzianum*, *S. alternatopinnatum*, *Celtis iguanaea* e *Petrea volubilis*, foram amostradas exclusivamente nas bordas. Outras espécies, como *S. lethalis*, *S. pinnatifolia*, *S. tristis*, *Thinouia mucronata*, *Urvillea ulmacea*, *Schnella microstachya* e *Carolus chlorocarpa*, ocorreram preferencialmente no interior da floresta. E outras, ainda, foram encontradas nas bordas e clareiras como, *Adenocalymma marginatum*, *Senegalia tenuifolia* e *Fridericia conjugata*.

Figura 1- Espécies coletadas na matinha do CCA, Araras, SP. (A-B) *Solanum swartzianum*, Solanaceae: A. flores; B. frutos; (C) *Pyrostegia venusta*, Binoniaceae; ramo com flores (autor; Lohmann, 2012); (D-E) *Solanum alternatopinnatum*, Solanaceae; ramo com folhas e botões florais; (F) *Cissus campestris*, Vitaceae; ramos com flores e frutos; (G) *Gouania ulmifolia*, Rhamnaceae; ramo com inflorescência; (H) *Dolicandra unguis-catis*, Bignoniaceae; folíolos e gavinhas; (I) *Serjania laruotteana*, Sapindaceae; ramo com flores (autor: flora digital SBS).

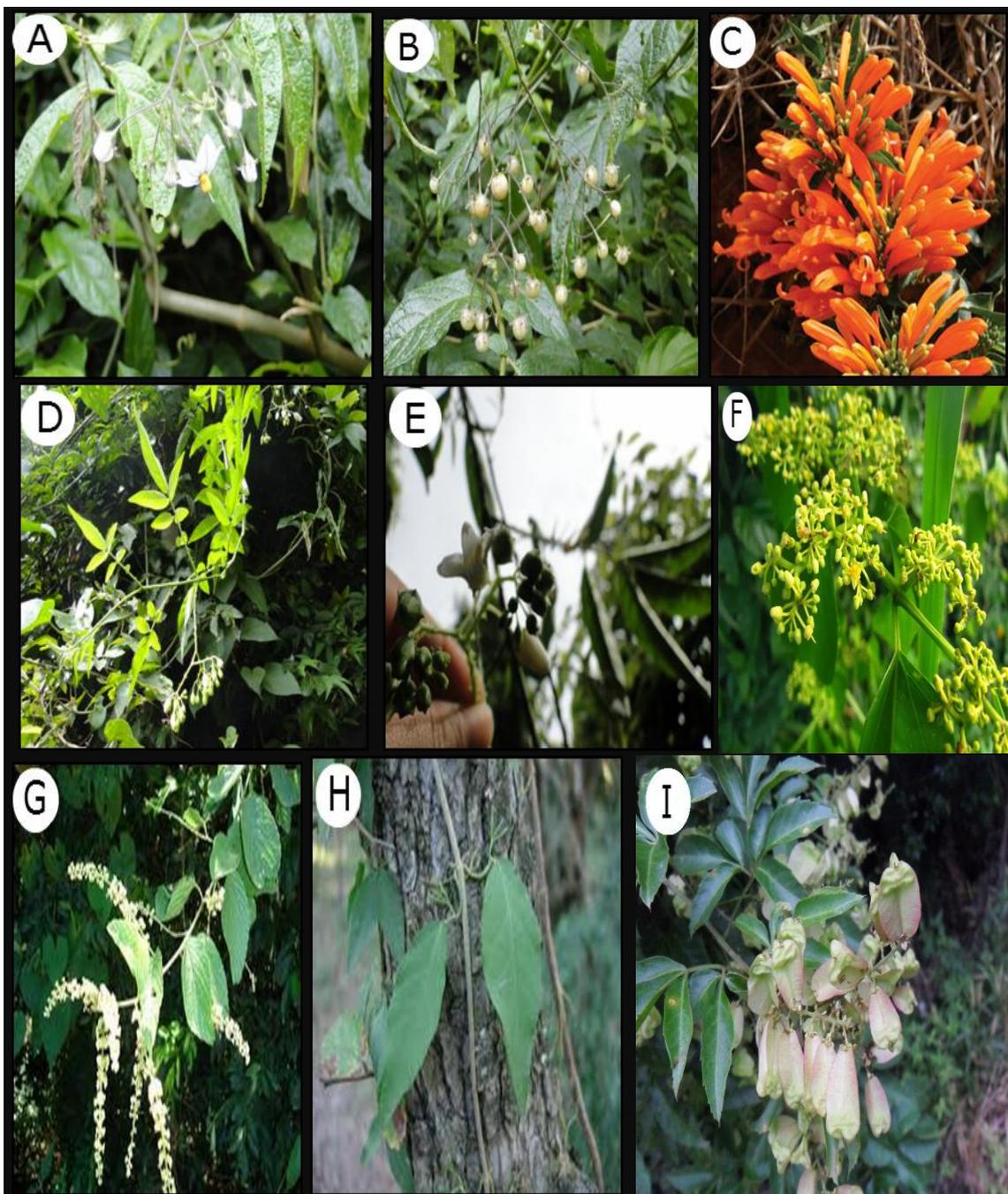


Tabela 1- Espécies de lianas amostradas no fragmento de floresta estacional semidecidual do CCA, Araras, SP, sua abundância na área e mecanismos de escalada. C: comum; AB: abundante; R: rara.

Família/Espécie	Abundância	Mecanismo de escalada
APOCYNACEAE		
<i>Forsteronia pilosa</i> (Vell.) Müll. Arg.*	C	Volúvel
ASTERACEAE		
<i>Mikania micrantha</i> Kunth	C	Volúvel
<i>Mikania</i> sp.	C	Volúvel
BIGNONIACEAE		
<i>Adenocalymma bracteatum</i> (Cham.) DC.	C	Gavinha
<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.*	C	Gavinha
<i>Anemopaegma chamberlaynii</i> (Sims) Bureau & K. Schum.	C	Gavinha
<i>Fridericia conjugata</i> (Vell.) L.G. Lohmann	C	Gavinha
<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G. Lohmann	C	Gavinha
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	C	Gavinha
<i>Stizophyllum perforatum</i> (Cham.) Miers	C	Gavinha
<i>Tynanthus fasciculatus</i> (Vell.) Miers*	R	Gavinha
CANNABACEAE		
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	C	Escandente
CONVOLVULACEAE		
<i>Merremia tuberosa</i> (L.) Rendle	C	Gavinha
FABACEAE		
<i>Senegalia tenuifolia</i> (L.) Britton & Rose	C	Escandente
<i>Schnella microstachya</i> Raddi	R	Gavinha
MALPIGHIACEAE		
<i>Carolus chlorocarpa</i> (A. Juss.) W.R.Anderson.	C	Gavinha
PASSIFLORACEAE		
<i>Passiflora sidiifolia</i> M. Roem.*	C	Gavinha
<i>Passiflora capsularis</i> Lam.	C	Gavinha
RANUNCULACEAE		
<i>Clematis dioica</i> L.	C	Volúvel
RHAMNACEAE		
<i>Gouania ulmifolia</i> Hook. & Arn.	C	Gavinha
SAPINDACEAE		
<i>Serjania fuscifolia</i> Radlk.	C	Gavinha
<i>Serjania laruotteana</i> Cambess.	A	Gavinha
<i>Serjania lethalis</i> A. St.-Hil.	C	Gavinha
<i>Serjania pinnatifolia</i> Radlk.*	R	Gavinha
<i>Serjania tristis</i> Radlk.*	C	Gavinha

*Espécies nativas do Brasil

Tabela 1. Continuação.

Família/Espécie	Abundância	Mecanismo de escalada
SAPINDACEAE		
<i>Thinoouia mucronata</i> Radlk.	C	Gavinha
<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth	C	Gavinha
SOLANACEAE		
<i>Solanum alternatopinnatum</i> Steud.	C	Escandente
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	C	Escandente
VERBENACEAE		
<i>Petrea volubilis</i> L.	C	Volúvel
VITACEAE		
<i>Cissus campestris</i> (Baker) Planch.	C	Gavinha
INDERTEMINADA		
Indeterminada 1	C	Volúvel
Indeterminada 2	C	Volúvel

4 DISCUSSÃO

4.1 Composição florística

As famílias com maior número de espécies de lianas no fragmento estudado (Bignoniaceae e Sapinaceae) são coincidentes com amostragens de estudos realizados em florestas estacionais semidecíduais do sudeste (HORA; SOARES, 2002; UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004; REZENDE; RANGA, 2005; TIBIRIÇÁ; COELHO; MOURA, 2006; REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007; UDULUTSCH et al., 2010; VARGAS; ARAÚJO, 2014) e do sul do Brasil (DURIGAN; CANTO-DOROW; EISINGER, 2009; CARNEIRO; VIEIRA, 2012). Os resultados também estão de acordo com as suposições de Gentry (1991), de que poucas famílias detêm maior número de táxons, sendo que algumas famílias apresentam apenas um ou dois.

Bignoniaceae é considerada como uma das famílias mais ricas e comuns em florestas Neotropicais, em especial nas florestas secas (PEIXOTO; GENTRY, 1990). Uma característica peculiar das espécies de Bignoniaceae são suas flores vistosas, que representam uma importante fonte de recurso; atraindo uma ampla variedade de polinizadores: abelhas, vespas, borboletas, mariposas, pássaros e morcegos (GENTRY, 1980).

Destaca-se o gênero *Serjania*, o mais rico em número de espécies. Além de pertencer a uma das famílias com maior riqueza específica (Sapindaceae), figura entre

os mais ricos em outros levantamentos florísticos realizados em florestas estacionais semidecíduais (MORELLATO; LEITÃO FILHO 1998; TIBIRIÇÁ; COELHO; MOURA, 2006; UDULUSTCH et al., 2010). Assim como Bignoniaceae, a família Sapindaceae também apresenta importante relação com a fauna, pois a grande maioria de seus representantes possui nectários florais (DRGANÇ; FERRUCCI, 2000).

Levantamentos florísticos voltados exclusivamente à caracterização das lianas em florestas tropicais têm reforçado a importância desta forma de vida na riqueza das comunidades vegetais. No entanto, os dados disponíveis na literatura têm concentrado seus esforços em áreas de florestas pouco perturbadas ou contínuas. Ainda se conhece muito pouco sobre a comunidade de lianas em fragmentos isolados, pequenos e perturbados (TIBIRIÇÁ; COELHO; MOURA, 2006).

