

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP

D543a

Dias, Arildo de Souza

Arquitetura, história de vida e infestação por lianas em espécies arbóreas de florestas semidecíduas no município de Campinas, SP / Arildo de Souza Dias. – Campinas, SP: [s.n.], 2009.

Orientador: Fernando Roberto Martins.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Estatura adulta. 2. Densidade da madeira. 3. Alometria. 4. Fator de segurança. I. Martins, Fernando Roberto, 1949-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

(scs/ib)

Título em inglês: Architecture, life history and liana infestation of tree species in semideciduous forests from Campinas, SP.

Palavras-chave em inglês: Adult stature; Wood density; Allometry; Stability safety factor.

Área de concentração: Biologia Vegetal.

Titulação: Mestre em Biologia Vegetal.

Banca examinadora: Fernando Roberto Martins, Andréia Alves Rezende, Kikyo Yamamoto.

Data da defesa: 29/01/2009.

Programa de Pós-Graduação: Biologia Vegetal.

Campinas, 29 de Janeiro de 2009

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Roberto Martins (Orientador)


Assinatura

Profª. Dra. Andréia Alves Rezende


Assinatura

Profª. Dra. Kikyo Yamamoto


Assinatura

Dr. Sergio Romaniuc Neto

Assinatura

Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos

Assinatura

Dedico este trabalho, em especial a meu pai (*in memoriam*) e minha mãe, pela luta, exemplo e apoio de sempre, e a Luiziane pelo amor e companheirismo.

Nada É Impossível De Mudar

Desconfiai do mais trivial,
na aparência singelo.
E examinai, sobretudo, o que parece habitual.
Suplicamos expressamente:
não aceiteis o que é de hábito como coisa natural,
pois em tempo de desordem sangrenta,
de confusão organizada, de arbitrariedade consciente,
de humanidade desumanizada,
nada deve parecer natural, nada deve parecer impossível
de mudar.

Bertolt Brecht

Agradecimentos

Sou grato a muitos por ter chegado até aqui, por todas as contribuições para a realização deste trabalho e meu crescimento pessoal, de maneira que será impossível em poucas linhas descrever minha enorme gratidão a todo(a)s, e desde já, desculpas se esqueço de alguém.

A toda minha família, em especial aos tios Luiz, Célia, Dione, Dayse, Zenira, Luciana e César, aos primos Augusto, Cláudio, Fernanda, Daniele e Júlia, vocês são e sempre serão muito importantes para mim!

Ao Professor Fernando Martins pela confiança, orientação incansável, paciência e o aprendizado enorme ao longo destes anos.

Ao Professor Alexandre Francisco da Silva (*in memoriam*) meu orientador durante a graduação, que com seu entusiasmo e amor a ciência botânica despertou meu interesse pela ecologia vegetal. Alex esse trabalho também é pra você!

Aos doutores Andréia Rezende, Sergio Romaniuc e Rafael Oliveira pela gentileza em participar da pré-banca, contribuindo com críticas e sugestões importantes para este trabalho. Também a todos os membros da banca, em especial às doutoras Andréia Rezende e Kykio Yamamoto, pela gentileza em participar da banca e pelos comentários que acrescentaram sobremaneira a este trabalho.

Ao CNPq pela bolsa concedida, a Unicamp e seus funcionários pela estrutura e suporte para realizar este trabalho. Em especial aos funcionários do departamento de botânica, à Maria Roseli e a todos funcionários da pós-graduação em Biologia Vegetal.

Aos professores do departamento de Botânica da Unicamp pelos ensinamentos em disciplinas e conversas informais, em especial Flavio Santos, Luíza Kinoshita, Marlies Sazima, Ivan Sazima, George Shepherd, Sandra Carmello-Guerreiro e a Jorge Tamashiro sempre bem humorado!

A Karin Santos pelas valiosas sugestões desde a concepção deste trabalho, e por disponibilizar o conjunto de dados utilizados neste estudo.

A Rafael Carvalho “mestre” na estatística e análises alométricas, não só pelas valiosas discussões e idéias sobre este trabalho, como também pelas conversas informais e convivência no laboratório de ecologia. Obrigado por sua amizade e de Aninha!

Aos meus amigos de ontem, hoje e sempre: Leandro Vieira, Guilherme Aguire e Marina Reiter-Braun, Bruno Aranha, André Rochelle, Juliano van Mellis (companheiro no desafio de estudar as “enroladas” lianas!), Heloisa, Carol Virillo e Ataliba, Carol Scultori, Mariana Cruz, Leonardo Meirelles, João Aranha (artilheiro no futebol e grande taxonomista clássico), André Gil e Roberta Macedo, Rose, Ruben Ávilla (Rubão), Catia Urbanetz, Gustavo Shimizo, Marcelinho (Felipe Massa), Tiago (Padre), Marcos Silva, Érico, Alessandra Caiafa, Valério Melo, Tiago (Guarujá), Ricardo (Profeta), Claudia Martinelli (Claudinha), Sandra Obando, Shersterson Aguiar, Christiane E. Correa, Vivi, Lígia Sims, Fabíola Merendoni, Pedro Eisenlohr (grande Pedrosa!), Julia Sfair (figura incrível!), Cristina Baldauf super atleta e sempre animada! Alexandre Silva, grande violinista e parceirinho cem por cento! Larissa Pereira, Maíra Padgurschi e Larissa Vieira (As meninas superpoderosas!). Bruno Rosado, Pedro Cavalin e Nivea Santos...o Rio de Janeiro continua lindo, e vocês chegaram para animar a festa! E a muitos outros que estiveram comigo em Barão Geraldo e nos bailes da vida!

Um agradecimento especial à bossa nova de João Gilberto, Tom Jobim e Vinícius de Moraes, aos jazzistas Miles Davis, John Coltrane e Charlie Parker, ao eterno Tim Maia, e tantos outros que com suas músicas embalaram boa parte desse trabalho, e tornaram as eternas madrugadas menos escuras!

E por último, obrigado a essa luz, força ou como quiserem chamar, que tem me permitido caminhar e estar em contato com tantas pessoas, tantos lugares e com tão maravilhosa natureza como as que o nosso país possui, e assim aprender um pouco mais a cada dia!

Se por um lado ainda existe muito a ser feito, por outro há a chance de mudar tudo o que está posto, afinal a vida começa a cada dia!

RESUMO

Lianas possuem um papel chave na dinâmica de ecossistemas florestais, principalmente no que diz respeito aos efeitos diretos exercidos sobre os forófitos, como diminuição da taxa de crescimento e reprodução e aumento da taxa de mortalidade. Nosso objetivo foi responder a três questões principais: Espécies de árvores têm diferentes susceptibilidades à infestação por lianas? Quais características arquiteturais e de história de vida dos forófitos são correlacionadas com a infestação por lianas? Árvores com 51-100% da copa coberta com lianas apresentam diferenças em alometria e desenho mecânico (fator de segurança e esbelteza do caule), comparadas às árvores congênicas sem infestação da copa? Utilizamos um conjunto de dados previamente coletados sobre infestação da copa por lianas em 10 fragmentos de florestas semidecíduas no município de Campinas, e acrescentamos informações sobre características arquiteturais e de história de vida para 54 espécies arbóreas. Dezoito espécies apresentaram um número de indivíduos infestados que diferiu significativamente do número médio de árvores infestadas no fragmento. Com base nesses resultados classificamos as espécies em três categorias de susceptibilidade à infestação: alta, baixa e variável. No geral, as espécies arbóreas com maior infestação por lianas foram caracterizadas por altura do fuste baixa, grande profundidade da copa, tipo de casca rugosa a profundamente sulcada e fenologia foliar decídua. Em quatro espécies, os coeficientes alométricos entre altura total e diâmetro das árvores com copas infestadas foram significativamente menores que das árvores livres de lianas, com árvores infestadas mais próximas ao limite teórico de tombamento pelo modelo de similaridade elástica. Em média, o fator de segurança (diâmetro crítico para o tombamento) foi menor para as árvores infestadas. O fator de segurança e a esbelteza do caule estiveram negativamente relacionados tanto em árvores infestadas, quanto em árvores livres de lianas, mas árvores com lianas apresentaram maior valor do coeficiente do que árvores sem lianas. Espécies diferentes têm diferentes susceptibilidades a lianas. A combinação de características arquiteturais e de história de vida em forma de síndromes, como altura do fuste,

profundidade da copa, fenologia foliar e tipo de casca, muito mais que cada caráter individual, influi na susceptibilidade à infestação por lianas. O fato de árvores infestadas terem menor estabilidade em relação ao limite teórico de tombamento elástico poderia implicar em maior taxa de mortalidade em relação a árvores livres de lianas.

Palavras-chave: Altura do fuste, profundidade da copa, altura máxima, densidade da madeira, fenologia foliar, alometria, fator de segurança e esbelteza do caule.

ABSTRACT

Lianas have a key role in forest dynamics and processes in the ecosystem, and may reduce host tree growth rates, fecundity and survival. We address three main questions: Do tree species differ in their susceptibility to lianas? What host tree architectural and life history traits are correlated with the liana infestation? Tree with 51-100% of crown infestation shows difference in allometry and mechanical design (safety factor and slenderness) in relation to trees without lianas? We utilize a data set on liana infestation in ten semideciduous forest fragments of Campinas city, and we added tree architectural and life history traits for 54 tree species. Eighteen species had a higher or lower proportion of liana-infested individuals than the mean number of infested trees in the forest. The tree species was classified in three categories about to susceptibility: high, low and variable. In general, tree species with higher liana infestation were characterized by a low first branch height, high depth crown, bark type slightly rough to strongly fissured and deciduous leaves. In four species the allometric coefficient for height-diameter relations in liana-infested trees was significantly lower than liana-free trees, and liana-infested trees was more close to minimum diameter required to prevent elastic buckling in wooded columns. The safety factor and slenderness was negatively correlated for liana-infested trees and liana-free trees. However, liana-infested trees had higher slope for relationship between these two variables (safety factor and slenderness). Our results pointed out that the combination of tree architectural and life history traits as free bole height, depth crown, foliar phenology and bark type, more than each isolated feature, are important factors determining to liana infestation of tree species analyzed. We suggest that the lower mechanical stability of liana-infested trees could be a cause to higher mortality rates in those trees in comparison to trees without lianas.

Key-words: Free height bole, depth crown, maximum height, wood density, foliar phenology, allometry, safety factor, slenderness.

SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Objetivos.....	6
3. Material e métodos.....	8
4. Resultados.....	16
5. Discussão.....	20
6. Conclusões.....	26
7. Referências bibliográficas.....	28
Anexo 1 – Tabelas.....	37
Anexo 2 - Figuras.....	45

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são notavelmente diversas não só em número de espécies, mas também em variedade de formas de vida e em complexidade estrutural (Gentry e Dodson 1987, Gentry 1992). Nas florestas tropicais, a heterogeneidade estrutural pode ser representada por dois eixos principais: vertical e horizontal. A estrutura horizontal está associada principalmente à dinâmica de manchas, representada pela variação na disponibilidade de água e nutrientes no solo, e pelo mosaico formado por trechos da floresta em diferentes estádios sucessionais. A estrutura vertical é representada principalmente pelo gradiente na disponibilidade de luz, que diminui em até 99% à medida que é interceptada pelas sucessivas camadas de folhas do dossel para o chão (Grubb 1977, Aiba e Kohyama 1996a). O total de luz interceptada por uma árvore está relacionado ao tamanho, forma e posição de sua copa (King 1986), bem como à filotaxia e ao ângulo entre os ramos (padrão de ramificação) (Sterck e Bongers 2001). Portanto, a arquitetura pode decorrer de diferentes maneiras de utilização da luz e, conseqüentemente, possibilitar a coexistência de um grande número de espécies (Thomas 1996, Ayba e Kohyama 1997, Wright 2002, Poorter *et al.* 2006).

Em florestas tropicais, as espécies arbóreas variam em altura ao atingir a maturidade e podem ser agrupadas pela estatura adulta ou altura máxima – uma abordagem referida como estratificação das espécies (Richards 1996) ou nicho de forma de vida *sensu* Grubb (1977). Sob esse aspecto, a coexistência de um grande número de espécies é possibilitada pela diferenciação entre as alturas que cada uma pode alcançar (Westoby *et al.* 2002, Wright 2002).

O benefício potencial do crescimento em altura inclui o posicionamento favorável da folhagem para a fotossíntese e o sombreamento de competidores. No entanto, deve haver um incremento proporcional em diâmetro do caule, para diminuir o risco de tombamento devido ao estresse exercido pelo próprio peso da árvore (Niklas 1995a). A biomassa alocada para o suporte mecânico pode ser vista como um “custo”, uma vez que, em face de recursos limitados, uma parte da biomassa é despendida

para uma função que não é fotossintética nem reprodutiva (King 1996). Portanto, ao longo da ontogenia, investir em altura e diâmetro do caule constitui uma demanda conflitante, e é possível diferenciar a história de vida das espécies arbóreas em termos das soluções selecionadas em decorrência da competição entre esses dois processos (Stearns 1992, Bonsall *et al.* 2004, Gilbert *et al.* 2006).

A relação entre a forma e o tamanho de uma árvore – geralmente a relação entre o diâmetro do tronco e a altura da árvore – é estudada mediante a análise de alometria (Niklas 1994, King 1996). No nível individual, relações alométricas diferentes entre altura e diâmetro podem ser um indicativo da quantidade de suporte necessário diante das condições ambientais vigentes, e do equilíbrio entre a eficiência do crescimento em altura e a estabilidade mecânica da árvore (Claussen e Maycock 1995). A relação entre o diâmetro do tronco e a altura da árvore pode ser influenciada pela localização da árvore, no que diz respeito à disponibilidade de luz e perturbação pelo vento, mesmo que as árvores sejam de mesma idade (Niklas 1995*b*). Árvores sombreadas por plantas vizinhas são provavelmente protegidas contra alguns dos efeitos provocados pelo vento (carga dinâmica), tendendo a crescer mais em altura do que em diâmetro, quando comparadas a árvores crescendo em áreas abertas, onde os efeitos do vento são mais intensos (Niklas 1995*b*). A estabilidade mecânica pode ser avaliada por meio do fator de segurança e estabilidade (King 1981), que é uma medida baseada nas dimensões do caule e na fórmula de tombamento elástico (McMahon 1973). Esse fator indica a margem de segurança que uma árvore tem antes de tombar em decorrência do próprio peso, quando seu topo é deslocado da menor distância vertical (estabilidade elástica).

Uma forma de avaliar a instabilidade elástica como causa de falha mecânica em árvores é carregar sua copa com um peso e medir a máxima carga suportada sem que se produza uma deflexão residual após sua retirada. Isso é particularmente apropriado quando as causas de deformação são provavelmente relacionadas a peso (carga estática), tais como queda de galhos e frondes de palmeiras, acúmulo de neve ou peso extra exercido por trepadeiras (King 1987).

O peso exercido por lianas sobre a copa das árvores hospedeiras (forófitos) pode aumentar o estresse mecânico sobre o caule e as raízes (Putz 1984b), e as folhas das lianas deslocam diretamente as folhas dos forófitos, reduzindo sua área foliar (Schnitzer *et al.* 2005). Portanto, dependendo das características relacionadas à construção do caule (ex. densidade da madeira) e do grau de cobertura da copa, seria esperado que árvores infestadas por lianas apresentassem alometria diferente de árvores sem infestação. A relação entre a altura da árvore e o diâmetro de seu caule numa certa altura (H/D) é chamada de esbelteza do caule, e é uma medida alométrica e arquitetural que pode expressar diferentes padrões de alocação de biomassa durante o crescimento da planta. Em resposta à competição acima do solo (copa coberta com lianas), espécies arbóreas apresentam mudança no padrão de alocação de biomassa, tendo maior diâmetro do caule numa dada altura (menor esbelteza do caule) e menor quantidade de biomassa foliar em relação à biomassa total da planta acima do solo, quando comparadas aos indivíduos livres de lianas (Schnitzer *et al.* 2005).

Embora de fácil reconhecimento, as trepadeiras em geral recebem diferentes nomenclaturas em função de serem herbáceas ou lenhosas (veja Villagra 2008). Neste trabalho, referimo-nos às lianas como plantas trepadeiras lenhosas (Gerwing *et al.* 2006). Lianas exercem papéis importantes em florestas tropicais e podem competir fortemente com os forófitos, principalmente em clareiras (Schnitzer e Bongers 2002). Lianas aumentam as taxas de mortalidade dos forófitos (Putz 1984b, Phillips *et al.* 2005), suprimem a regeneração de espécies arbóreas (Schnitzer *et al.* 2000, Pérez-Salicrup 2001, Grauel e Putz 2004), diminuem o crescimento e a produção anual de frutos dos forófitos (Clark e Clark 1990, Pérez-Salicrup e Barker 2000, Stevens 1987) e competem fortemente por recursos disponíveis no solo (Dillenburg *et al.* 1993a, 1993b, 1995, Schnitzer *et al.* 2005).

A maioria dos trabalhos sobre interação liana-forófito foi realizada em florestas pluviais perenifólias (Hegarty 1991, mas veja Campanello *et al.* 2007). Nas florestas estacionais semidecíduas, o gradiente vertical de luz não é tão forte quanto em florestas pluviais perenifólias, e a diferença entre dossel fechado e clareira não é tão conspícua dependendo da estação do ano, de modo que o dossel

aberto sazonalmente é um fator adicional que influencia o processo de recrutamento das espécies (Gandolfi 2000, Quigley e Platt 2003). Devido à deciduidade de algumas espécies do dossel na estação seca, formam-se as “clareiras de deciduidade” *sensu* Gandolfi (2000). Assim, a área sob a copa de espécies decíduas apresenta durante a estação chuvosa um regime de radiação semelhante ao do sobosque de florestas pluviais perenifólias, mas durante a estação seca o regime de radiação assemelha-se ao de uma clareira. Lianas são mais abundantes em florestas estacionais semidecíduas do que em florestas pluviais perenifólias (Gentry 1991, Gentry 1995, Schnitzer 2005), e é possível que espécies arbóreas decíduas tenham maior recrutamento de lianas sob suas copas ou nas proximidades, sendo conseqüentemente mais propensas à infestação do que as espécies perenifólias.

Algumas características morfológicas e fisiológicas das espécies arbóreas podem favorecer a infestação por lianas (Putz 1980, Putz 1984a, Malizia e Grau 2006), ao passo que outras características impedem ou diminuem a infestação por lianas (Putz 1984a, 1984b). Dentre essas características que dificultam ou impedem a infestação por lianas estão principalmente uma taxa de crescimento alta, troncos flexíveis, folhas grandes derrubadas inteiras (ex. palmeiras e *Cecropia*), casca lisa e elevada altura da primeira ramificação (Putz 1980, Putz 1984a, Baulfor e Bond 1993, Campbell e Newberry 1993, Muthuramkumar e Parthasarathy 2001, Carsten *et al.* 2002, Kainer *et al.* 2006). Entretanto, alguns estudos não encontraram relação entre essas características e a infestação por lianas (Carse *et al.* 2000, Pérez-Salicrup *et al.* 2001). Entre as razões para essa falta de associação está o fato de que na maioria dos estudos sobre interação liana-forófito, poucos caracteres arquiteturais e pequeno número de espécies arbóreas foram avaliados (mas veja Reddy e Parthasarathy 2006, van der Heidjen *et al.* 2008), dificultando generalizações. Além disso, muitos desses estudos também têm ignorado o fato de que alguns caracteres arquiteturais são correlacionados entre si (Poorter *et al.* 2003, Malizia e Grau 2006). Portanto, é necessário que as comparações sejam feitas numa mesma classe ou tamanho de referência, a fim de separar o efeito relativo da ontogenia e história de vida das espécies e evitar a chance de obter correlações espúrias. Também é importante separar a infestação de tronco da infestação de copa, uma

vez que essas rotas de infestação são influenciadas por diferentes características dos forófitos (van der Heidjen *et al.* 2008). Em nosso estudo consideramos apenas a infestação da copa.

A composição em espécies das florestas tropicais vem mudando em resposta às pressões antrópicas (Laurence *et al.* 2004). Estudos em fragmentos do oeste Amazônico mostraram um aumento significativo da área basal de lianas grandes ($DAP \geq 10$ cm) nas últimas duas décadas do século XX (Phillips *et al.* 2002). No mesmo período, a massa foliar de lianas aumentou mais de 50% nas florestas de Barro Colorado no Panamá (Wright *et al.* 2004). Sabe-se que lianas exercem sobre o forófito efeitos diretos, como diminuição do crescimento e da fecundidade e aumento da mortalidade, além de efeitos indiretos, como o favorecimento de espécies arbóreas com características que evitam a infestação, como as pioneiras. Se algumas espécies têm maior sucesso em evitar a infestação por lianas do que outras, um aumento na abundância de lianas poderia afetar a competição das árvores entre si, resultando numa mudança na composição de espécies das florestas tropicais (Phillips e Gentry 1994, Laurence *et al.* 1998, Schnitzer *et al.* 2000, Phillips *et al.* 2002, 2005, van der Heidjen *et al.* 2008). Portanto, investigar quais características da arquitetura e história de vida das espécies arbóreas facilitam ou inibem a infestação por lianas e qual é o impacto exercido por lianas sobre a alometria e a estabilidade mecânica das árvores pode ajudar a prever como o aumento de lianas influenciaria a biodiversidade e o balanço competitivo entre as espécies de árvores das florestas tropicais.

OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi investigar as hipóteses de que na Floresta Estacional Semidecídua: a) diferentes espécies de árvores têm diferentes susceptibilidades à infestação por lianas; b) uma mesma espécie arbórea tem diferentes susceptibilidades à infestação por lianas dependendo do ambiente em que ocorre; c) a diferença de susceptibilidade à infestação por lianas entre as espécies arbóreas decorre de diferenças nos caracteres arquiteturais e de história de vida; e d) árvores infestadas com lianas apresentam alometria e desenho mecânico (fator de segurança e esbelteza do caule) diferentes das árvores não infestadas. Para tanto, tivemos como guia as seguintes perguntas:

1) Num mesmo fragmento florestal, há espécies arbóreas mais susceptíveis à infestação por lianas que outras? Se sim, esperamos que nessas espécies a proporção de indivíduos infestados por lianas seja maior que a proporção de árvores infestadas no fragmento.

2) Uma espécie pode ter susceptibilidade diferencial à infestação por lianas entre diferentes fragmentos? Se sim, esperamos que a espécie apresente proporção de indivíduos infestados significativamente maior ou menor que a de árvores infestadas no conjunto dos fragmentos.

3) Se a susceptibilidade à infestação por lianas difere entre as espécies arbóreas, quais características arquiteturais e de história de vida estão associadas à infestação das espécies analisadas? Esperamos que características como altura do fuste, profundidade de copa, estatura adulta, fenodinâmica foliar, tipo de casca e densidade da madeira estejam significativamente correlacionadas com a proporção de indivíduos infestados por espécie.

4) Para uma mesma espécie, árvores com 0% e 51-100% da copa coberta por lianas apresentam relações alométricas diferentes em relação ao limite teórico de tombamento proposto pelo modelo de similaridade elástica? Se a categoria de cobertura da copa por liana 51-100% representa uma carga de peso significativa, então esperamos que as relações entre diâmetro do tronco e altura total difiram significativamente entre as duas categorias de infestação.

5) Árvores de uma mesma espécie com 0% e 51-100% da copa coberta por lianas apresentam diferenças em relação ao fator de segurança para tombamento e esbelteza do caule? Se a relação entre esses descritores biomecânicos não diferir entre aqueles grupos de árvores, esperamos que seja em decorrência de as árvores já terem um fator de segurança suficientemente amplo em relação à carga representada pela cobertura da copa por lianas (carga estática), à carga representada pelo vento (carga dinâmica) e à sinergia entre essas duas cargas.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de Estudo

Os dados utilizados neste estudo foram coletados na Área de Proteção Ambiental (APA) do município de Campinas (22°45' a 23°00' S, 47°00' a 47°12' W) e no município de Itatiba, estado de São Paulo. A APA localiza-se no norte-nordeste-leste do município de Campinas sendo delimitada pelo interflúvio dos rios Atibaia e Jaguari e a faixa paralela à margem direita do Rio Atibaia, que compreende a zona urbana do Distrito de Sousas até a parte norte da fazenda Rosário (Santin 1999).

O clima da região é do tipo Cwag' de Köppen - temperado moderadamente chuvoso com inverno seco não rigoroso e precipitação média anual de 1409 mm (Mello *et al.* 1994). Os solos das áreas de estudo são Podzólico Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho, com relevos variando desde suavemente ondulado até montanhoso (Santin 1999). A vegetação dos fragmentos pode ser classificada como floresta estacional semidecídua (*sensu* Veloso *et al.* 1991). Os fragmentos têm áreas que variam entre 12 a 244,9 ha e estão inseridos numa matriz de culturas anuais, perenes, pastagens, reflorestamentos e pequenos assentamentos humanos. A agricultura é caracterizada por pequenas áreas de café, laranja, cana de açúcar e culturas de subsistência. Os reflorestamentos com eucalipto e pastagens ocupam grandes extensões (Miranda 1996).

Abordagem de estudo e utilização do conjunto de dados

O conjunto de dados utilizados neste estudo foi extraído de Santos (2003). Dentre os onze fragmentos originalmente amostrados por Santos (2003) dez foram escolhidos para nosso estudo (Figura 1).

Utilizamos as seguintes abordagens para este estudo: primeiro, verificamos se existe variação na infestação por lianas entre espécies arbóreas em diferentes fragmentos considerados individualmente. Posteriormente, consideramos todos os fragmentos juntos, e para as espécies arbóreas mais abundantes

analisamos quais características arquiteturais, morfológicas e de história de vida estão associadas à infestação: 1) para o conjunto das espécies sem considerar o tamanho, 2) para as espécies agrupadas em classes de diâmetro e 3) para espécies com diferentes profundidades da copa em valores padronizados de altura do fuste. Por fim, verificamos se a alometria e o desenho mecânico das espécies arbóreas eram distintos para indivíduos sem lianas (0% da copa coberta por lianas) ou com lianas (51-100% da copa coberta por lianas).

A amostragem de Santos (2003) foi feita mediante o método de quadrantes (Cottam e Curtis 1956, Martins 1991). Em cada fragmento foi amostrado um total de 125 pontos-quadrantes dispostos em intervalos regulares de 15 m, ao longo de transecções que percorriam áreas com fisionomia, condições de altitude, solo e drenagem semelhantes. Em cada ponto foram amostrados 4 a 8 indivíduos arbóreos com diâmetro à altura de 1,3 m do solo (DAP) maior ou igual a 5 cm ou 10 cm, dependendo do diâmetro do indivíduo mais próximo encontrado em cada quadrante. Se o indivíduo mais próximo ao ponto num quadrante apresentava $DAP \geq 5$ cm, porém menor que 10 cm, era amostrado outro indivíduo neste mesmo quadrante com $DAP \geq 10$ cm. Se o indivíduo mais próximo ao ponto em cada quadrante apresentasse $DAP \geq 10$ cm, somente este indivíduo era amostrado no quadrante. A altura das árvores foi estimada por comparação com uma vara graduada de 15m. Cada fragmento teve um total de 500 indivíduos com $DAP \geq 10$ cm amostrados, exceto a mata Ribeirão Cachoeira, onde em três áreas distintas foi realizada uma amostragem de 125 pontos quadrantes, totalizando 375 pontos e 1500 indivíduos. Neste estudo, tratamos estas três áreas como um único conjunto, considerando que, devido ao seu maior tamanho (249 ha), o esforço amostral realizado na mata Ribeirão Cachoeira permite compará-la em conjunto aos demais fragmentos em termos de abundância das espécies. O número total de indivíduos amostrados com $DAP \geq 5$ cm, porém menor que 10 cm foi de 2213. Cada árvore amostrada teve a porcentagem da copa infestada por lianas estimada visualmente em cinco classes: 0%, 1-25%, 26-50%, 51-75% e 76-100%. Os espécimes foram incluídos em famílias segundo o sistema APG - II (Angiosperm Phylogeny Group 2003).

Análise dos Dados

Critério de seleção das espécies para as análises

Fizemos as análises de infestação por lianas em cada um dos dez fragmentos. Para essas análises consideramos a infestação por lianas para cada espécie como sendo a proporção numérica de indivíduos infestados considerando o número total de indivíduos da espécie. A susceptibilidade de uma espécie à infestação por lianas foi avaliada verificando se a espécie tinha maior ou menor proporção de indivíduos infestados do que a proporção de árvores infestadas no fragmento considerando todas as espécies. Para as análises da variação da susceptibilidade de uma mesma espécie à infestação entre os fragmentos, consideramos apenas as espécies que tivessem sido amostradas com no mínimo dez indivíduos e que estivessem presentes em mais de um fragmento. Para investigar quais características do forófito estariam associadas à taxa de infestação por lianas, fizemos análises de correlação entre a taxa de infestação e caracteres arquiteturais e de história de vida das espécies. Nessas análises tomamos o conjunto de todos os dez fragmentos e consideramos apenas as espécies no quartil superior de abundância (sem considerar o valor do quartil, que foi 24), isto é, com no mínimo 25 indivíduos amostrados. Num total de 56 espécies com número de indivíduos maior ou igual a 25, selecionamos as que estavam identificadas até o nível específico, e para as quais havia informações sobre todos os caracteres analisados neste trabalho, chegando ao total final de 54 espécies (Tabela 1).

Os caracteres arquiteturais considerados foram a altura do fuste, a profundidade da copa, arranjo foliar e tipo de folha. A altura do fuste é a altura do tronco até o ponto de inversão morfológica, no qual há as primeiras ramificações permanentes, que são as mais grossas depois do caule (Oldeman 1990). Calculamos a profundidade da copa como a diferença entre a altura total da árvore e a altura do fuste. Classificamos a filotaxia de cada espécie em alterna ou oposta, e o tipo de folha em simples ou composta. Os caracteres de história de vida considerados foram a fenodinâmica foliar (deciduidade), tipo de casca, a estatura adulta ou altura máxima da espécie ($H_{máx}$) e a densidade da madeira.

Classificamos as espécies quanto à fenodinâmica foliar em decídua ou perenifólia, e quanto ao tipo de casca em lisa ou rugosa a profundamente sulcada. A densidade da madeira é uma característica herdável e geralmente conservativa dentre as espécies (Chave *et al.* 2006). Em geral, espécies de crescimento rápido têm densidade da madeira baixa e, portanto, a densidade da madeira pode ser considerada um indicativo da taxa de crescimento da espécie (Muller-Landau 2004). Os valores de densidade da madeira foram extraídos de Chave *et al.* (2006) e, quando não disponíveis, consideramos os valores médios para gênero e família segundo Baker *et al.* (2004). Para 13 espécies usamos os valores médios de densidade da madeira do gênero e para duas espécies usamos o valor médio para a família.

Calculamos a estatura adulta da espécie ($H_{\text{máx}}$) como o valor referente ao nonagésimo quinto percentil da distribuição dos valores de altura na população, depois de excluídos os valores extremos (“outliers”). Isso é importante pelo fato de que, em geral, a altura das árvores altas é facilmente superestimada (Poorter *et al.* 2003, Poorter *et al.* 2005).

Nas análises de correlação entre a infestação da espécie e caracteres arquiteturais e de história de vida excluímos a única espécie de palmeira encontrada (*Syagrus romanzoffiana*), uma vez que ela difere morfológicamente e ontogeneticamente de árvores dicotiledôneas por possuir folhas longas e tronco sem ramos (Tomlinson 1979).

Pelo fato de que árvores de maior tamanho têm mais chance de estarem infestadas por lianas, avaliamos a correlação entre a infestação e a altura do fuste, profundidade da copa, altura máxima, fenodinâmica foliar e tipo de casca em diferentes classes de diâmetro da árvore a fim de separar o efeito do tamanho da árvore sobre a infestação por lianas. Estabelecemos três classes de diâmetro: 10-19.9 cm, 20-39.9 cm e ≥ 40 cm. Fizemos as análises de correlação apenas para as espécies que tivessem pelo menos 25 indivíduos em cada classe. Usamos a correlação linear simples de Pearson (Sokal & Rohlf 1995). Utilizamos o teste U de Mann-Withney para verificar, em cada classe de diâmetro, se a infestação da espécie diferia significativamente em relação à fenodinâmica foliar e ao tipo de casca.

Para discriminar o efeito da altura do fuste e da profundidade do efeito da copa sobre a infestação das espécies, utilizamos as alturas do fuste de referência 5, 6, 8 e 9 m, pois somente nesses valores de altura existiram dez ou mais espécies com no mínimo 10 indivíduos. Fizemos a correlação entre a profundidade da copa e a infestação por meio do coeficiente de correlação de Spearman (Sokal e Rohlf 1995), uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal. Também fizemos análises por classe de diâmetro considerando a infestação por lianas entre árvores dicotiledôneas e palmeiras separadamente, sem considerar a espécie.