O número de lianas encontradas neste estudo foi próximo aqueles observados em outras florestas estacionais semidecíduais: Hora e Soares (2002), Durigon; Canto-Dorigon; Eiseinger (2009), Ranga; Pereira; Ranga 2007; Udulutsch et al. (2010) e Carneiro e Vieira (2012). Por outro lado, a riqueza de espécies pode ser considerada pequena se comparada àquela de alguns estudos realizados na mesma fitofisionomia no interior do estado de São Paulo: Morellato; Leitão Filho (1998) encontraram 96 espécies na Reserva municipal de Santa Genebra, Udulutsch; Assis; Picchi (2004) amostraram 93 espécies em Rio Claro-Araras, Rezende; Ranga (2005) encontraram 67 na Estação Ecológica do Noroeste Paulista e Tibiriçá; Coelho; Moura (2006) identificaram 92 espécies no Parque Estadual de Vassununga.

No segundo caso, é possível que o maior tamanho desses fragmentos florestais (UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004), a falta de consenso quanto à terminologia para lianas (algumas consideram trepadeiras herbáceas como lianas), delineamento experimental ou esforço amostral, que se relaciona ao critério de inclusão (distinção de indivíduos clonais, por exemplo), utilizados nestes estudos, podem estar influenciando o número de espécies encontradas (GERWING et al., 2006, REZENDE; PEREIRA; RANGA, 2007). Do mesmo modo, o histórico de perturbação também pode influenciar a riqueza de lianas nesses locais (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1996, TIBIRIÇÁ; MOURA; COELHO, 2006, UDULUTSCH et al., 2010): o processo de fragmentação florestal proporcionaria o aumento de locais na floresta com maior incidência luminosa - clareiras e bordas – além da maior disponibilidade de árvores jovens que serviriam como suportes, fatores cruciais para o aumento da densidade dessa forma de vida em áreas degradadas (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998, MORELLATO; LEITÃO

FILHO, 1996, 1998, SCHNITZER; CARSON, 2001). Para outros autores, a estrutura das florestas (VAN DER HEIJDEN; PHILIPS, 2009) e a fertilidade do solo (PAGANO; LEITÃO-FILHO, 1987), são fatores principais que justificaria a riqueza de espécies em determinadas áreas.

Diante deste cenário, as lianas podem cobrir totalmente determinadas árvores ou áreas do fragmento, e assim, interferir nos processos de sucessão, visto que estas plantas são mais tolerantes ao estresse hídrico do que outras formas de vida, pois podem acessar a água profunda sem sofrerem de embolia no xilema (SCHNITZER, 2005), mantendo suas folhas durante a época mais desfavorável do ano (PUTZ; WINDSOR, 1987). Neste sentido, o manejo de lianas tem sido recomendado como uma ferramenta capaz de amenizar tais impactos, no entanto, antes de empregar essa técnica; é importante que reconhecer a composição de lianas do local, para que seja possível manter a diversidade alfa deste grupo sem pôr em risco as relações ecológicas do local, como a oferta de recurso para fauna.

4.2 Mecanismos de escalada

O predomínio das espécies prêenseis que contam com gavinha como o principal mecanismo de escalada dentre espécies de lianas amostradas neste estudo, já foi observado em estudos realizados em florestas estacionais semidecíduais do estado de São Paulo (SANTOS; KINOSHITA; REZENDE; 2009; UDULUSTCH et al., 2010), representando um possível padrão para esta fitofisionomia (UDULUSTCH; ASSIS; PICCHI, 2004). Gentry (1991) em seus estudos em regiões Neotropicais, afirma que os grupos com maior sucesso adaptativo foram aqueles que desenvolveram mecanismos de ascensão especializados (e.g. gavinhas), o que ocorreu em poucas famílias. E no caso deste estudo, Bignoniaceae e Sapindaceae, as famílias com maior riqueza de espécies deste estudo, são predominantemente compostas por espécies com gavinhas.

Segundo Putz (1984) e Putz e Chai (1987), a disponibilidade de estrutura de suporte está relacionada com a riqueza e abundância de lianas; lianas com gavinhas, por exemplo, escalam preferencialmente os forófitos com diâmetros reduzidos, e por isso, são mais propícias em florestas secundárias onde ocorre um grande número de árvores jovens, com diâmetros menores se comparada a florestas maduras (HUBBELL et al., 1999). De Walt et al. (2002), pesquisando florestas tropicais do Panamá, verificaram que existe uma tendência de decréscimo da abundância relativa de lianas com gavinhas

e aumento das lianas volúveis com a idade da floresta. Resultado semelhante foi obtido por Caballe e Martin (2001) em uma floresta preservada no Gabão, onde constataram maior proporção de lianas volúveis, com prevalência dessas ao longo do tempo. Portanto, as proporções de lianas amostradas em relação a seus mecanismos de escalada poderiam ser justificadas pelo histórico de perturbação do fragmento estudado, uma vez que nesta área predominam forófitos jovens (R.F Dreux, dados não publicados).

Por outro lado, alguns autores não encontraram correlações positivas entre o mecanismo de escalada e diâmetro de suporte (CHALMERS; TURNER, 1994; WEISER, 2008). Ademais, algumas espécies de lianas com gavinhas, como aquelas pertencentes ao gênero *Dolicandra*, podem desenvolver raízes adventícias e gavinhas trifidas uncinadas, e dessa forma, escalarem em forófitos de grande porte ou com a presença de fissuras e irregularidade do ritidoma. Além disso, essas lianas também podem perder suas gavinhas à medida que sobem ao dossel da floresta, como observa-se em *D. unguis-cati* (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998).

Apesar do predomínio de lianas com gavinhas neste estudo, notou-se que o mecanismo de escalada volúvel é expressivo na maioria dos levantamentos em florestas estacionais no estado de São Paulo (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996, UDULUTSCH; ASSIS; PICCHI, 2004, TIBIRIÇA et al., 2006, DURIGON et al., 2009, SANTOS; KINOSHITA; REZENDE, 2009). As lianas volúveis estão presentes desde áreas fragmentadas até os estádios de sucessão mais avançados (GENTRY 1985, DEWALT et al., 2000) e, com isso, podem utilizar desde suportes pequenos à intermediários (TERAMURA et al., 1991). No entanto, poucos estudos investigam quais as relações entre os mecanismos de escalada das plantas de hábito trepador com os estádios de sucessão ecológica (VILLAGRA, 2012), prejudicando comparações mais precisas.

4.3 Abundância de lianas

Neste estudo foram amostradas apenas duas espécies consideradas abundantes: *S. caracasana* e *S. laruotteana* (Sapindaceae); essas foram observadas sempre em grandes quantidades, principalmente em locais com alta luminosidade, como clareiras e bordas, assim como ocuparam vários pontos da comunidade, desde solo até as copas das

árvores. Essas espécies apresentaram padrão de crescimento semelhante na Estação Ecológica de Caetetus (UDULUSTCH, 2004).

A maioria das espécies foi considerada comum, no entanto, a espécie *D. unguiscati*, apresentou crescimento agressivo, formando torres em algumas árvores (semelhante ao grupo das abundantes), porém foram encontrados indivíduos dessa espécie apenas no interior das trilhas percorridas, em regiões de bordas de clareiras, mas preferencialmente, nas partes menos iluminadas, como embaixo de árvores com copas densas. Algumas espécies de lianas possuem diversas habilidades que vão desde gavinhas trífidas uncinadas, que se aderem em diferentes forófitos (DURIGAN, 2010), até um sistema entrelaçado de caules subterrâneos que facilitam a propagação vegetativa. Essas características observadas no gênero *Dolicandra*, justificam o fato desta conseguir crescer e se regenerar à sombra do dossel fechado (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998).

As espécies do gênero *Dolicandra* apresentam habilidades que vão desde em fissuras e irregularidades do tricoma, assim como em forófitos de porte maiores (DUGIGON, 2010) fazendo com que se aderem em diferentes forófitos, até um sistema entrelaçado de caules subterrâneos que facilitam a propagação vegetativa; dessa maneira, conseguem crescer e se regenerar à sombra do dossel fechado

Dentre as espécies amostradas, *S. microstachya*, *S. tristis* e *T. fasciculatus*, estavam presentes exclusivamente no interior do fragmento e foram consideradas “pouco comum”. Em um levantamento no município de Paulo de Faria, do total de indivíduos coletados (1.400), apenas 40 eram *S. microstachya* e 12 eram de *T. fasciculatus* (REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007), sendo que esta última, uma espécie de distribuição relativamente restrita, ocorrendo apenas no Sudeste brasileiro, em Minas Gerais e São Paulo (LOHMANN; TAYLOR, 2014). Porém, mais estudos são necessários para verificar a distribuição dessas espécies. Além do mais, é possível que o crescimento das espécies consideradas pouco comuns nesta amostragem, esteja sendo prejudicado pela competição com as abundantes, visto que as espécies pouco comuns localizavam-se entremeadas dessas espécies.

Determinar métodos para distinguir a área de borda do interior da floresta é uma tarefa difícil, principalmente em fragmentos pequenos e depauperados como a matinha do CCA, onde estruturalmente, não há características de uma área nuclear melhor conservada. Mas pelas observações sobre a ocorrência de lianas na área amostrada, inferimos que espécies de lianas apresentariam padrões distintos de crescimento

populacional, considerando as estratégias r e K (PIANKA, 1994), ou seja, possuem características ecofisiológicas que justificariam a abundância de *S. caracasana* e *S. laruotteana*, tais como alocar recursos e energia para reprodução, boa capacidade de dispersão e imigração, colonizando principalmente os ambientes em estádios iniciais de sucessão. Deste modo, também seria possível que o crescimento das espécies “raras” seja limitado pela competição com as espécies abundantes. Tais elucidações possibilitariam determinar diretrizes para conservação de remanescentes florestais, bem como facilitaria o preenchimento de algumas lacunas pertinentes ao manejo de lianas, tais como optar pelo corte de todas as lianas indiscriminadamente ou pelo corte seletivo, pensando que apesar de serem relativamente antropizados, os fragmentos pequenos podem abrigar lianas que são naturalmente raras nestes locais e ainda raras, considerando a escala regional.

Estas observações justificariam a execução de estudos quantitativos que incluíssem vários fragmentos florestais, visando comprovar se seu padrão de distribuição espacial e sua abundância mantêm-se ainda que se altere a escala de análise, para que sejam suscitadas discussões e rotas de conservação de populações de espécies de lianas. Não obstante, a composição de lianas poderia indicar o nível de complexidade ecossistêmica destas florestas estacionais, relacionada à maior riqueza de interações de lianas e forófitos (SFAIR et al., 2010). Neste sentido, assinalamos que nenhuma decisão de manejo deve ser empregada antes que se reconheça a composição de lianas no local. Também incentivamos a criação de guias de identificação, sobretudo aqueles com base em suas características vegetativas, porque representam os primeiros passos para a realização de estratégias de manejo bem sucedidas.

5 REFERÊNCIAS

BREMER, B. et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society** 161: 105-121, 2009.

CABALLE, G.; MARTIN, 2001. A. Thirteen years of change in trees and lianas in a Gabonese rainforest. **Plant Ecology**, v. 152, p.167-173,

CRONQUIST, A. **An integrated system of classification of flowering plants**. New York, Columbia University Press. 1981.

CHALMERS, A.C.; J.C. TURNER. **Climbing plants in relation to their supports in a stand of dry rain forest in the Hunter Valley, New South Wales**. Proceedings of the Linnean Society NSW 114: 73-89, 1994.

DRGAN, M. S.; FERRUCCI, M. S. **Estudos Morfo anatômicos en nectários de dos espécies de Sapindaceae**. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas –Universidade Nordeste del Corrientes – Argentina. 2000.

DURIGON, J. **Diversidade e distribuição de trepadeiras em um mosaico de ambientes florestais de um morro granítico subtropical**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2010.

DURIGON, J.; CANTO-DOROW, T.S.; EISINGER, S.M. 2009. Composição florística de trepadeiras ocorrentes em bordas de fragmentos de floresta estacional, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. **Rodriguésia** 60: 415-422.

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

GENTRY, A.H. 1980. Bignoniaceae, Part I. Tribes Crescentieae and Tourrettieae. **Flora Neotropica Monograph** 25: 1-130.

GENTRY, A. H. 1991. **The distribution and evolution of climbing plants**. In: PUTZ, F.E. MOONEY, H.A. The biology of vines. Cambridge University Press, Cambridge, p. 3-49, 1991

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, M.; PÉREZ-SALICRUP, D.R.; PUTZ, E.F.; THOMAS, D.W. 2006. A standard protocol for liana censuses. **Biotropica** 38:256-261.

GIANOLI, E. 2004. Evolution of a climbing habit promotes diversification in flowering plants. Proceedings of the Royal Society – **Biological Sciences**, v. 271, p. 2011- 2015.

HERGATY, E. E. 1991. Vine-host interactions. in: PUTZ, F.E. MOONEY, H. A. The biology of vines. Cambridge University Press, **Cambridge**, p. 357-375.

HORA, R. C.; SOARES, J. J. 2002. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 323-329.

HUBBELL, S. P., R. B. FOSTER, S. T. O'BRIEN, K. E. HARMS, R. CONDIT, B. WESCHLER, S. J. WRIGHT.; S. LOO DE LAO. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical forest. **Science** 283: 554-557.

JUDD, W.S.; CAMPBELL, C.S.; KELLOGG, E.A.; STEVENS, P.F. **Sistemática Vegetal: um enfoque filogenético**. Porto Alegre: Artmed, 2009. 632p.

KÖPPEN, W. P. Climatologia. Fundo de Cultura Econômica. Cidade do México, Buenos Aires, 1948.

List of species of the Brazilian flora. Rio de Janeiro Botanical Garden. Available in: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Access on: 18 Jan. 2014

MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. 1998. Levantamento florístico da comunidade de trepadeiras de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. **Boletim do Museu Nacional**, Nova Série Botânica, Rio de Janeiro, n. 103, p. 1-15.

PEÑALOSA, J. 1982. Morphological specialization and attachment success in two twining lianas. **American journal of botany**, v. 69, n. 6, p. 1043-1045.

PEIXOTO, A.L.; GENTRY, A.H. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica** 13(1): 19-25, 1990.

PÉREZ-SALICRUP, D.R.; SORK, V.L.; PUTZ, F.E. Lianas and trees in a liana forest of Amazonian Bolivia. **Biotropica** 33: 34-47, 2001.

PIANKA, E. 1994. **Evolutionary Ecology**. New York. Harper Collins Coll. Publ. New York Harper Collins.

PUTZ, F. E. **The natural history of lianas on Barro Colorado Island**, Panama. 1984

PUTZ, F.E.; WINDSOR, D.M. 1987. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. **Biotropica**, v. 19, p. 334-341.

PUTZ, F.E.; CHAI, P. 1987. Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak. **Journal of Ecology** 75: 523-531.

PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A. **The biology of vines**. Cambridge University Press, Cambridge. 526p. 1991.

PUTZ, F. E. Ecology of vines. 2004. **Ecology**, v. 24, p. 1-15.

REZENDE, A. A.; RANGA, N. T. Lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 19, n. 2, p. 273-279, 2005.

REZENDE, A. A.; RANGA, N. T.; PEREIRA, R. A. S. 2007. Lianas de uma floresta estacional semidecidual, Município de Paulo de Faria, Norte do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 451-461.

SANTOS, K., KINOSHITA, L.S.; REZENDE, A.A. 2009. Species composition of climbers in seasonal semideciduous Forest fragments of southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, 175-188.

SCHNITZER, S. A. 2005. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **American Naturalist**, Chicago, v. 166, p. 262–276.

SCHNITZER, S.A., RUTISHAUSER, S.; SALOMÓN, A. 2008 Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management** 255: 1044-1049.

SFAIR, J.C., A.L.C. ROCHELLE, A.A. REZENDE, J. VAN MELIS, V.L. WEISER AND F.R. MARTINS, 2010. Nested liana-tree network in three distinct neotropical vegetation formations. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 12: 277-281.

TIBIRIÇÁ, Y. J. A.; COELHO, L. F. M.; MOURA, L. C. Florística de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 2006

UDULUTSCH, R.G. **Composição florística da comunidade de lianas lenhosas em duas formações florestais do Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba. 2004.

UDULUTSCH, R.G., ASSIS, M.A.; PICCHI, D.G. 2004. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro/Araras, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 27: 125-134.

UDULUTSCH, R.G., et al. Composição florística e chaves de identificação da Estação Ecológica de Caetetus, estado de São Paulo, Brasil. **Rodriguésia** 61(4): 615-630, 2010.

VAN DER HEIJDEN GMF, PHILLIPS OL. 2009. Environmental effects on Neotropical liana species richness. **J Biogeogr**(Online first).

VIANA, V.M. **Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas**. In: Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo. Belo Horizonte/Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/University of Florida, 1995. p.135-154.

VILLAGRA, B.L.P. **Estrutura da comunidade de trepadeiras em Mata Atlântica, Santo André, SP, Brasil**. (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente - na Área de Concentração de Plantas Vasculares em Análises Ambientais) – Instituto de Botânica, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo. 150f. 2012.

WEISER, V. L. **Árvores, arbustos e trepadeiras do cerradão do Jardim Botânico Municipal de Bauru, SP**. . 100 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2008

Capítulo II

Manejo de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Araras, SP¹

Elisangela Xavier da Rocha¹; Andréia Alves Rezende²; Alessandra dos Santos Penha³

¹Parte da Dissertação de Mestrado, curso de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente. Universidade Federal de São Carlos, Câmpus Araras, Rodovia Anhanguera, Km 174, Caixa Postal 153, Araras, SP, Brasil. elisangelarocha.xavier@gmail.com (autor para correspondência).

²Universidade Estadual Paulista – UNESP, Departamento de Biologia e Zootecnia, Câmpus Ilha Solteira, Rua Monção, 226, 15385-000, Ilha Solteira, SP, Brasil.

³Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Biotecnologia de Produção Vegetal e Animal, Câmpus Araras, Rodovia Anhanguera, Km 174, Caixa Postal 153, Araras, SP, Brasil.

RESUMO: (Manejo de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Araras, SP). A fragmentação florestal tornou-se uma das maiores ameaças à conservação biológica, levando à proliferação de algumas espécies de lianas capazes de cobrir o dossel da floresta, prejudicando os indivíduos arbóreos e estagnando os processos de sucessão florestal. Neste contexto, selecionou-se um fragmento de floresta estacional semidecidual, localizado no Centro de Ciências Agrárias da UFSCar, Araras, SP, para entender parte da ecologia e regeneração de lianas para repensar alternativas para seu manejo em florestas alteradas por perturbações. Assim, objetivou-se responder às seguintes questões: **i)** O crescimento e a sobrevivência de lianas desbastadas nos troncos de árvores da floresta estacional semidecidual variam significativamente entre espécies após o corte? **ii)** A infestação de lianas nos forófitos após o corte seletivo está relacionada com seus caracteres estruturais, tais como a casca externa e a fenologia foliar? Cinco transectos foram instalados na floresta, onde foram sorteadas 30 árvores, que serviram como unidades amostrais em que foram cortadas todas as lianas que as envolviam. As espécies de lianas e árvores foram identificadas. Registrou-se o diâmetro das lianas, separando-as em dois grupos: “finas”, aquelas com diâmetro menor que 2,5 cm; e “grossas”, aquelas com diâmetro maior ou igual a 2,5 cm, para verificar diferenças no crescimento e a sobrevivência das lianas desbastadas. Registrou-se também, as proporções de copas infestadas por lianas antes de cada tratamento, que foram comparadas ao último corte, seis meses após o primeiro, quando se observou o crescimento das rebrotas. Também registramos caracteres estruturais dos forófitos - casca externa e fenologia foliar - a fim de verificar se relacionavam à infestação de lianas. As lianas “finas” foram as mais abundantes nos forófitos amostrados. Das lianas cortadas, seis espécies rebrotaram, sendo que a espécie *Dolicandra unguis cati* foi a que apresentou maior crescimento e também emitiu mais rebrota. O período da estação seca proporcionou aos forófitos uma redução da biomassa de lianas sobre suas copas, assim como interferiu na regeneração das espécies cortadas. No entanto, com a chegada da chuva foi possível amenizar tais impactos na população de lianas, devido à emissão de novas rebrotas e a entrada de novas espécies, antes não observadas no local.

Palavras-chave: Comunidades; Corte; trepadeiras; Floresta Tropical; Restauração ecológica.

ABSTRACT: (Management of lianas in semideciduous forest, Araras, SP). Forest fragmentation has become a major threat to biodiversity conservation, benefiting the proliferation of some species of lianas able to cover the forest canopy, damaging individual trees and stagnating processes of forest succession. In this context, we selected a fragment of semideciduous forest, located in the Center for Agricultural Sciences UFSCAR, Araras, SP, for study aiming to understand the ecology and regeneration presented by lianas and to rethink alternatives for their management in forests altered by disturbances. Thus, the objective was to answer the following questions: **i)** The regrowth and survival of lianas chopped from tree trunks in semideciduous forest vary significantly between species after cutting? **ii)** The infestation of lianas in phorophytes after cutting is related to its structural characters, such as outer bark and leaf phenology? We installed five transects in the forest, where 30 randomly selected trees, which served as sampling units, had all vines that surrounded cut. The species of lianas and trees were identified and labeled. We recorded the diameter of lianas, separating them into two groups: "thin" lianas, those with less than 2.5 cm diameter; and "thick", those with greater than or equal to 2.5 cm diameter, to verify differences in growth and survival of chopped lianas. We recorded canopy the proportion infested by lianas before each treatment, which were compared to the last cut, six months after the first, when we observe the growth of sprouts. Also record the structural character of phorophytes - bark and leaf phenology in order to verify that related to the infestation of lianas. Lianas "fine" were the most abundant in the sampled phorophytes. The cut vines, six species sprout, and the *Dolicandra unguis cati* species showed the highest growth and also issued more regrowth. The period of the dry season provided the phorophytes a reduction in the biomass of lianas on their hearts, as well as interferes with the regeneration of cut species. However, with the arrival of rain was possible to mitigate these in the population of lianas, due to the issuance of new sprouts and the entry of new species that are not observed on site.