Nas análises alométricas, consideramos todos os fragmentos em conjunto e utilizamos os indivíduos com $DAP \geq 5$ cm e que apresentavam número de indivíduos maior ou igual a 15 em duas categorias de cobertura da copa por lianas: 0% (não-infestadas) e 51-100% (infestadas). Esta última foi definida como a soma dos indivíduos com porcentagem da copa infestada por lianas nas classes 51-75% e 76-100% (veja abordagem de estudo e utilização do conjunto de dados). Encontramos um total de 15 espécies que seguiam o modelo linear ($P < 0,05$) e estas foram utilizadas nas análises alométricas.

Análises estatísticas

Para testar a susceptibilidade das espécies arbóreas à infestação, verificamos se a espécie tinha a proporção de indivíduos infestados maior ou menor que a proporção de árvores infestadas por fragmento. Estimamos a proporção esperada de indivíduos infestados para cada espécie com dez ou mais indivíduos usando a distribuição binomial e então a contrastamos com a proporção observada de indivíduos infestados usando o teste de verossimilhança de qui-quadrado (Sokal e Rohlf 1995). Esses cálculos foram efetuados no programa Biostat 5.0 (Ayres *et al.* 2004). Nas análises de correlação linear simples de Pearson (Sokal e Rohlf 1995), usamos os programas SYSTAT 11 (Willinkison 2001) e STATISTICA 6.0 (StatSoft 2001). Todas as variáveis analisadas apresentaram distribuição normal, exceto a estatura adulta máxima ($H_{m\acute{a}x}$). Para esta variável preencher o requisito da normalidade,

utilizamos seus logaritmos decimais. Para as análises por classe de diâmetro considerando a infestação por lianas entre árvores dicotiledôneas e palmeiras, utilizamos o teste de independência de qui-quadrado com a correção de Yates (Sokal e Rohlf 1995).

Analisamos as relações alométricas entre o diâmetro do tronco (variável resposta) e a altura total (variável fator) por meio de regressões lineares do modelo I usando o método de quadrados mínimos. Nessas análises, transformamos os valores de diâmetro do caule (em centímetros) e de altura total (em metros) em seus logaritmos decimais. Para cada espécie, fizemos a análise de regressão considerando indivíduos não infestados (0% da copa coberta por lianas) e indivíduos infestados (51-100% da copa coberta por lianas). Fizemos as análises no programa SYSTAT 11 (Willinkison 2001). Testamos a significância das linhas de regressão por meio de análise de variância (ANOVA) sob a hipótese nula $b = 0$, onde b representa o coeficiente alométrico. A qualidade do ajuste das retas de regressão foi expressa pelo coeficiente de determinação (R^2) que indica, numa escala de zero a um, quanto da variável resposta é explicada pela variável fator (Vieira 2003). Para testar se as linhas de regressão entre árvores não infestadas (0% da copa coberta por lianas) e infestadas (51-100% da copa coberta por lianas) apresentavam diferenças significativas ($P < 0,05$), realizamos análises de covariância (ANCOVA) de acordo com o proposto por Zar (1999).

A arquitetura arbórea varia ao longo da ontogenia (Sterck e Bongers 2001) pelo fato de que árvores mais altas têm diferentes requerimentos de suporte biomecânico, taxa de respiração e investimento de carbono em reprodução e experimentam diferentes condições ambientais no dossel da floresta (Givnish 1988, Niklas 1994). Portanto, comparações interespecíficas sobre a arquitetura devem ser feitas num mesmo tamanho de referência (Poorter *et al.* 2003, 2006). Considerando que as 15 espécies utilizadas nas análises alométricas variavam em altura máxima, comparamos as espécies com relação à esbelteza do caule e fator de segurança na altura padrão de 7 m. Foram utilizadas somente as espécies que alcançavam altura igual ou maior que 7 m e tinham número de indivíduos suficiente para permitir comparações estatísticas (n° indivíduos ≥ 10) no intervalo de 5 a 15 m de altura, em ambas as

categorias de infestação da copa de 0% e 51-100%. O valor de 7 m foi escolhido porque uma das quinze espécies (*Urera baccifera*) apresentava o valor de altura máxima de 8,5 m.

Calculamos os limites teóricos de tombamento previstos pelo modelo de similaridade elástica com base na fórmula de Greenhill (MacMahon 1973), onde a altura crítica para o tombamento (H_{crit} , m) é:

$$H_{crit} = C(E/\rho)^{1/3}D^{2/3},$$

onde C é uma constante de proporcionalidade; E é o módulo de elasticidade de Young, o qual é a quantidade de deflexão de uma parte do lenho sob uma força conhecida; ρ é a densidade da madeira; e D é o diâmetro do tronco. Essa fórmula é baseada na forma de um cilindro reto sem estreitamento e com o peso igualmente distribuído ao longo da altura da coluna. Também assume que o peso das folhas e dos ramos seja igual ao peso adicional do caule (Holbrook e Putz 1989).

Como não possuíamos as medidas de E, seguimos Niklas (1993), que declarou que $E/\rho \approx$ constante para madeiras de gimnospermas e dicotiledôneas arbóreas. Portanto, a razão entre E e ρ é considerada semelhante para todas as espécies analisadas. Utilizamos os valores de C, E e ρ que MacMahon (1973) utilizou e calculamos o diâmetro crítico de tombamento:

$$D_{min} = 0,109 H^{1,5}$$

com a altura H expressa em metros e o diâmetro D em centímetros. Esses limites foram representados graficamente junto às retas das espécies que apresentaram diferença significativa, entre as inclinações ajustadas para as categorias 0% e 51-100% de cobertura por lianas.

O fator de segurança foi expresso como o diâmetro mínimo teórico que o caule deve apresentar para suportar o peso da própria planta com base na fórmula acima. A altura foi calculada utilizando a fórmula $H = H_{\text{árv}} - 1,3\text{m}$. Onde $H_{\text{árv}}$ é a altura total da árvore e H é a altura da árvore acima de 1,30 m do solo, onde os diâmetros foram tomados.

Avaliamos a relação entre o fator de segurança (D/D_{\min}) e a esbelteza do caule (H/D) em relação à presença de lianas por meio de regressões lineares do modelo I ou de quadrados-mínimos, nos quais o fator de segurança era a variável resposta e a esbelteza do caule, a variável fator. Para testar se as regressões entre árvores com ou sem lianas apresentavam diferenças significativas ($P < 0,05$), realizamos uma análise de covariância (ANCOVA) de acordo com o proposto por Zar (1999). Verificamos se árvores com e sem lianas diferiam em relação ao fator de segurança aplicando o teste t (Sokal e Rohlf 1995). Os cálculos foram feitos utilizando os programas SYSTAT 11 (Willinkison 2001) e STATISTICA 6.0 (StatSoft 2001), ANCOVA 33 de autoria de Flavio A. M. Santos (Departamento de Botânica, UNICAMP) e BIOSTAT 5.0 (Ayres *et al.* 2004).

RESULTADOS

Infestação por lianas entre as espécies em diferentes fragmentos e classes de diâmetro

Dos 6.000 indivíduos com DAP ≥ 10 cm analisados no conjunto de todos os fragmentos, 68% apresentaram infestação por lianas. Dentre as 55 espécies com no mínimo dez indivíduos em cada fragmento, 18 espécies apresentaram número de indivíduos infestados por lianas significativamente diferente do número de árvores infestadas no fragmento (Tabela 2). Com base em nossos resultados, definimos três categorias de susceptibilidade a lianas para as espécies que ocorriam em mais de um fragmento dentre os dez analisados: 1) espécies de alta susceptibilidade, que sempre tiveram maior proporção de indivíduos infestados que a média do fragmento; 2) espécies de baixa susceptibilidade à infestação, que sempre tiveram menor proporção de indivíduos infestados que a média do fragmento; 3) espécies com susceptibilidade variável, que tiveram ora maior ora menor proporção de indivíduos infestados que a média do fragmento.

Nas espécies com alta susceptibilidade a lianas, a mais susceptível foi *Piptadenia gonoacantha*. Dentre as espécies com baixa susceptibilidade a lianas, as menos susceptíveis foram *Nectandra megapotamica* e *Syagrus romanzoffiana*. As espécies *Aspidosperma polyneuron*, *Calycorectes acutatus*, *Centrolobium tomentosum*, *Croton floribundus* exibiram susceptibilidade variável dependendo do fragmento em que se encontravam (Tabela 2). Dentre as espécies que ocorreram em apenas um fragmento, *Astronium graveolens*, *Cecropia hololeuca*, *Croton priscus*, *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Metrodorea stipularis* e *Savia dictyocarpa* apresentaram baixa susceptibilidade; ao passo que *Holocalyx balansae*, *Machaerium nictitans*, *Maclura tinctoria* e *Urera baccifera* apresentaram alta susceptibilidade (Tabela 2).

Nas árvores dicotiledôneas, a infestação por lianas aumentou com o diâmetro do forófito até a classe de DAP ≥ 40 cm ($\chi^2 = 11,31$, $P < 0,01$ com correção de Yates) (Tabela 3). Na única espécie de palmeira (*Syagrus romanzoffiana*) não houve aumento da taxa de infestação com o aumento do

diâmetro ($\chi^2 = 1,08$, $P = 0,5$ com correção de Yates) (Tabela 4). Na classe de diâmetro 10-19,9 cm não houve correlação significativa entre a taxa de infestação por espécie ($n^\circ = 29$) e altura máxima, altura do fuste e profundidade da copa. Na classe de diâmetro 20-39,9 cm houve correlação significativa ($r = -0,50$; $P = 0,02$) entre a infestação por espécie ($n^\circ = 20$) e altura do fuste, mas a altura máxima e a profundidade da copa não foram significativamente correlacionadas com a taxa de infestação por espécie. Na classe de diâmetro ≥ 40 cm, a infestação por espécie ($n^\circ = 5$) foi significativamente correlacionada com a altura do fuste ($r = -0,89$; $P = 0,04$), mas não esteve associada à profundidade da copa. Nesta classe de diâmetro não fizemos correlação com a altura máxima, pois esta não apresentou distribuição normal, mesmo quando transformada no logaritmo decimal. Apenas na classe de diâmetro 20-39,9 cm, o número de indivíduos infestados diferiu significativamente entre os tipos de casca ($Z = 2,79$; $P < 0,01$) e a deciduidade do forófito ($Z = 2,22$; $P < 0,05$).

Características arquiteturais e de história de vida das espécies versus infestação por lianas

No total dos 4.494 indivíduos representando 54 espécies de árvores dicotiledôneas com DAP ≥ 10 cm (Tabela 1), 69% (3.082) apresentavam a copa infestada por lianas. No geral, as espécies arbóreas com maior infestação foram caracterizadas por tipo de casca rugosa a profundamente sulcada, fenologia foliar decídua e altura do fuste baixa (r de Pearson com taxa de infestação; Tabela 3). Na altura de fuste de 6 m, a profundidade da copa e a infestação por lianas (n° de espécies = 12) foram positivamente correlacionadas ($R_s = 0,65$; $P = 0,02$). Nas alturas do fuste de 5, 8 e 9 m, não houve correlação significativa entre profundidade da copa e infestação por lianas.