Keywords: Communities; Court; vines; Tropical Forest; Restoration Ecology.

1 INTRODUÇÃO

A constante pressão dos distúrbios antrópicos sobre as florestas tropicais, aliada às mudanças nos processos ecológicos devido aos efeitos de borda, que se relacionam ao aumento da incidência de luz, à diminuição da umidade, semelhantemente às modificações observadas após a formação de clareiras, alteram muitos aspectos da estrutura da comunidade vegetal, favorecendo, por exemplo, condições para a proliferação de espécies de trepadeiras ruderais e de lianas (YUAN et al., 2009; SCHNITZER; CARSON, 2010; TABARELLI; PERES; MELO, 2012).

Lianas (trepadeiras lenhosas e sublenhosas) são espécies que dependem de suporte para acessarem o dossel, pois perdem a capacidade de auto-sustentação à medida que crescem (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Estas plantas são mais diversas em florestas tropicais, onde contribuem ativamente na dinâmica das comunidades florestais e na oferta de recursos para uma variedade de animais (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1996). Atualmente, esta forma de vida tem sido foco de vários trabalhos, que tentam mostrar que a sua abundância é significativamente maior em ecossistemas que são alvo de frequentes distúrbios (SCHNITZER; CARSON, 2010), principalmente em florestas tropicais estacionais (SCHNITZER, 2005).

Em geral, as lianas apresentam vantagens competitivas nas regiões tropicais que experimentam período seco; são capazes, por exemplo, de acessarem a água profunda sem sofrerem embolia no xilema, mantendo, assim, suas folhas durante este período, enquanto que as árvores perdem folhas e diminuem seu ritmo de crescimento (SCHNITZER, 2005). No entanto, a perda de folhas promove eventualmente, maior entrada de luz sob a copa das árvores decíduas, favorecendo o estabelecimento e a difusão de trepadeiras nessas áreas, portanto, as árvores decíduas podem apresentar maiores chances de infestação ao longo do tempo (DIAS, 2009).

O fato é que as lianas interagem de maneira negativa com as árvores, diminuindo, por exemplo, a produção de frutos (KAINER et al., 2006; FONSECA et al., 2009) e o seu crescimento (CAMPANELLO et al., 2007). Logo, alguns forófitos (plantas hospedeiras) possuem maior taxa de mortalidade do que árvores sem lianas (GROGAN; LANDIS, 2009). Além disso, a elevada abundância de lianas pode aumentar os estresses mecânicos de árvores, como a quebra de ramos, devido ao peso sob suas copas (SCHNITZER; KUZEE; BONGERS, 2005). Neste sentido, o corte seletivo, aplicado nos locais onde as lianas se encontram hiperabundantes pode

favorecer a biodiversidade e restaurar os processos sucessionais em ecossistemas degradados (CESAR, 2014).

Diante dos efeitos da hiperabundância de lianas sob as árvores, é de se esperar alguma relação estreita entre a evolução de adaptações morfológicas que forófitos selecionaram e que se refletem em diferentes taxas de infestação por lianas (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998). Por exemplo, a casca externa das árvores (PUTZ, 1984; HEGARTY, 1991): árvores com cascas lisas, esfoliantes (TALLEY; SETZER; JACKES, 1996; CAMPANELLO et al., 2007) ou com efeito alelopático (TALLEY et al., 1996), têm menor incidência de lianas. Por outro lado, a rugosidade da casca e a descamação facilitariam a infestação (CARSTEN et al., 2002; REDDY; PARTHASARATHY, 2006).

Considerando o fato de que diferentes espécies de lianas podem possuir diferentes velocidades de crescimento e de mecanismos para se apoiarem em forófitos e assim, chegarem ao dossel da floresta, seria possível acessar o modelo “r e K” de crescimento populacional (PIANKA, 1994; PARK et al., 2005) para compreender tais habilidades específicas e enriquecer o debate sobre o manejo de lianas em fragmentos de florestas estacionais semidecíduais perturbados. Este modelo propõe que organismos com alta capacidade de aumentar suas populações seriam favorecidos durante a colonização de ecossistemas (CRAWLEY, 1997). Organismos “estrategistas r”, de modo geral, não investem recursos em estruturas lenhosas, apresentam raízes menos desenvolvidas, produzem pequenas e numerosas sementes, possuem altas taxas de crescimento populacional e colonizam habitats perturbados. Já os “estrategistas K” alcançam maior porte, pois alocam mais recursos para o crescimento secundário, têm ciclos de vida mais longos, desenvolvem-se mais lentamente e uma vez estabelecidos, apresentam maior habilidade competitiva. Deste modo, os mecanismos de colonização das espécies vegetais sob a óptica de suas histórias de vida (CRAWLEY, 1997) podem gerar subsídios em relação aos motivos que levam à estagnação dos processos de sucessão em áreas degradadas (NASCIMENTO et al., 2012).

Através desse contexto teórico-prático, pretendeu-se analisar a infestação de árvores por lianas e sua dinâmica de crescimento após o corte num fragmento de floresta estacional semidecidual no interior do estado de São Paulo para embasar futuras rotas de restauração ecológica. Neste sentido, realizou-se o corte de lianas presentes em algumas árvores amostradas em um fragmento alterado por perturbações, localizado em Araras, SP, para responder às seguintes questões:

i) O crescimento e a sobrevivência de lianas desbastadas nos troncos de árvores da floresta estacional semidecidual variam significativamente entre espécies após o corte? Esperava-se que as diferenças no crescimento de cada espécie de liana cortada estivessem diretamente relacionadas ao modelo de crescimento: neste caso, se lianas mais grossas crescerem mais lentamente que as finas, então elas se relacionaram mais ao modelo K de crescimento populacional (CRAWLEY, 1997).

ii) A infestação de lianas nos forófitos após o corte relaciona-se com alguns caracteres morfológicos? Esperava-se que o tipo de casca rugosa e a fenologia foliar decídua proporcionassem às árvores, condições ideais para serem colonizadas por lianas após o corte (PUTZ, 1984).

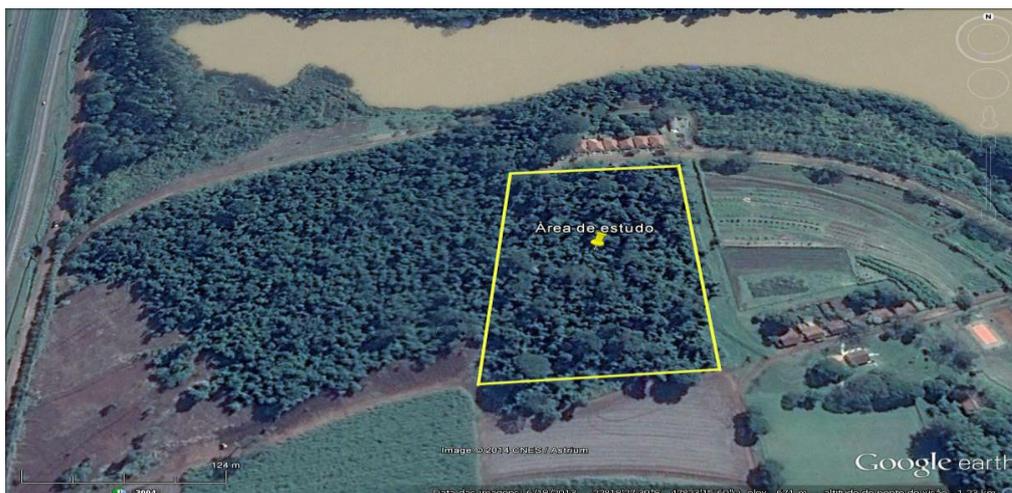
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em um fragmento de floresta estacional semidecidual com cerca de 12,8 ha, localizado no Centro de Ciências Agrárias (CCA), da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), em Araras, São Paulo, entre as coordenadas de 22°18'26" S e 47°23'16" O (CCA, 2013). O clima da região é do tipo Cwa, segundo a classificação de Köppen (1948), com duas estações bem definidas: uma seca, de abril a setembro, e outra chuvosa, de outubro a março. A precipitação média anual é de 1.360 mm e as temperaturas do mês mais frio variam entre 3 e 18 °C (dados da estação meteorológica do CCA, 2013) (Figura 2).

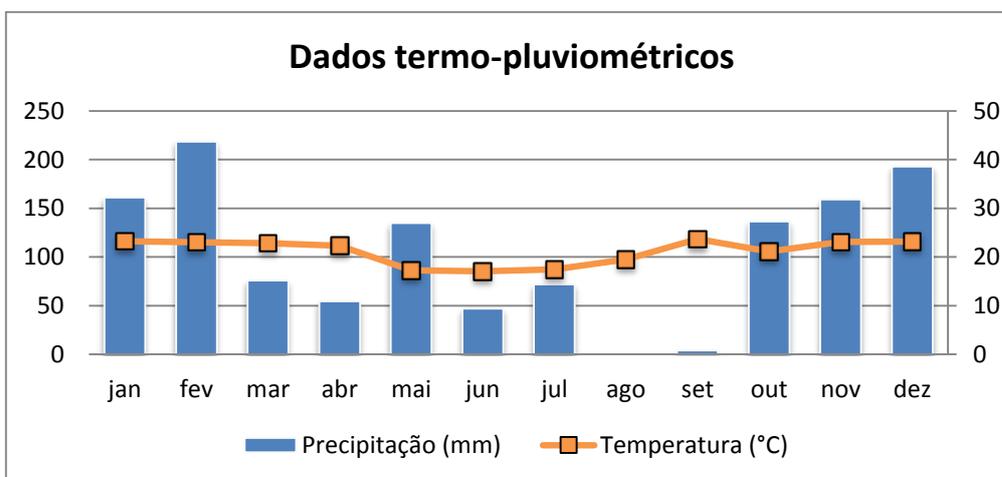
Trata-se de uma área marcada pela forte influência antrópica, uma vez que se localiza próxima a plantações de cana-de-açúcar. Por conta dessa proximidade, o fragmento foi alvo de incêndios no período da queima da palha da cana, que atuaram diretamente na alteração das características fisionômicas, florísticas e estruturais originais da vegetação. Atualmente, encontra-se isolado, com trechos com espécies herbáceas e arbustivas invasoras de cultivo agrícolas e lianas, além de trechos dominados por espécies arbóreas, pertencentes aos estádios iniciais da sucessão secundária (DREUX, 2009).

Figura 1- Área de estudo em destaque



Fonte: Google Earth

Figura 2- Temperatura média mensal e precipitação pluviométrica, no período de janeiro de 2013 a janeiro de 2014 no município de Araras, SP (Dados climatológicos da Universidade Federal de São Carlos/CCA).