Relações alométricas espécie-específica e limite teórico de tombamento

Nas 15 espécies selecionadas para as análises de alometria (Tabela 5), todas as linhas de regressão foram significativas (Tabela 6) tanto para árvores infestadas quanto para não infestadas. Os coeficientes de determinação indicaram um ajuste das retas para árvores sem lianas de $R^2 = 0,48$

(mediana), variando de 0,23 a 0,73; e para árvores com lianas, de $R^2 = 0,53$ (mediana), variando de 0,21 a 0,83. Dentre as espécies não infestadas *Aspidosperma polyneuron* e *Lonchocarpus muehlbergianus* apresentaram os maiores coeficientes de determinação ($R^2 = 0,73$). *Cariniana estrellensis* apresentou o maior coeficiente de determinação ($R^2 = 0,83$) para árvores infestadas (Tabela 6).

O coeficiente alométrico (b) das regressões entre diâmetro e altura diferiu significativamente entre árvores com e sem lianas nas espécies *Aspidosperma polyneuron*, *Holocalyx balansae*, *Lonchocarpus muelhbergianus* e *Piptadenia gonoacantha* (Tabela 6 e Figura 2). Em todas essas espécies, as árvores infestadas apresentaram-se mais próximas do limite teórico de tombamento de acordo com o modelo de similaridade elástica (MacMahon 1973) (Figura 2). Por outro lado, as constantes alométricas (a) diferiram significativamente entre sete das quinze espécies analisadas (Tabela 6). Para as espécies *Calycorectes acutatus*, *Croton floribundus*, *Esenbeckia leiocarpa*, *Machaerium nictitans*, *Trichilia catigua*, *Trichilia clauseni* e *Urera baccifera*, árvores sem lianas apresentaram menor valor das constantes alométricas (a) comparadas às árvores com lianas (Tabela 6, Figura 3). As espécies *Calycorectes acutatus*, *Croton floribundus*, *Machaerium nictitans*, *Trichilia catigua* e *Trichilia clauseni* apresentaram maior valor do coeficiente alométrico para árvores sem lianas e, portanto, as árvores infestadas apresentaram menor margem de segurança em relação ao limite de tombamento (Figura 3). *Esenbeckia leiocarpa* e *Urera baccifera* apresentaram menor valor do coeficiente alométrico para árvores sem lianas e, neste caso, as árvores sem lianas estiveram mais próximas do limite teórico de tombamento (Figura 3). No geral, para nove das quinze espécies analisadas, árvores com a copa coberta por lianas estiveram mais próximas ao limite teórico para o tombamento. Das onze espécies cujos valores dos coeficientes e constantes alométricas diferiram os indivíduos mais altos estiveram mais próximos do limite teórico de tombamento, independentemente da presença de lianas (Figura 2, Figura 3).

Relação entre o fator de segurança para o tombamento e a esbelteza do caule

Nossa hipótese era de que as relações alométricas entre altura e diâmetro seriam diferentes considerando árvores de uma mesma espécie com e sem carga de lianas sobre a copa. Entretanto, lianas podem provocar danos à copa e reduzir a altura total das árvores infestadas, levando a um coeficiente alométrico (b) maior. Por outro lado, árvores infestadas poderiam apresentar maior diâmetro como uma resposta em crescimento secundário, que contrabalançaria o peso da carga de lianas sobre sua copa, implicando num maior coeficiente alométrico nas árvores infestadas. Por isso, avaliamos o efeito da presença de lianas sobre a alometria das espécies arbóreas levando em conta a arquitetura da árvore, por meio da esbelteza do caule (H/D) na altura de referência de 7 m. As árvores com lianas apresentaram em média maior esbelteza do caule (H/D) do que árvores sem lianas ($1,55 \text{ m}\cdot\text{cm}^{-1}$ vs. $0,95 \text{ m}\cdot\text{cm}^{-1}$, teste t, $t = 2,40$, $gl = 28$, $P = 0,023$).

Nas árvores sem lianas, o fator de segurança para o tombamento (D/D_{\min}) variou de 3,19 a 7,52 e nas árvores infestadas variou de 2,97 a 6,02. O fator de segurança foi menor nas árvores com lianas ($4,25 \text{ cm}\cdot\text{cm}^{-1}$ vs. $5,09 \text{ cm}\cdot\text{cm}^{-1}$, teste t, $t = -2,38$, $gl = 28$, $P = 0,024$). O fator de segurança contra o tombamento e a esbelteza do caule (H/D) estiveram negativamente relacionados tanto em árvores infestadas quanto em árvores livres de lianas (Figura 4). Entretanto, houve uma diferença significativa nos coeficientes (b) para a relação entre o fator de segurança e a esbelteza do caule entre árvores com e sem lianas (ANCOVA, $F_s(1,26) = 7,76$; $P = 0,001$). Árvores infestadas tiveram maior diminuição do fator de segurança em função do aumento da esbelteza do caule (H/D) quando comparadas com as árvores sem lianas.

DISCUSSÃO

Susceptibilidade à infestação por lianas entre os fragmentos

Nossos resultados corroboraram estudos prévios (Peréz-Salicrup *et al.* 2001, Nabe-Nielsen 2001, Nesheim e Økland 2007, van der Heidjen *et al.* 2008), nos quais a probabilidade de infestação por lianas diferiu dependendo da espécie arbórea considerada. Nossos resultados mostraram que quatro espécies (*Aspidosperma polyneuron*, *Calycorectes acutatus*, *Centrolobium tomentosum*, *Croton floribundus*) apresentaram susceptibilidade variável à infestação por lianas em relação à média de árvores infestadas entre os fragmentos analisados. Essas espécies foram mais susceptíveis nos fragmentos C, G2, M4, P2 e P4, e menos susceptíveis nos fragmentos C, G2, M2, M3 e P4. Embora esses fragmentos tenham características diferentes como tamanho e histórico de perturbação (Santos 2003), as espécies *A. polyneuron* e *C. acutatus* foram mais susceptíveis à infestação em fragmentos pequenos (M4 e P4) do que em fragmentos de maior tamanho (G2 e C). Isso pode ser um indicativo de que a estrutura dos fragmentos influencia a probabilidade de infestação das árvores por lianas. Portanto, as características do forófito e as condições ambientais do estande florestal devem atuar sinergicamente para determinar se uma espécie será mais ou menos infestada por lianas (Putz 1984b, Chalmers e Turner 1994, Nesheim e Økland 2007, van der Heidjen *et al.* 2008).

Contrastando as espécies de maior susceptibilidade à infestação com aquelas de menor susceptibilidade que ocorreram em apenas um fragmento, observamos que, no geral, as espécies com menor infestação apresentam maior altura do fuste (mediana = 9,13 m), ao passo que as espécies mais infestadas tiveram menor altura do fuste (mediana = 5,55 m). A altura do fuste representa um local de ancoragem para a escalada das lianas, e nossos resultados mostram que árvores com elevada altura do fuste são menos infestadas por lianas, a despeito das diferenças entre os fragmentos onde elas ocorrem. Portanto, essa característica parece ser uma das mais importantes para evitar a infestação por lianas, nas florestas que nós analisamos.

Dentre as espécies de baixa susceptibilidade presentes em mais de um fragmento, destacou-se *Syagrus romanzoffiana*. A distinta arquitetura dessa planta, as folhas grandes que caem constantemente e o tronco não ramificado (Putz 1984a, Pérez-Salicrup *et al.* 2001) parecem ser características realmente efetivas em repelir lianas.

Para a maioria das espécies analisadas cuja arquitetura difere de *Cecropia* e palmeiras, espécies que geralmente apresentam pouca infestação por lianas (Putz 1984a, Pérez-Salicrup *et al.* 2001), a combinação de características parece ser mais importante para evitar a infestação do que uma única característica isolada. *Urera baccifera*, por exemplo, tem baixa densidade do lenho (representando crescimento rápido – Westoby *et al.* 2002), e, portanto, possui uma característica considerada importante para evitar a infestação por lianas (Putz 1984a, Schnitzer *et al.* 2000). Entretanto, no fragmento G2 essa espécie teve a infestação por lianas significativamente superior à média do fragmento (Tabela 1). *Urera baccifera* tem estatura baixa, facilitando a escalada por lianas e, em geral, encontra-se em locais de clareiras (obs. pessoal) onde lianas proliferam (Putz 1984a, Schnitzer e Bongers 2002). Em conjunto, esses resultados indicam que a susceptibilidade à infestação por lianas é determinada por um espectro de fatores que estão ligados não só a padrões arquiteturais e aspectos da história de vida, mas também dependem do ambiente em que árvore se encontra, bem como da combinação de características que a espécie possui.

Infestação por lianas e características arquiteturais e de história de vida

A arquitetura mostrou-se significativamente associada à infestação por lianas (Tabela 3). A altura do fuste mostrou uma correlação negativa com a infestação por lianas (Tabela 3) considerando as 54 espécies analisadas, e também quando analisamos as classes de diâmetro 20-39,9cm e ≥ 40 cm. Outros estudos têm encontrado significativa associação entre altura do fuste e infestação por lianas (Campbell e Newbery 1993, Muthuramkumar e Parthasarathy 2001 e Campanello *et al.* 2007, mas veja

Reddy e Parthasarathy 2006), comprovando que esta é uma característica arquitetural importante na susceptibilidade de uma espécie à infestação por lianas.

Numa floresta semidecídua na Argentina, Campanello *et al.* (2007) encontraram a altura do fuste como o mais forte preditor para o número médio de lianas por árvore hospedeira. A concordância de nossos resultados com os daqueles autores indica que a altura do fuste é fortemente associada ao risco de infestação por lianas em florestas semidecíduas. A disponibilidade de suporte (treliças) com dimensões adequadas para alcançar o dossel é uma das principais limitações para lianas (Hegarty 1991). Em florestas de menor estatura, as árvores seriam mais acessíveis via escalada direta pelo fuste, ao passo que em florestas similares de maior estatura esse acesso seria dificultado e, por consequência, um maior número de lianas invadiria as árvores via passagem lateral pela copa de uma árvore vizinha (Baulfor e Bond 1993, Campbell e Newbery 1993, Putz 1995). Além disso, lianas com mecanismo de escalada por gavinhas, abundantes em florestas semidecíduas paulistas (Hora e Soares 2002, Resende *et al.* 2007), são restritas a suportes de menor diâmetro (Putz 1984b, Hegarty 1991). Assim, é possível que a importância da altura do fuste como característica para evitar a infestação por lianas seja afetada pelo mecanismo de escalada, e pelo conjunto das espécies de lianas que ocorrem num determinado local.