3.2 Delineamento experimental

Para realização do experimento, cinco transectos de 180 m de comprimento paralelos e distantes 15 m entre si foram instalados. Os transectos foram estabelecidos a partir do sorteio do azimute para alocar o primeiro transecto, os quais foram posicionados no sentido Leste-Oeste, com auxílio de bússola e trena, perpendicularmente ao fragmento, de uma borda a outra. Os demais transectos foram alocados paralelamente em relação ao primeiro. Nos transectos, estipulou-se os pontos

de amostragem de árvores a cada 10 m. No total, foram amostrados 18 pontos ao longo de cada transecto, sendo que cada ponto abrangeu uma área circular equivalente a 5 m de raio, no interior de cada raio foram registradas todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 10 cm. Após este registro, 30 árvores foram sorteadas, que representaram as unidades amostrais. As 30 árvores foram identificadas (Tabela 1) e numeradas com plaquetas de alumínio.

Tabela 1- Lista das 30 árvores amostradas (unidades amostrais) no fragmento de floresta estacional semidecidual do CCA (Araras, SP), nas quais foi realizado o corte das lianas que as envolviam.

Família	Espécie	Nº de indivíduos
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	4
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	5
Fabaceae	<i>Senegalia polyphyla</i> (DC.) Britton & Rose	1
Fabaceae	<i>Dalbergia</i> sp.	1
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	1
Fabaceae	<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	1
Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	1
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	1
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	3
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St- Hil.) Ravenna	1
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	7
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	4

3.2 Amostragem e corte de lianas

Neste estudo, adotou-se o protocolo proposto por Gerwing et al. (2006) e Schnitzer; Rutishauser; Salomon (2008): foram amostradas as lianas com diâmetro maior ou igual a 1,0 cm e que envolviam as árvores amostradas previamente (as unidades amostrais). Exemplares das lianas foram coletados e identificados (Capítulo 1).

As lianas foram classificadas em duas categorias arbitrárias: lianas “grossas”, com DAP maior ou igual a 2,5 cm, e lianas “finas”, que apresentavam DAP menor que 2,5 cm. Além disso, quantificou-se os indivíduos de lianas que envolviam os forófitos.

Ressalta-se que nas espécies de hábito escalador, uma proporção do caule é formada pela extensão modular total do indivíduo (“genets”) e os ramos vegetativos (“ramets”) podem desenvolver próprio sistema radicular, tornando-se indivíduos separados; mesmo assim, continua sendo difícil distinguir “genets” de “ramets” sem a

escavação extensiva (HERGARTY; CABALLÉ, 1991). Portanto, foram quantificados apenas os caules enraizados e apoiados nas árvores amostradas, os quais foram considerados como indivíduos.

Os caules das lianas que envolviam os troncos das 30 árvores amostradas foram cortados a 50 cm do solo. Foram utilizadas tesouras de poda para realizar o corte seletivo das lianas.

As 30 árvores amostradas para realizar o corte de lianas foram separadas em classes de infestação de copa antes de efetuar o tratamento, visando verificar se o desbaste de lianas proporcionava a rebrota das copas. Foram consideradas cinco classes arbitrárias de infestação de copas por lianas: **i)** 0%; **ii)** 1 a 25%; **iii)** 26 a 50%; **iv)** 51 a 75%; e **v)** 76 a 100% (SFAIR et al., 2013). A taxa de infestação foi registrada antes do experimento e comparada com o final, após 270 dias, quando já havia sido realizado o corte das lianas.

Para confirmar se existiam diferenças em relação ao crescimento das lianas entre as duas classes de tamanho consideradas, foram realizados três tratamentos de corte de lianas em períodos distintos no ano, ao longo de 270 dias: **i)** Em março de 2013, foram cortadas as lianas nas 30 árvores amostradas; **ii)** Em junho de 2013, seriam sorteadas 15 árvores das 30 amostradas no fragmento florestal, realizando um novo corte de lianas; **iii)** Em setembro de 2013, seriam sorteadas 10 árvores das 15 árvores cujas lianas foram cortadas em junho de 2013 e efetuado um novo corte seletivo de lianas. Entretanto, em junho de 2013 não foi realizado o tratamento de corte de lianas porque não se verificou presença de indivíduos após o primeiro corte. Dessa forma, realizou-se o segundo corte de lianas em setembro de 2013.

As rebrotas que emergiam após os tratamentos foram registradas, assim como o seu crescimento em altura. Considerou-se como medidas de crescimento das rebrotas, o ganho de crescimento da altura desde a porção do caule onde surgiu a gema caulinar até a porção do meristema apical de cada rebrota de liana. Todas essas anotações foram registradas a cada três meses, antes de proceder ao segundo desbaste de lianas.

Para verificar se alguns caracteres morfológicos das árvores influenciam o crescimento por lianas após o corte, registrou-se a textura da casca - lisa (fina e persistente), rugosa ou decídua (escamosa ou aculeada) - e a fenologia foliar: decíduas, semidecíduas ou perenes. E, por fim as frequências de rebrotas observadas foram comparadas entre as estações chuvosa (outubro a março) e seca (abril a setembro).

3.3 Análise de dados

Crescimento médio das rebrotas de lianas

Para verificar se havia diferenças entre o crescimento médio entre as espécies de lianas desbastadas, os dados obtidos pelas medições foram transcritos em planilhas no aplicativo Excel (Microsoft Inc.) para serem submetidos à análise de variância (ANOVA). Utilizou-se o teste de Tukey ($p < 0,05$) para verificar a existência de diferenças significativas entre as médias.

A partir da análise de médias, foi utilizado o Coeficiente de Correlação de Pearson para um nível de significância de 1%, na tentativa de verificar se existia associação entre o diâmetro das lianas cortadas e o crescimento médio das rebrotas,

Por último, utilizou-se o teste estatístico não paramétrico (qui-quadrado) para comparar a abundância de rebrotas de lianas na estação chuvosa e seca. As diferenças foram consideradas significativas quando a probabilidade (p) do erro foi inferior a 5% ($p < 0,05$).

Infestação de árvores por lianas após o corte

Para investigar a hipótese de que a infestação de lianas nos forófitos após o corte relaciona-se com alguns caracteres morfológicos, ou seja, se árvores com casca lisa possuíam menos lianas em relação às árvores com casca rugosa e, se árvores decíduas são mais infestadas que as demais utilizou-se o teste de Qui-quadrado. Neste caso, foi considerada a presença ou ausência de lianas após o tratamento de corte.

Todas as análises foram feitas empregando o programa STATISTICA versão 8 (StatSoft Inc.).

4 RESULTADOS

4.1 Amostragem e corte de lianas

Foram cortados 169 “ramets” de lianas que envolviam as 30 árvores amostradas; elas eram pertencentes a 15 espécies (duas indeterminadas) (Tabela 2). As espécies mais abundantes em número de “ramets” cortados foram *Dolichandra unguis-cati* (Bignoniaceae) e *Serjania laruotteana* (Sapindaceae); as menos abundantes, *S.*

caracasana (Sapindaceae), *Cissus campestris* (Vitaceae) e *Forsteronia pilosa* (Apocynaceae).

Quanto à distribuição dos diâmetros das espécies de lianas, verificou-se que 90% das lianas cortadas eram “finas”, isto é, apresentavam diâmetro na área de corte menor ou igual a 2,5 cm. Os “ramets” com diâmetros maiores que 2,5 cm pertenciam às espécies indeterminadas; cada indeterminada tinha um “ramet” com caules maiores que 6,0 cm.

Tabela 2- Lista das espécies de lianas presentes nas árvores amostradas.

Familia	Espécies	Nºde ramets cortados
Apocynaceae	<i>Forsteronia pilosa</i> Müll. Arg.	3
Asteraceae	<i>Micania</i> sp.	21
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma bracteatum</i> (Cham.) DC.	12
Bignoniaceae	<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) A.H.	34
Bignoniaceae	<i>Stizophyllum perforatum</i> (Cham.) Miers	18
Malpighiaceae	<i>Carolus chlorocarpa</i> (A. Juss.) Griseb.	3
Ranunculaceae	<i>Clematis dioica</i> L.	16
Rhamnaceae	<i>Gouania ulmifolia</i> Hook. & Arn.	9
Sapindaceae	<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	8
Sapindaceae	<i>Serjania laruotteana</i> Cambess.	12
Sapindaceae	<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth	9
Verbenaceae	<i>Petrea volubilis</i> L.	17
Vitaceae	<i>Cissus campestris</i>	5
Indeterminadas	Indeterminada 1	2
	Indeterminada 2	2

4.2 Regeneração das lianas cortadas

Após 270 dias do primeiro corte, foram encontrados 63 “ramets” rebrotados, os quais pertenciam a seis espécies (Tabela 3; Figura 3). Observou-se que *D. unguis-cati* foi a espécie que mais emitiu rebrotas (32 “ramets”), seguido de *S. laruotteana* (12 “ramets”) e de *S. caracasana* (8 “ramets”).

Através da análise de Correlação de Pearson foi possível observar uma relação negativa e significativa entre o diâmetro das lianas e o crescimento médio das rebrotas, havendo, assim, forte tendência de diminuição de altura com aumento do diâmetro das espécies estudadas (Figura 4).

O número de rebrotas variou significativamente $\chi^2 = 2,622$; $p < 3,84$, entre a estação chuvosa (45) e seca (18). Sendo o mês com maior emissão de brotos em

novembro.

Tabela 3- Crescimento médio em altura de espécies de lianas que rebrotaram após 270 dias, no fragmento florestal do CCA, Araras SP. N: total de “ramets” cortados.

Espécies	Nº indivíduos	Nº rebrotas	Média de crescimento (cm/mês)
<i>Dolichandra unguis-cati</i>	17	32	0,6726 ^a
<i>Serjania laruotteana</i>	6	12	0,4076 ^b
<i>Serjania caracasana</i>	4	8	0,1133 ^c
<i>Cissus campestris</i>	2	5	0,1027 ^{cd}
<i>Forsteronia pilosa</i>	2	3	0,1213 ^c
<i>Carolus chlorocarpa</i>	1	3	0,0833 ^d

*Médias seguidas pela mesma letra, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Figura 3- Medidas de crescimento médio das espécies de lianas que rebrotaram 270 dias após o tratamento de corte em 30 árvores amostradas no fragmento de floresta estacional semidecidual do CCA, Araras, SP. Barras: desvios-padrão.

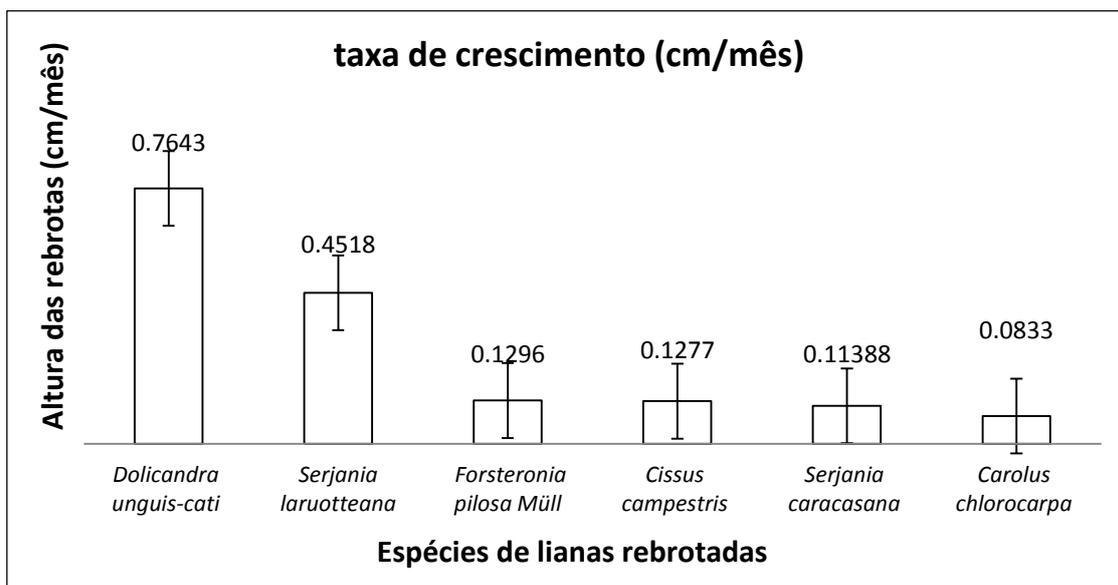
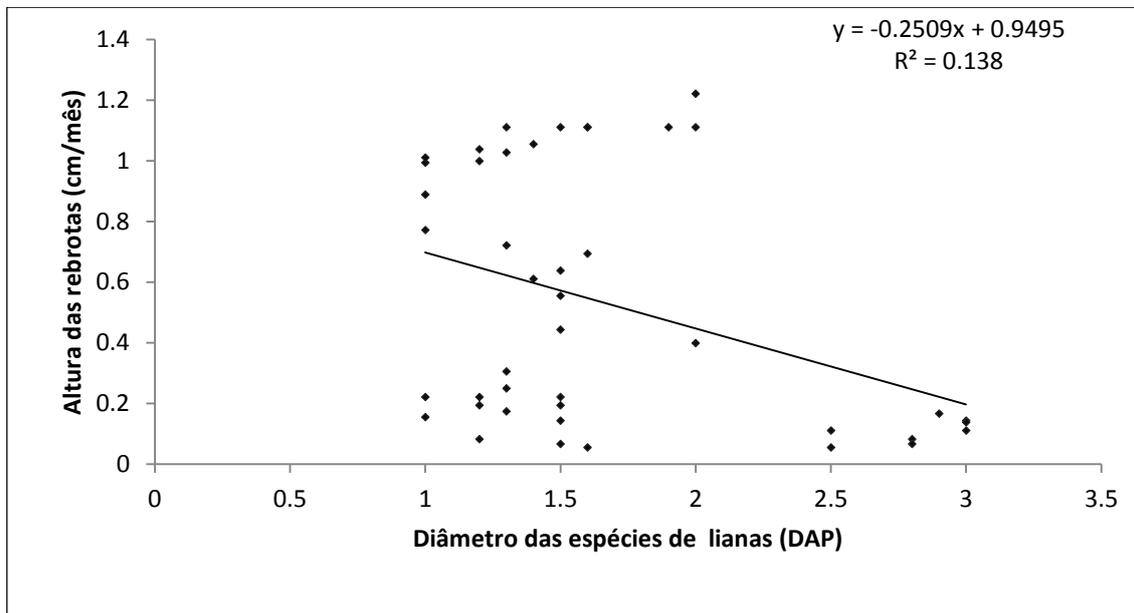


Figura 4- Associação entre o diâmetro das espécies de lianas cortadas e a altura de suas rebrotas.



4.3 Infestação de lianas nas copas dos forófitos

Antes do tratamento de corte ser iniciado, a classe de 0% de infestação por lianas nas copas das árvores foi a predominante, representando 33% do total de árvores analisadas (Figura 5), seguida das classes 1 (1% - 25%) e da 2 (26% - 50%). Nove meses após o primeiro corte de lianas, a classe zero manteve-se predominante: 17 árvores amostradas (57%). Dentre as 30 árvores amostradas, os indivíduos que apresentaram menor proporção de lianas foram *A. polyphyla*, *A. graveolens*, *C. estrellensis*, *C. glaziovii*, *C. floribundus* e *N. lanceolata*. Após os tratamentos, um indivíduo de *C. floribundus* e outro de *P. regnelli* apresentavam 100% de suas copas infestadas.

Figura 5- Porcentagem de cobertura de lianas na copa das árvores antes e após o tratamento de corte (Classes: 0 - 0% ; 1 - 1 a 25%; 2 - 26 a 50%; 3 - 51 a 75%; 4 - 76 a 100% das copas das árvores infestadas por lianas).

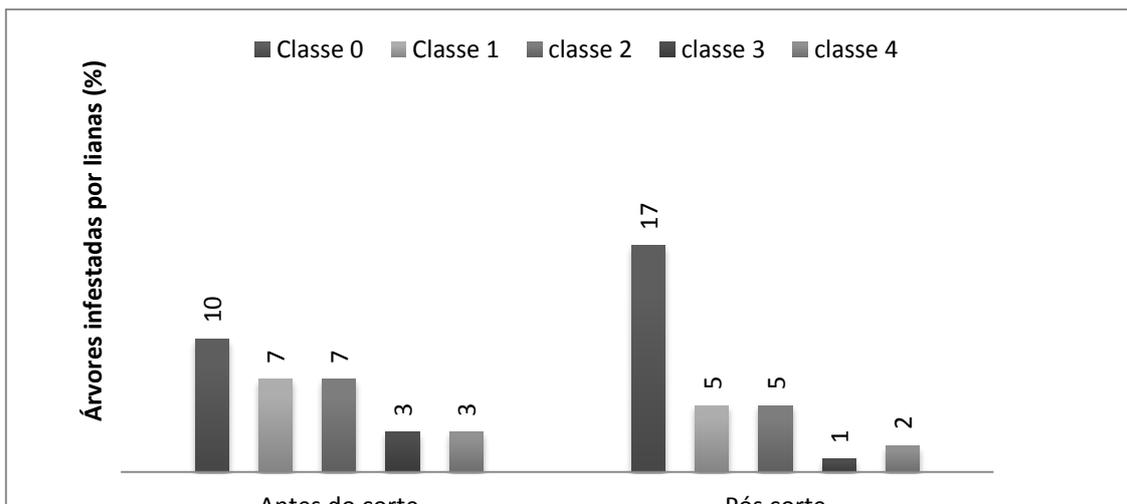
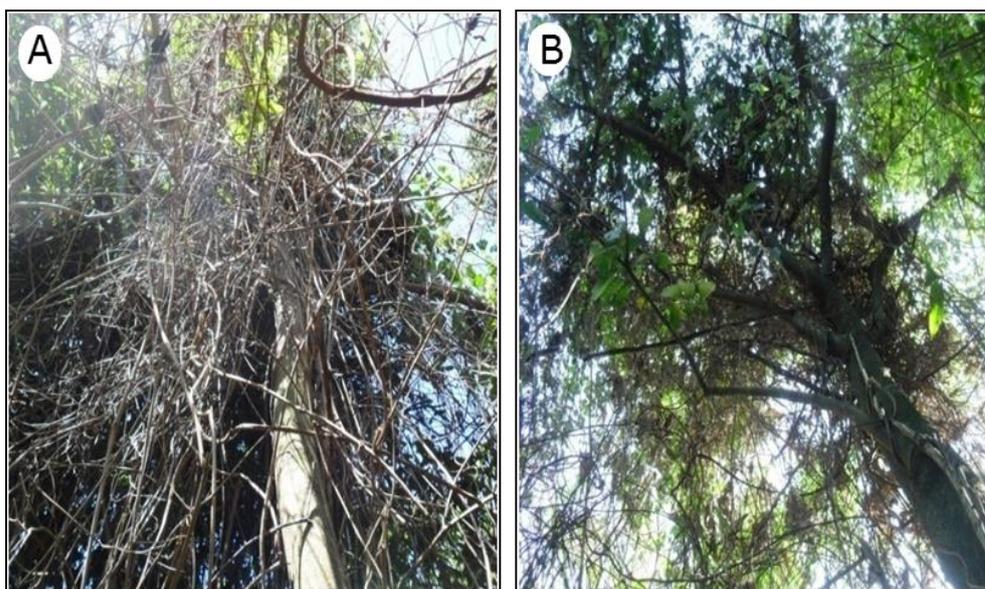


Figura 6- Infestação em copas de forófitos por lianas: antes (A) e três meses após o corte (B).



4.4 Associação de lianas e forófitos

Em relação à susceptibilidade das espécies arbóreas à infestação por lianas, não foi verificada diferença significativa entre o número de lianas em árvores com casca lisa e árvores com casca rugosa ($\chi^2= 5,38$; $p > 3,84$). Entretanto, foi possível verificar que houve associação estatisticamente significativa entre a fenologia foliar decídua e a presença de lianas após o corte ($\chi^2= 0,03$; $p < 3,84$).

5 DISCUSSÃO

5.1 Amostragem e corte de lianas

Os resultados apóiam a hipótese inicial, de que as diferenças em diâmetros e no crescimento de cada espécie de liana cortada estavam relacionadas ao “modelo de crescimento K e r”, visto que as lianas com diâmetros maiores praticamente não emitiram rebrotas e, quando presentes cresceram lentamente. No entanto, o fato de grande parte das lianas rebrotadas apresentarem diâmetros menores, pode ser justificado pelo predomínio destas neste estudo. Esse predomínio de lianas, nesta categoria, também concorda com diversos experimentos em florestas tropicais similares (SCHNITZER; DEWALT; CHAVE, 2006; REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007; NOGUEIRA et al. 2010; ALVES et al. 2012).

As lianas apresentam desenvolvimento em diâmetro mais lento que outras espécies vegetais de hábito trepador (REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007), no entanto, acreditamos que essa relação possa ser influenciada pelas condições do ambiente em que os indivíduos vivem. Áreas recém-impactadas, por exemplo, são ricas em trepadeiras finas (herbáceas ou lianas), conhecidas por formarem emaranhados capazes de interferir na regeneração de espécies arbustivas – arbóreas, que em muitos casos podem prejudicá-las ou favorecê-las, dependendo das espécies e da situação em que se encontram (SCHNITZER; DALLING; CARSON, 2000; ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007).