A profundidade de copa apresentou correlação positiva com a infestação quando foi considerada uma mesma altura de fuste (6 m, $R_s = 0,65$; $P = 0,02$). Putz (1984a) não encontrou relação entre a profundidade da copa e a presença de lianas considerando as espécies e os indivíduos separadamente, possivelmente porque não separou o efeito da altura do fuste sobre a profundidade da copa. Além disso, acreditamos que a associação positiva entre a profundidade da copa e a infestação por lianas numa mesma altura de fuste, esteja relacionada ao fato de que a sucessão de galhos ao longo do comprimento da copa (treliças) representa maior disponibilidade de suporte para a escalada das lianas.

Possivelmente a maior disponibilidade de luz que espécies decíduas possibilitam favoreça a invasão de lianas. Diferentemente de Malizia e Grau (2006), que verificaram pouca ou nenhuma

contribuição da fenologia foliar para as associações entre árvores e lianas, nós encontramos que espécies decíduas eram mais infestadas por lianas que árvores perenifólias (tabela 3). Outra explicação para a diferença de resultados é que Malizia e Grau (2006) avaliaram a relação entre deciduidade e infestação por lianas para árvores com a copa bem iluminada (índice de iluminação da copa ≥ 4) e com DAP ≥ 60 cm. Por isso, aqueles autores afirmaram que o maior grau de colonização por lianas se daria em árvores de tamanho intermediário a grande. De fato, nós encontramos um número significativamente maior de indivíduos decíduos infestados na classe de diâmetro 20 – 39,9 cm do que nas classes 10 – 19,9 cm e ≥ 40 cm. Entretanto, a maior infestação na classe de diâmetro 20 – 39,9 cm pode também estar relacionada ao fato de que esses indivíduos estão há mais tempo expostos à chance de serem infestados. Em nosso estudo, não foi possível separar esse efeito. Entretanto, nós sugerimos que a perda estacional de folhas e a maior entrada de luz sob a copa dos indivíduos decíduos seriam fatores importantes para o recrutamento de indivíduos jovens de lianas abaixo da copa desses indivíduos. Assim, ao longo do tempo árvores decíduas passariam a ter maior chance de infestação por lianas.

A altura máxima não se relacionou com a infestação da copa para as espécies estudadas (Tabela 3), tanto em nível específico quanto nas classes de diâmetro analisadas. Diferente de nosso estudo, van der Heidjen *et al.* (2008) encontraram uma correlação negativa entre altura máxima e infestação na classe de diâmetro 10 – 19,9 cm em florestas de terra firme do sudoeste Amazônico. Aquelos autores argumentaram que as espécies de sobosque, representadas principalmente nas classes de menor tamanho, são particularmente propensas à infestação, uma vez que as lianas escalam árvores sucessivamente maiores para alcançar o dossel. Portanto, dependendo da estrutura da floresta, a altura máxima pode ou não ser uma característica importante na infestação por lianas. A altura máxima é mais fortemente correlacionada com características da arquitetura das espécies arbóreas em florestas pluviais perenifólias do que em florestas sazonalmente secas e decíduas (Poorter *et al.* 2006). Provavelmente, a ausência de associação entre a altura máxima e a infestação por lianas que nós

encontramos decorra da menor correlação entre a altura máxima e a arquitetura das espécies arbóreas em florestas sazonalmente secas e decíduas como as que estudamos.

Relações alométricas espécie-específica entre árvores com 0% ou 51-100% da copa coberta por lianas e o limite teórico de tombamento

Segundo Putz (1984b), lianas influenciam as taxas de mortalidade dos forófitos por exercerem peso em suas copas e aumentarem o torque mecânico sobre o caule e as raízes. Além disso, as folhas de lianas também competem com as folhas dos forófitos por luz e assim diminuem a área foliar e a taxa de fotossíntese do forófito (Schnitzer *et al.* 2005). Embora esses efeitos não sejam mutuamente exclusivos, em nosso estudo nós focamos o efeito do peso de lianas sobre a copa dos forófitos.

Nós esperávamos uma diferença dos coeficientes alométricos entre árvores infestadas e livres de lianas. De fato, em nove dentre as quinze espécies estudadas os coeficientes alométricos foram mais baixos nas árvores com lianas, sendo significativamente diferentes em quatro espécies. Conseqüentemente, em nove dentre as quinze espécies estudadas as árvores infestadas estiveram mais próximas ao limite teórico de tombamento (Tabela 6).

Dentre as espécies em que houve uma diferença significativa nos valores das constantes alométricas (Tabela 6, Figura 3), *Trichilia claussenii*, *Trichilia catigua* e *Croton floribundus* mostraram árvores com lianas mais próximas ao limite de tombamento. A altura máxima e a densidade do lenho determinam os requerimentos biomecânicos das árvores (Poorter *et al.* 2003, 2006, King *et al.* 2006) e, em geral, plantas que minimizam custos de suporte podem ser curvadas ou quebradas pelas forças do vento ou por carga extra sobre suas copas, como no caso do peso exercido por lianas. De fato, considerando valores semelhantes do coeficiente alométrico, nós encontramos para as espécies *C. floribundus*, *T. claussenii* e *T. catigua*, com baixa densidade do lenho (0,60, 0,60 e 0,65 g*cm⁻³, respectivamente) que árvores infestadas estavam mais próximas ao limite teórico de tombamento.

Relação entre o fator de segurança para o tombamento (D/D_{min}) e a esbelteza do caule (H/D) para árvores com 0% ou 51-100% da copa coberta por lianas

Nós também avaliamos a alometria em termos da esbelteza do caule (H/D) e, em média, árvores sem lianas apresentaram caules significativamente mais esbeltos do que as árvores com lianas numa mesma altura (Tabela 7). Sterck *et al.* (2001) encontraram em oito espécies analisadas naquele estudo que a esbelteza do caule (H/D) aumentou com a taxa de crescimento máximo (95º percentil dos valores da taxa de crescimento da população num intervalo de dez anos), indicando que as espécies com crescimento rápido têm maior expansão da altura por unidade de diâmetro em relação às espécies de crescimento lento. Possivelmente, esse seja também um dos motivos pelos quais árvores com lianas tenham menor diâmetro a uma dada estatura, uma vez que, árvores infestadas crescem menos em diâmetro do que árvores livres de lianas (Putz 1984b, Pérez-Salicrup 2001, Campanello *et al.* 2007).

O fator de segurança para o tombamento foi significativamente relacionado com a esbelteza do caule (H/D), e os coeficientes alométricos para árvores livres ou infestadas por lianas diferiram significativamente (Figura 4). Árvores com grande esbelteza (grande valor da relação H/D) têm maior probabilidade de sofrerem quebra ou falha mecânica (Putz *et al.* 1983). Em nove das espécies que estudamos as árvores infestadas apresentaram maior esbelteza do caule (H/D) e, portanto, menor diâmetro a uma mesma altura, quando comparadas com árvores sem lianas. Esses resultados indicam que árvores infestadas são mais propensas a falhas mecânica. Possivelmente, uma das explicações para a maior taxa de mortalidade em árvores infestadas (Putz 1984b) seja justamente o fato de que essas árvores têm menor estabilidade mecânica e, portanto, são mais vulneráveis ao estresse provocado por cargas dinâmicas (ex. vento).

CONCLUSÕES

A susceptibilidade de uma espécie arbórea à infestação por lianas depende do local onde a árvore se encontra: dentre as espécies que ocorreram em mais de um fragmento algumas apresentaram diferentes susceptibilidades à infestação por lianas. A maior altura do fuste (menor disponibilidade de treliças) diminui a susceptibilidade à infestação por lianas: dentre as espécies que ocorreram em mais de um fragmento as com menor infestação apresentaram maior altura do fuste.

A altura do fuste, a profundidade da copa, a fenologia foliar e o tipo de casca são características arquiteturais e de história de vida importantes na susceptibilidade de uma espécie arbórea à infestação por lianas, mas, dependendo da espécie, a combinação dessas características pode ter maior importância que cada uma dessas características individualmente.

Este estudo avaliou explicitamente o efeito de lianas sobre a alometria dos indivíduos no estágio jovem-adulto de espécies arbóreas em florestas estacionais semidecíduas. Embora somente quatro espécies tenham mostrado diferença significativa no coeficiente alométrico entre altura e diâmetro, foi possível avaliar que as espécies como um todo, respondem de modo similar à carga de lianas sobre sua copa, pois, em nove dentre as quinze espécies estudadas, árvores infestadas estavam mais próximas ao limite teórico de tombamento. Uma possibilidade para explicar a falta de um maior número de diferenças significativas nos coeficientes alométricos das espécies estudadas é o fato de termos dicotomizado a variável presença de lianas, uma vez que esta é muito mais contínua do que categórica. Assim, é provável que o impacto de lianas sobre a alometria das árvores seja ainda maior do que encontramos.

Em nove espécies, as árvores com lianas apresentaram maior valor para a esbelteza do caule (H/D) e, portanto, estavam mais propensas a falhas mecânicas. Expressar a alometria pela esbelteza do caule nos permite interpretar que espécies, no geral, respondem à infestação por lianas com diferenças no aumento em diâmetro e crescimento em altura. A modificação desses padrões de alocação de

biomassa tem importantes implicações para a estabilidade mecânica das árvores, como foi expresso pelo fator de segurança. Nós propomos que uma das causas de maior taxa de mortalidade em árvores infestadas seria resultante de sua menor estabilidade mecânica combinada com maior vulnerabilidade ao estresse causado pelo vento.

Nós propomos que mais estudos analisando a relação entre a carga de lianas e os padrões de crescimento e desenho mecânico da árvore sejam realizados, com uma quantificação mais precisa do peso exercido pelas lianas sobre a copa, como, por exemplo, medir a área basal e a biomassa acima do solo de lianas. Isso poderá fornecer melhor compreensão do quanto lianas afetam o desempenho dos forófitos e, por consequência, a competição das árvores entre si.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aiba, S., e Kohyama, T. 1997. Crown architecture and life history traits of 14 tree species in a warm-temperate rain forest: significance of spatial heterogeneity. *Journal of Ecology* 85:611–624.
- Aiba, S., e Kohyama, T. 1996. Tree species stratification in relation to allometry in demography in a warm-temperate rain forest. *Journal of Ecology* 84:207-218.
- Angiosperm Phylogeny Group. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 141:399-436.
- Ayres, M., M. Ayres Jr., D.L. e Ayres, A.A. Santos. 2004. *Bioestat 5.0*. USP. São Paulo, SP, Brasil.
- Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., Killeen, T., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Lloyd, J., Monteagudo, A., Neill, D., Patino, S., Pitman, N., Silva, J.N.M. and Vasquez-Martinez, R. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology* 10:545-562.
- Balfour, D. A. e Bond, W. J. 1993. Factors limiting climber distribution and abundance in a Southern African Forest. *The Journal of Ecology* 81:93-100.
- Bonsall, M. B., Jansen, V. A. A. e Hassell, M. P. 2004. Life history trade-offs assemble ecological guilds. *Science* 306:111-114.
- Campanello, P. I., Garibaldi, J. F., Gatti, M. G. e Goldstein, G. 2007. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: Host preference and tree growth. *Forest Ecology and Management* 242:250-259.
- Campbell, E. J. F. e Newbery, D. McC. 1993. Ecological relationship between lianas and trees in lowland rain forest in Sabah, East Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 9:469-490.