É possível que as lianas “finas” estejam relacionadas ao modelo de crescimento “r”, ou seja, possuem características peculiares de espécies que participam de estádios iniciais nos níveis de sucessão na floresta, tanto em aberturas de clareiras quanto nas bordas da floresta (FERREIRA; BORGUETTI, 2004): isso explicaria a alta incidência de lianas finas no fragmento estudado, já que este possui características de floresta secundária.

Inversamente, as lianas com diâmetros maiores são mais comuns em estádios sucessionais mais avançados (RICE; BROKAW; THOMPSON, 2004; LETCHER; CHAZDON, 2009), pois dependem de grandes árvores para sustentá-las (PHILIPS et al., 2005; LETCHER; CHAZDON, 2009), essas espécies geralmente se estabelecem nas copas das árvores e afetam especialmente o crescimento e a fecundidade dos indivíduos adultos (PUTZ, 1984). Neste caso, a estrutura e a disponibilidade de suporte passam a ter grande importância na determinação dos modelos de variação de abundância

(NOGUEIRA et al., 2010). Portanto, o aumento em números de investigações a respeito da espessura das lianas e como essa característica se relaciona com o meio, podem fornecer subsídios importantes para auxiliar na interpretação dos resultados do manejo (JORDÃO, 2009).

Este estudo assumiu uma associação positiva entre o padrão de rebrotamento e a estação chuvosa, indicando que o corte no final desta estação é eficiente no controle de lianas. Uma planta cortada pode rebrotar logo após o corte, no entanto, a estação seca pode levá-la a morte, pois as reservas existentes na base do caule cortado podem não ser suficientes para favorecer a produção de novas rebrotas (FIGUEIROA et al., 2008).

Baseado nessas observações, o manejo de lianas poderia ser empregado na estação chuvosa, apenas nas espécies que apresentarem alta capacidade de rebrota. Segundo Vidal e Gerwing (2003); este tipo de manejo específico é importante para reduzir o custo total do corte, já que se restringe ao número menor de indivíduos cortados. Contudo, faltam informações sobre o tratamento e época de corte que causem menos impacto sobre a capacidade de regeneração e recuperação da produtividade das diferentes espécies exploradas.

Embora o corte seletivo de lianas tenha sido reconhecido como uma ferramenta de manejo conservacionista, que visa acelerar a regeneração e o crescimento de espécies arbutivos-arbóreas em fragmentos considerados não auto-sustentáveis, ou seja, é uma ferramenta empregada em áreas onde a hiperabundância de lianas é nitida (AMADOR;VIANA, 2000; ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007), neste estudo averiguou-se que as lianas possuem diferenças na capacidade de regeneração, pois das 15 espécies encontradas, apenas seis rebrotaram - e *D. unguis-cati* e *S. laruotteana* se destacaram. Essas espécies foram vistas nas copas das árvores, formando torres ou tomando conta do fragmento. Resultados semelhantes foram encontrados por Vidal e Gerwing (2003) em um experimento na Amazônia Oriental; apesar de se tratar de espécies diferentes que o presente estudo, os autores constataram que das 11 espécies de lianas encontradas na área de estudo, duas rebrotaram significativamente com mais frequência que a média de brotação de todas as espécies combinadas.

Devido essas diferenças interespecíficas no sucesso de regeneração de cada espécie, o manejo poderia interferir na abundância relativa das espécies, a partir da seleção de lianas com uma grande capacidade de rebrota, capazes de diminuir as chances de auto-regulação da floresta (VIDAL et al., 1997; ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; VIDAL;GERWING, 2003). Portanto, o corte seletivo poderia não surtir efeito, e neste

caso, o corte em intensidades maiores tem se mostrado mais eficiente (ROZZA; FARAH; RODRIGUES, 2007).

O fato é que ainda não se sabe quais são os efeitos dos impactos ecológicos do manejo sobre as populações de lianas, principalmente em florestas degradadas (CESAR, 2014). Ademais, mesmo que o corte seletivo minimize os impactos proporcionados pela hiperabundância de certas espécies, é possível que acarrete drástica redução nas populações de espécies menos ruderais ou daquelas relativamente raras nesses locais (VIDAL; GERWING, 2003), já que essas podem ser encontradas junto às hiperabundantes ou em locais menos degradados do fragmento florestal. Além disso, deve-se considerar que uma espécie que é abundante em um local pode apresentar comportamento inverso em outro. Neste sentido, o conhecimento da composição de espécies em remanescentes florestais torna-se fundamental para o estabelecimento de ações pertinentes à conservação e manejo dessas formações (UDULUTSCH et al., 2010); a partir daí, se conseguiriam subsídios para preencher questões ainda desconhecidas, como por exemplo, se deve-se optar pelo corte de todas as lianas indiscriminadamente para diminuir a superabundância ou pelo corte seletivo, pensando que apesar de serem relativamente antropizados, os fragmentos pequenos podem abrigar lianas que são naturalmente raras nestes locais.

Para ilustrar este argumento, inventariou-se a comunidade de lianas no fragmento estudado (Capítulo 1), e dessa forma pôde-se constatar a predominância de espécies comuns e abundantes, e apenas duas “espécies pouco comum”, ou seja, indivíduos presente em locais exclusivos do fragmento como *T. fasciculatus* e *S. microstachya*. No entanto, essas espécies não estavam presentes nas árvores selecionadas para realizar o tratamento de corte; dessa forma, o manejo de lianas aplicado nos forófitos amostrados neste estudo, apresentou-se como uma ferramenta promissora, visto que as espécies cortadas regeneraram lentamente, representadas por poucas rebrotas, mas principalmente daquelas consideradas agressivas. Consequentemente, esses resultados permitiriam o aumento no número de copas livres de lianas. É importante ressaltar que ao longo do experimento foi observado, principalmente, durante a estação chuvosa, o ingresso de novos indivíduos pertencentes às espécies que não regeneraram, além de novas espécies antes não encontradas nas árvores amostradas, indicando que é possível minimizar os impactos permanentes que as populações venham sofrer pelo corte irrestrito de lianas, tais como a disponibilidade de recursos para a fauna local.

Aconselha-se a partir dos resultados obtidos, que o manejo de lianas seja este

irrestrito ou seletivo, deve-se basear na composição florística, mais precisamente na abundância e no crescimento das espécies, para que se reconheçam aquelas mais agressivas presente na área alvo. Ademais, se associado a outras ferramentas de restauração ecológica, este estudo poderá fornecer subsídios na tentativa de enfrentar o desafio atual, que é fazer com que a sucessão secundária prossiga seu percurso, ora interrompido ou estagnado pela abundância de lianas em fragmentos pequenos e degradado.

5.2 Infestação das árvores por lianas após o corte

Assim como as lianas desenvolveram diversas estratégias para alcançar o dossel, têm sido diversas estratégias das árvores no sentido de evitar a chegada ou a fixação daquelas, desenvolvendo estratégias que minimizem sua potencialidade como apoios. Neste estudo, verificou-se que árvores decíduas eram mais infestadas por lianas após o corte que as perinifólias, coincidindo com os resultados de Dias (2009) e Oliveira (2011), que também encontraram proporções significativas de árvores decíduas infestadas por lianas. Segundo Gandolfi (2000), a abertura do dossel pelas espécies decíduas fornece um ambiente propício para o recrutamento de lianas. Esta correlação poderia indicar que estas árvores teriam mais chances de acumular mais indivíduos de lianas ao longo do tempo

Por outro lado, os resultados não apoiaram a hipótese de relação entre o tipo de casca dos forófitos e a presença de lianas. A ausência de associação também foi descrita em outros estudos (BOM; MORI, 1982; ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; REZENDE, 2005; SFAIR et al., 2013). Provavelmente não existem diferenças de susceptibilidade à infestação após o corte entre as espécies de árvores com essa característica, contrariando os relatos especulativos de que árvores com casca rugosa apresentam capacidade de infestação (CARSTEN et al., 2002).

Para alguns autores, as árvores competem por luz no dossel, e por água e nutrientes no solo, não somente com as lianas, mas também com outras plantas próximas a elas, e por isso, investir na presença de estruturas que inibi a ocupação por lianas poderia ser um investimento pouco eficiente, e a competição com as outras plantas da vizinhança poderia ser igualmente importante (SFAIR et al., 2013). Neste sentido, Hora (2004) argumentou que a infestação e distribuição das lianas espacialmente sobre os suportes dependem de uma variedade de fatores, como por

exemplo, aqueles relacionados às melhores condições de crescimento que garantam a busca de luz e não apenas de um fator, como propomos neste estudo.

Segundo Dewalt et al. (2000), fatores como efeito de borda, luminosidade, formação de clareiras, perturbações antrópicas - atuantes em fragmentos menores-, combinados com as características das árvores disponíveis como suporte, são verdadeiros fatores para favorecer a ocupação por lianas, pois atuam sinergicamente para determinar se uma espécie será mais ou menos infestada por lianas (DIAS, 2009).

Dentre as espécies de baixa susceptibilidade presentes no fragmento, destaca-se *C. glaziovii*. Espécies desse gênero têm rápido crescimento (CAMPANELLO et al., 2007), e o tronco monopodial (PUTZ, 1984, PEREZ-SALICRUP et al., 2001); essas características podem explicar o sucesso dessas espécies em repelir lianas. No entanto, *C. floribundus*, também apresenta crescimento rápido e quase monopodial, e mesmo assim apresentou elevado índice de infestação (75% - 100%), comportamento semelhante foi relatado por Soares (2007). *P. regnelli* também se inclui nessa categoria de infestação: essa espécie teve sua copa perdida ao final do experimento, o que provavelmente ocorreu devido à sobrecarga de lianas; entretanto, há escassez na literatura, de informações relatando a dinâmica da ocupação de lianas, o que dificulta a enumeração de fatores que possam evidenciar tal susceptibilidade (REZENDE, 2005).

Destaca-se a partir dos resultados, apenas uma parte das possíveis relações existentes entre árvores e infestação por lianas; provavelmente outras variáveis poderiam estar relacionadas aos padrões de rebrota e reinfestação após o corte. Portanto, outras características estruturais, morfológicas e a própria história de vida das espécies arbóreas, as quais facilitariam ou inibiriam a infestação por lianas e o verdadeiro impacto exercido por elas sobre os forófitos podem ajudar a prever como o aumento de lianas influenciaria a biodiversidade e a competição entre as espécies de árvores das florestas tropicais (DIAS, 2009).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho possibilitou uma ampla compilação de dados de literatura e investigação de campo, sobre a comunidade de lianas em florestas estacionais semidecíduas, possibilitando a abertura de um leque para novas investigações. Demonstramos, no primeiro capítulo, que fragmentos pequenos e degradados possuem características peculiares para o estabelecimento de lianas, mas futuros estudos devem reforçar a importância deste grupo em fragmentos menores, assim como a ocorrência dessas espécies em relação à disponibilidade de luz, visto que as lianas podem apresentar uma ampla faixa de respostas às condições de luz, com espécies sobrevivendo muito bem e exclusivamente em ambientes de sombra no subosque da floresta, contrariando a agumentação de que as lianas são exclusivamente um grupo de heliófitas (LE BOURLET, 2009).