- Carse, L. E., Fredericksen, T. S. e Licona, J. C. 2000. Liana-tree species associations in a Bolivian dry forest. *Tropical Ecology* 41:1-10.
- Carsten, L. D., Juola, F. A., Male, T. D. e Cherry, S. 2002. Host associations of lianas in the south-east Queensland rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 18:107-120.
- Chalmers A. C. e Turner J. C. 1994. Climbing plants in relation to their supports in a stand of dry rainforest in the Hunter Valley, New South Wales. *Proceedings of the Linnean Society N.S.W.* 114:73-90.
- Clark, D. B. e Clark, D. A. 1990. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemiepiphytes in a Costa Rican Tropical Wet Forest. *Journal of Tropical Ecology* 6:321-331.
- Claussen, J. W. e Maycock, C. R. 1995. Stem allometry in a North Queensland Tropical Rainforest. *Biotropica* 27: 421-426.
- Chave, J., Muller-Landau, H.C., Baker, T.R., Easdale, T.A., Ter Steege, H. e Webb, C.O. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2,456 neotropical tree species. *Ecological Applications* 16: 2356-2367.
- Cottan, G. e Curtis, J.T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37:451-460.
- Dillenburg, L. R.; Whigham, D. F.; Teramura, A. H. e Forswth, I. N. 1993a. Effects of below- and aboveground competition from the vines *Lonicera japonica* and *Parthenocissus quinquefolia* on the growth of the tree host *Liquidambar styraciflua* *Oecologia* 93:48-54.
- Dillenburg, L. R.; Whigham, D. F.; Teramura, A. H. e Forseth, I. W. 1993b. Effects of vine competition on availability of light, water, and nitrogen to a tree host (*Liquidambar styraciflua*). *American Journal of Botany* 80:244-252.
- Dillenburg, L. R.; Teramura, A. H.; Forseth, I. N. e Whigham, D. F. 1995. Photosynthetic and biomass allocation responses of *Liquidambar styraciflua* (Hamamelidaceae) to vine competition. *American Journal of Botany* 82:454-461.

- Gandolfi, S. História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas - São Paulo, Brasil. Campinas, 2000. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, SP.
- Gentry, A. H. e Dodson, C. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica* 19:149-156.
- Gentry, A. H. 1991. The distribution and evolution of climbing plants. Páginas 3-49 em F. E. Putz and H. A. Mooney, editores. *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Gentry, A. H. 1992. Tropical forest biodiversity: Distributional patterns and their conservational significance. *Oikos* 63:19-28.
- Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Páginas 146-194. em Bullock, S. H., Mooney, H. A. & Medina, E., editors. *Seasonally dry tropical forests*, eds. Cambridge University Press.
- 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. e Thomas, D. W. 2006. A standard protocol of liana censuses. *Biotropica* 38:256-261.
- Gilbert, B., Wright, S. J., Muller-Landau, H. C., Kitajima, K. e Hernández, A. 2006. Life history trade-offs in tropical trees and lianas. *Ecology* 87:1281-1288.
- Givnish, T. J. 1988. Adaptation to sun and shade, a whole-plant perspective. *Australian Journal of Plant Physiology* 15:63-92.
- Grauel, W. T. e Putz, F. E. 2004. Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaifera* in Darien, Panama. *Forest Ecology Management* 190:99-108.
- Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52: 107-145.

- Hegarty, E. E. 1991. Vine-host interactions. Páginas 357-375 em F. E. Putz & H. A. Mooney, editores. *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Holbrook, N.M. e Putz, F.E. 1989. Influence of neighbors on tree form - effects of lateral shade and prevention of sway on the allometry of *Liquidambar styraciflua* (sweet gum). *American Journal of Botany* 76:1740-1749.
- Hora, R. C. e Soares, J. J. 2002. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 25:323-329.
- Kainer, K. A., Wadt, L. H. O., Gomes-Silva, D. A. P. e Capanu, M. 2006. Liana loads and their association with *Bertholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. *Journal of Tropical Ecology* 22:147-154.
- King, D. A. 1981. Tree dimensions: maximizing the rate of height growth in dense stands. *Oecologia* 51:351-356.
- King, D. A. 1986. Tree form, height growth, and susceptibility to wind damage in *Acer saccharum*. *Ecology* 67:980-990.
- King, D. A. 1987. Load bearing capacity of understory treelets of a tropical wet forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 114:419-428.
- King, D. A. 1996. Allometry and life history of tropical trees. *Journal of Tropical Ecology* 12:25-44.
- King, D. A. Davies, S. J., Tan, S. e Noor, N. S. MD. 2006. The role of density and stem support costs in the growth and mortality of tropical trees. *Journal of Ecology* 94:670-680.
- Laurence, W. F., Laurance, S. G. e Delamonica, P. 1998. Tropical Forest fragmentation and greenhouse gas emissions. *Forest Ecology and Management* 110:173-180.
- Laurance, W. F., Oliveira, A. A., Laurance, S. G., Condit, R., Nascimento, H. E. M., Sanchez-Thorin, A. C., Lovejoy, T. E., Andrade, A., D'angelo, S., Ribeiro, J. E. e Dick, C. 2004.

- Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. *Nature* 428:171–175.
- MacMahon, T.A. 1973. Size and shape in biology. *Science* 179:1201-1204.
- Malizia, A. e Grau, H. R 2006. Liana-host tree associations in a subtropical montane forest of north-western Argentina. *Journal of Tropical Ecology* 22:331-339.
- Martins, F. R. 1991. Estrutura de uma floresta mesófila. Editora UNICAMP, Campinas, SP.
- Mello, M. H. A., Pedro Junior, M. J., Ortolani, A. A. e Alfonsi, R. R. 1994. Chuva e temperatura: cem anos de observações em Campinas. Boletim Técnico 154. Instituto Agronômico de Campinas.
- Miranda, Z. A. I. 1996. Plano de gestão da Área de Proteção Ambiental da região de Sousa e Joaquim Egídio – APA Municipal. SEPLAMA – Prefeitura Municipal de Campinas, Campinas.
- Muller-Landau, H. C. 2004. Interspecific and inter-site variation in wood specific gravity of tropical trees. *Biotropica* 36:20-32.
- Muthuramkumar, S. e Parthasarathy, N. 2001. Tree-liana relationships in a tropical evergreen forest at Varagalaiar, Anamalais, Western Ghats, India. *Journal of Tropical Ecology* 17:395-409.
- Nabe-Nielsen, J. 2001. Diversity and distribution of lianas in a Neotropical rain forest, Yasuní National Park, Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 17:1-19.
- Nesheim, I e Økland, R. H. 2007. Do vine species in neotropical forests see the forest or the trees? *Journal of Vegetation Science* 18:395-404.
- Niklas, K.J. 1992. Plant biomechanics: an engineering approach to plant form and function. University of Chicago Press, Chicago.
- Niklas, K.J. 1993. The scaling of plant height - a comparison among major plant clades and anatomical grades. *Annals of Botany* 72:165-172.
- Niklas, K. J. 1994. Plant allometry: the scaling of form and process. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.

- Niklas, K. J. 1995a. Plant allometry – The scaling of form and process. Cambridge University Press, Cambridge. Pages 395.
- Niklas, K. J. 1995b. Size-dependent allometry of tree height, diameter and trunk-taper. *Annals of Botany* 75:217-227.
- Oldeman, R. A. A. 1990. Forests: elements of silvology. Springer-Verlag, Berlin.
- Phillips, O. L. e Gentry, A. H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263:954-958.
- Phillips, O.L., Martinez, R.V., Arroyo, L., Baker, T.R., Killeen, T., Lewis, S.L., Malhi, Y., Mendoza, A.M., Neill, D., Vargas, P.N., Alexiades, M., Cerón, C., Flora, A.D., Erwin, T., Jardim, A., Palacios, W., Saldias, M. e Vinceti, B. 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature* 418:770-774.
- Phillips, O. L., Martinez, R. V., Mendonza, A. M., Baker, T. R. e Vargas, P. N. 2005. Large lianas as hyperdynamic elements of the tropical forest canopy. *Ecology* 86:1250-1258.
- Pérez-Salicrup, D. R. e Barker, M.G. 2000. Effect of liana cutting on water potential an growth of adult *Senna multijuga* (Caesalpinioideae) trees in a Bolivian tropical forest. *Oecologia* 124: 469-475.
- Pérez-Salicrup, D. R. 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana Forest in Amazonian Bolívia. *Ecology* 82:389-396.
- Pérez-Salicrup, D. R., Sork, V. L. e Putz, E. F. 2001. Lianas and trees in a Liana Forest of Amazonian Bolívia. *Biotropica* 33:34-47.
- Poorter, L., Bongers, F., Sterck, F. J. e Wöll, H. 2003. Architecture of 53 rain forest tree species differing in adult stature and shade tolerance. *Ecology* 84:602-608.
- Poorter, L., Bongers, F., Sterck, F. J. e Wöll, H. 2005. Beyond the regeneration phase: differentiation of height-light trajectories among tropical tree species. *Journal of Ecology* 93:256-267.

- Pooter, L., Bongers, L. e Bongers, F. 2006. Architecture of 54 moist-forest tree species: traits, trade-offs and functional groups. *Ecology* 87:1289-1301.
- Putz, F. E. 1980. Lianas vs. Trees. *Biotropica* 12: 224-225.
- Putz, F. E., Coley, P. D. Lu, K., Montalvo, A. e Aiello, A. 1983. Uprooting and snapping in trees: structural determinants and ecological consequences. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 1011-1020.
- Putz, F. E. 1984a. How trees avoid and shed lianas. *Biotropica* 16:19-23.
- Putz, F. E. 1984b. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65:1713-1724.
- Putz, F. E., Coley, P. D., Lu, K., Montalvo, A. e Aiello, A. 1983 Uprooting and snapping in trees: structural determinants and ecological consequences. *Canadian Journal of Forest Research* 13:1011-1020.
- Putz, F.E. 1995. Vines in treetops: consequences of mechanical dependence. Páginas 311-324 *em*: Lowman, M.D. & Nadkarni, N.M., editores. *Forest canopies*. Academic Press Limited, London, UK.
- Quigley, M. F. e Platt, W. J. 2003. Composition and structure of seasonally deciduous forests in the Americas. *Ecological Monographs* 73:87-106.
- Reddy, M. S. e Parthasarathy, N. 2006. Liana diversity and distribution on host trees in four inland dry evergreen tropical forest of peninsular India. *Tropical Ecology* 47:109-123.
- Rezende, A. A., Ranga, N. T. e Perreira, 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* 30:451- 461.
- Richards, W. P. 1996. *The Tropical Rain Forest*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Santin, D.A. 1999. A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, SP.
- Santos, K. 2003. Caracterização florística e estrutural de onze fragmentos de mata estacional semidecidual da área de proteção ambiental do município de Campinas – SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Schnitzer, S. A., Dalling, J. W. e 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* v 88:655-666.
- Schnitzer, S. A. e Bongers, F. A. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 17:223-230.
- 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. 2005. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. *The American Naturalist* 166:262-276.
- Sokal, R. R., e Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*. 3a edição. em W. H. Freeman, editor. San Francisco, California.
- StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6.0.
- Stearns, S. C. 1992. *The evolution of life histories*. Oxifor University Press, Oxford.
- Sterck, F. J., Bongers, F. e Newbery, D. M. 2001. Tree architecture in a Bornean lowland rain forest: intraspecific and interspecific patterns. *Plant Ecology* 153:279-292.
- Sterck, F. J., e F. Bongers. 2001. Crown development in tropical rain forest trees: patterns with tree height and light availability. *Journal of Ecology* 89:1–13.
- Stevens, G. C. 1987. Lianas as structural parasites: the *Bursera simaruba* example. *Ecology* 68:77-81.