Ainda no primeiro capítulo, destacamos que apesar de ser um grupo representativo e de grande importância estrutural e funcional das florestas tropicais, a falta na padronização de uma terminologia para as espécies de hábito escalador representa uma dificuldade para compararmos a riqueza de lianas em florestas. A utilização de diferentes termos para o hábito trepador torna difícil a análise comparativa entre inventários e, portanto, diversos autores têm sugerido uma padronização da terminologia (LIMA et al., 1997; GROppo; PIRANI 2005, REZENDE; RANGA; PEREIRA, 2007, VILLAGRA; ROMANIUC NETO, 2010).

No segundo capítulo obtivemos resultados interessantes acerca da resposta das lianas ao manejo e possíveis características dos forófitos que evitariam a presença de lianas. A partir dos resultados obtidos, destacamos que os estudos relacionando a espessura das lianas “finas” à maior agressividade de crescimento em relação às lianas de diâmetros maiores merecem atenção, uma vez que identificamos uma quantidade muito maior de liana finas envolvidas nos forófitos. Esse fator nos remeteria a várias outras questões, tais como: se fossem considerados os tamanhos destas lianas no ponto em que elas estão fixadas ao solo, haveria modificações nos resultados?

Com base na composição de lianas (Capítulo 1) e sua resposta ao corte (Capítulo 2), acreditamos inicialmente que após o reconhecimento das espécies hiperabundantes o manejo poderá ser irrestrito. Neste caso, apresentamos três argumentos: **i)** o levantamento florístico não apresentou lianas raras, apenas duas “pouco comum”, mas que não apareceram nas árvores amostradas; **ii)** observamos que o corte no final da

estação seca parece ser de fato eficiente, pois além de poucas espécies terem rebrotado, estas permaneceram por um período de três meses sem emitir nenhum tipo de regeneração; **iii)** conseqüentemente, com a limpeza dos troncos, houve diminuição da infestação das copas das árvores tratadas.

Em longo prazo, entretanto, é possível que essa estratégia sozinha não seja suficiente para a restauração ecológica de fragmentos florestais degradados, pois já sabemos que as lianas possuem capacidade de rebrota distintiva entre espécies; deste modo, o corte poderia alterar a abundância relativa de espécies da comunidade (VIDAL et al., 1997). Da mesma forma que as espécies raras podem ficar sob risco de extinção local (GERWING; VIDAL, 2002), necessitamos de um entendimento maior dos filtros ecológicos impostos por esse grupo de plantas que estejam envolvidos no bloqueio da sucessão secundária nessas situações para que sejam estabelecidas formas adequadas de manejo.

Com esse estudo foi possível aumentar o pouco conhecimento existente sobre as lianas em florestas estacionais semidecíduais, revelando que as lianas, assim como as árvores, respondem de formas diferentes aos efeitos da fragmentação; além do mais é o início para reforçar que este grupo pode responder de forma diferenciada ao manejo e, conseqüentemente, se inadequado, sua retirada do sistema não só pode ocasionar a perda de diversidade florística, mas também influenciar a diversidade da fauna, uma vez que as lianas complementam a oferta de recurso em florestas estacionais.

As estratégias de manejo de fragmentos florestais e a legislação ambiental, portanto, deveriam explicitamente considerar as espécies de lianas, em função de seu importante papel ecológico. Nesse sentido, assinalamos que nenhuma decisão de manejo deve ser empregada antes que se reconheça a composição de lianas no local. Também incentivamos a criação de guias de identificação, sobretudo aqueles que tenham como base em suas características vegetativas. Estes representam os primeiros passos para a realização de um manejo bem sucedido.

7 REFERÊNCIAS

CAMPANELLO, P.; GARIBALDI, J.; GATTI, M.; GOLDSTEIN, G. 2007. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: host preference and tree growth. **Forest Ecology and Management**, v.242, p.250-259.

CARSTEN, L.D.; JUOLA, F.A.; MALE, T.D.; CHERRY, S. Host Associations of Lianas in a South-East Queensland Rain Forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.18, n.1, p.107-120, 2002.

CESAR, R.G. **Lianas hiperabundantes como filtros para a sucessão secundária em fragmentos florestais degradados**. 90 p. Dissertação de Mestrado - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2014.

CRAWLEY, M.J. **Plant ecology** (2 ed). Bçackwell Science, Oxford, p.5-12, 1997.

DREUX, R. **Avaliação dos mecanismos de regeneração natural em fragmentos de Florestas Estacionais Semidecíduais da região de Araras, São Paulo**. Relatório Final do Projeto de Inciciação Científica PIBIC/CNPq. Universidade Federal de São Carlos. DBPVA/CCA, Araras. 2009.

DIAS, A.S. **Arquitetura, história de vida e infestação por lianas em espécies arbóreas de florestas semidecíduas no município de Campinas, SP**. 108 p., Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

ENGEL, V.L.; FONSECA, R.C.B.; OLIVEIRA, R.E. 1998. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v.12, n.32, p.43- 64.

FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F. 2004. **Germinação do básico ao aplicado**. Porto Alegre, ed. Artmed. 324 p.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GERWING, J.J., SCHNITZER, S.A., BURNHAM, R.J., BONGERS, F., CHAVE, F., 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. 2006. **A standard protocol for liana censuses**. **Biotropica** 38:256-261

GERWING, J.; VIDAL, E. 2002. Changes in liana abundance and species diversity eight years after liana cutting and logging in an eastern Amazonian forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, p. 544-548.

CRAWLEY, M.J. (ed). 1997. **Plant Ecology**. Blackwell Science. Oxford

GROGAN, J.; LANDIS, R.M. 2009. História do Crescimento e cobertura videira coroa são fatores principais que influenciam o crescimento e as taxas de mortalidade de mogno de folha larga *Swietenia macrophylla* no Brasil. **Journal of Applied**

Ecology v.46, p.1283-1291.

HEGARTY, E.E. **Vine-host interactions**. In: F.E. Putz; H.A. Mooney (eds). *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, p.357-375, 1991.

HORA, R.C. 2004. **Composição, distribuição e organização espacial das lianas em uma Floresta Estacional Semidecidual em São Carlos – SP**. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

JORDÃO, S.M.S. **Manejo de lianas em bordas de floresta estacional semidecidual e de cerradão, Santa Rita do Passa Quatro, SP**. 248 p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2009.

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

LETCHER, S.G.; CHAZDON, R.L. 2009. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v.41, p.608-617.

LIMA, H.C., LIMA, M.P.M., VAZ, A.M.S.F.; PESSOA, S.V.A. **Trepadeiras da reserva ecológica de Macaé de Cima**. In *Serra de Macaé de Cima: Diversidade florística e conservação em Mata Atlântica*. (H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni, eds.). Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.75-87. 1997

MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Levantamento florístico da comunidade de trepadeiras de uma floresta semidecídua no Sudeste do Brasil. **Boletim do Museu Nacional**, nova série, Botânica, v.103, p.1-15, 1998.

NOGUEIRA, C.; BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A.; OYAKAWA, O.T.; KASECKER, T.P.; RAMOS NETO, M.B.; SILVA, J.M.C.. 2010. Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. **PLOS One**, v.5, n.6, p.1-10.

OLIVEIRA, A.M.. **Caracterização de uma comunidade de árvores e sua infestação por lianas em uma floresta decídua**. 108 p. Dissertação (mestrado) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2011.

PEREZ-SALICRUP, D.R. 2001. Effect of liana-cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. **Ecology**, v.82, p.389-396.

PUTZ, F.E. How trees avoid and shed lianas. **Biotropica**, v.16, p.19-23, 1984.

REDDY, M.S.; PARTHASARATHY, 2006. N. Liana diversity and distribution on host trees in four inland tropical dry evergreen forests of peninsular India. **Tropical Ecology**, v.47, p.109-123.

REZENDE, A.A. Comunidade de lianas e sua associação com árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2005

- REZENDE, A.A.; RANGA, N.T.; PEREIRA, R.A.S. 2007. Lianas de uma floresta estacional semidecidual, município de Paulo de Faria, norte do estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, p.451-461.
- RICE, K.; BROKAW, N.; THOMPSON, J. 2004. Liana abundance in a Puerto Rican Forest. **Forest Ecology and Management**, v.190, n.1, p.33-41.
- ROZZA, AF.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R.. 2007 Ecological management of degraded forest fragments. pp. 171-196. In: R.R. Rodrigues; S.V. Martins & S. Gandolfi (eds.). High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil., **Nova Science Publishers**, New York. .
- SCHNITZER, S.A.; DALLING, J.W.; CARSON, W.P. 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, London, v.88, n.4, p.655-666.
- SCHNITZER, S.A.; CARSON, W.P. 2001. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology**, v.82, p.913-919.
- SCHNITZER S.A.; BONGERS F. 2002. The role of lianas in forests. **Trends Ecol. Evol.**, v.17, p.67-73.
- SCHNITZER, S.A. 2005. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. **American Naturalist**, v.166, p.262-276.
- SCHNITZER, S. A.; KUZEE, M. E.; BONGERS, F. Disentangling above-and belowground competition in a tropical forest. **Journal Ecology**, v.93, n.6, p.1115-1125, 2005.
- SCHNITZER, S.A., DEWALT, S.J.; CHAVE, J. 2006. Censusing and measuring lianas: a quantitative comparison of the common methods. **Biotropica** 38: 581-591
- SCHNITZER, S.A., RUTISHAUSER, S.; SALOMON, A. 2008. Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management** 255: 1044-1049
- SCHNITZER, S.A.; CARSON, W.P. 2010. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. **Ecology Letters**, Oxford, v.13, n.7, p.849-857, 2010.
- TABARELLI, M.; SANTOS, B.A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F.P.L. 2012. 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.
- TALLEY, S.M.; SETZER, W.N.; JACKES, B.R. 1996. Host associations of two adventitious-root-climbing vines in a north Queensland tropical rain forest. **Biotropica**, v.28, p.356-366.
- UDULUTSCH, R.G, SOUZA, V.C., RODRIGUES, R.R.; DIAS, P. 2010. Composição florística e chaves de identificação para lianas da Estação Ecológica dos Caetetus, estado de São Paulo, Brasil. *Rodriguésia*, 61, 715-730.

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

VIDAL, E; GERWING, J.J. Ecologia e Manejo de cipós na amazônia oriental, Belem: Instituto do homem e meio ambiente da Amazonia, Imazon, 141p. 2003.

YUAN, C.M; LIU, W.Y; TANG, G.O; LI, X.S. 2009. Species composition, diversity, and abundance of lianas in different secondary and primary forests in a subtropical mountainous area, SW China. **Ecological Research**, v. 24, p. 1361–1370.