- Thomas, S. C. 1996. Asymptotic height as a predictor of growth and allometric characteristics in Malaysian Rain Forest trees. *American Journal of Botany* 83:556-566.
- Tomlinson, P. B. 1979. Systematics and ecology of the Palmae. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10:85-107.
- Van der Heijden, Geertje M.F., Healey, John R., e Phillips, Oliver L. 2008. Infestation of trees by lianas in a tropical forest in Amazonian Peru. *Journal of Vegetation Science* 19:747-756.
- Van Gelder H. A., L. Poorter, e F. J. Sterck. 2006. Wood mechanics, allometry, and life-history variation in a tropical rain forest tree community. *New Phytologist* 171:367–378.
- Veloso, H. P., Rangel Filho, A. L. R. e Lima, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada ao sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE.
- Vieira, S. 2003. Bioestatística: Tópicos avançados. 2a edição. Editora Campus, Rio de Janeiro.
- Villagra, B. L. P. 2008. Diversidade florística e estrutura da comunidade de plantas trepadeiras no Parque Estadual Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. Dissertação de mestrado – Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo.
- Westoby, M., Falster, D. S., Molest, A. T., Vesk, P. A. e Wright, I. J. 2002. Plant Ecological Strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annual review of ecology and systematics* 33:125-159.
- Wilkinson, L. 2000. SYSTAT, version 11.0. SPSS, Chicago, Illinois, USA.
- Wright, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130:1-14.
- Wright, S. J., Calderón, O., Hernández, A. e Paton, S. 2004. Are lianas increasing in importance in tropical forests? A 17-year record from Panama. *Ecology* 85:484-489.
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4a edição., Prentice-Hall Inc., New Jersey. Pages 575.

Tabela 1 – Lista das 54 espécies utilizadas para as análises de correlação de características arquiteturais e de história de vida com a taxa de infestação da copa. Número de indivíduos por espécie (N), número de indivíduos infestados por espécie (Infestação), altura máxima ($H_{m\acute{a}x}$), densidade da madeira (ρ Lenho), tipo de casca (L = Lisa, RS = Rugosa a profundamente sulcada) e fenologia foliar.

Família	Espécie	N	Infestação (%)	$H_{m\acute{a}x}$ (m)	ρ Lenho (g*cm-3)	Casca	Fenologia Foliar
Fabaceae	<i>Acacia paniculata</i>	35	0,88	20	0,73	RS	Decídua
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	26	0,73	18	0,38	RS	Perenifólia
Rubiaceae	<i>Alseis floribunda</i>	35	0,82	16	0,85	RS	Decídua
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	217	0,67	24	0,71	RS	Perenifólia
Apocynaceae	<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	74	0,6	22	0,71	RS	Decídua
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	168	0,54	25	0,85	L	Decídua
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i>	66	0,66	16	0,57	RS	Decídua
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	62	0,66	17	0,54	RS	Decídua
Myrtaceae	<i>Calycorectes acutatus</i>	151	0,64	15	0,76	RS	Decídua
Lecythydaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	50	0,72	28	0,68	RS	Decídua
Lecythydaceae	<i>Cariniana legalis</i>	40	0,57	30	0,49	RS	Decídua
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i>	32	0,53	24	0,68	RS	Decídua
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	116	0,76	13	0,71	RS	Perenifólia
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i>	33	0,3	17	0,43	RS	Perenifólia
Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i>	118	0,76	20	0,75	RS	Decídua
Malvaceae	<i>Chorisia speciosa</i>	94	0,6	25	0,29	RS	Decídua
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	38	0,6	14	0,67	RS	Decídua
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffi</i>	54	0,74	20	0,65	RS	Decídua
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i>	36	0,77	18	0,53	RS	Decídua
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	373	0,71	17	0,60	RS	Decídua
Euphorbiaceae	<i>Croton priscus</i>	28	0,42	22	0,48	L	Decídua
Lauraceae	<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	36	0,75	17	0,57	RS	Perenifólia
Ebenaceae	<i>Diospyrus inconstans</i>	25	0,72	19	0,83	RS	Perenifólia
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	468	0,68	18	0,96	RS	Decídua
Myrtaceae	<i>Eugenia glazioviana</i>	30	0,86	15	0,67	RS	Perenifólia
Rutaceae	<i>Galipea multiflora</i>	65	0,58	10	0,75	RS	Perenifólia
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	75	0,6	25	0,55	RS	Perenifólia
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	36	0,77	14	0,83	RS	Perenifólia

Continuação

Família	Espécie	N	Infestação (%)	Hmáx (m)	ρ Lenho (g*cm-3)	Casca	Fenologia Foliar
Fabaceae	<i>Holocalyx balansae</i>	104	0,79	18	0,86	RS	Perenifólia
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	31	0,67	28	0,77	RS	Perenifólia
Fabaceae	<i>Inga vera</i>	46	0,84	16	0,58	RS	Decídua
Rubiaceae	<i>Ixora gardneriana</i>	34	0,61	15	0,88	RS	Decídua
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i>	32	0,87	19	0,48	RS	Perenifólia
Fabaceae	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	172	0,56	27	0,66	L	Decídua
Fabaceae	<i>Luetzelburgia guaissara</i>	33	0,75	30	0,71	RS	Decídua
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i>	30	0,86	13	0,62	L	Decídua
Fabaceae	<i>Machaerium nictitans</i>	87	0,88	18	0,68	RS	Decídua
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	41	0,95	17	0,76	RS	Decídua
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i>	48	0,66	16	0,77	RS	Decídua
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	74	0,62	12	1,05	RS	Decídua
Rutaceae	<i>Metrodorea stipularis</i>	44	0,43	14	1,05	RS	Perenifólia
Fabaceae	<i>Myroxylon peruiferum</i>	42	0,8	20	0,83	RS	Perenifólia
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	74	0,29	17	0,52	L	Decídua
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i>	30	0,7	18	0,52	RS	Perenifólia
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	228	0,82	23	0,70	RS	Perenifólia
Myrsinaceae	<i>Rapanea umbellata</i>	46	0,52	18	0,86	RS	Decídua
Annonaceae	<i>Rollinia sylvatica</i>	37	0,89	18	0,36	L	Perenifólia
Euphorbiaceae	<i>Savia dictyocarpa</i>	88	0,54	22	0,9	L	Decídua
Phytolaccaceae	<i>Seguiera langsdorffii</i>	45	0,8	16	0,59	RS	Perenifólia
Rubiaceae	<i>Simira sampaioana</i>	32	0,84	16	0,68	RS	Decídua
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	26	0,5	14	0,35	L	Perenifólia
Meliaceae	<i>Trichilia clausseni</i>	336	0,68	13	0,65	L	Decídua
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	32	0,62	14	0,70	RS	Perenifólia
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i>	121	0,76	8,5	0,17	RS	Decídua

Tabela 2 – Porcentagem de indivíduos com DAP \geq 10 cm infestados por lianas para as espécies com dez ou mais indivíduos em cada um dos fragmentos amostrados (nome e tamanho dos fragmentos na legenda da Figura 1). Em *itálico* as espécies que tinham proporção de indivíduos infestados por lianas significativamente menores que a média do fragmento, e em **negrito** as espécies que tiveram proporção de indivíduos colonizados por lianas significativamente maiores que a média do fragmento. * P<0,05; ** P<0,01 e *** P<0,0001.

	C		G1		G2		M1		M2		M3		M4		P2		P3		P4		
% de árvores com lianas	64		58		65		86		74		73		72		75		70		56		
Espécie	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	
Acacia polyphylla	12	83																			
Almeidea lilacina	11	36																			
Alseis floribunda			10	70																	
Aspidosperma polyneuron	51	76	17	59	59	47**	34	82			10	50	13	100*	18	83					
Aspidosperma ramiflorum	29	69			25	48															
Astronium graveolens	77	61	24	54							16	56	<i>11</i>	<i>27**</i>	12	50	16	63			
Bauhinia forficata							17	94	11	64										25	52
Cabralea canjerana											22	64								13	46
Calycorectes acutatus	26	42*							26	65			22	64	20	60				21	81*
Cariniana estrellensis	11	73																			
Casearia sylvestris											46	78			13	85	16	81	21	67	
Cecropia hololeuca	<i>18</i>	<i>11***</i>																			
Centrolobium tomentosum	28	93**					13	69	<i>16</i>	<i>50*</i>	16	88					12	92	10	30	
Chorisia speciosa			11	27	11	36	10	80					20	60			21	76			
Conarus regnelli									10	80											
Copaifera langsdorffi											11	100	11	45							
Cordia sellowiana															10	90					
Croton floribundus	96	65	30	77*			52	90	52	<i>60*</i>	34	85	25	80	39	90*				40	38*
Croton priscus	<i>18</i>	<i>28**</i>																			
Cryptocarya aschersoniana															11	82					
Diospyrus inconstans																	11	73			
Esenbeckia leiocarpa	150	62	52	58	76	70	20	95					92	71	78	79					
Eugenia ligustrina									10	80											
Galipea multiflora	24	58	18	61																	
Gallesia integrifolia					39	62														27	59
Gochnatia polymorpha																				11	64

Continuação da Tabela 2

	C		G1		G2		M1		M2		M3		M4		P2		P3		P4		
	64		58		65		86		74		73		72		75		70		56		
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	
Holocalyx balansae	14	93	16	69	42	83*															
Hymenaea courbaril													12	67							
Inga Vera			10	80																	
Jacaranda micrantha							12	100													
Lonchocarpus muehlbergianus	36	58			10	50											54	69	44	34**	
Mabea fistulifera														30	87						
Machaerium nictitans									11	73	10	100								32	88**
Maclura tinctoria																	16	100*			
Matayba elaeagnoides											12	67									
Metrodorea nigra					23	61	24	92													
Metrodorea stipularis														43	44***						
Myroxylon peruiferum									10	70							10	80			
Nectandra megapotamica	14	29*	15	33															25	4***	
Piptadenia gonoacantha	11	73	10	60			22	95	60	92**	56	89*	16	88	22	82			15	40	
Protium heptaphyllum											10	30*									
Prunus myrtifolia			10	70																	
Rapanea umbellata													10	70					14	29	
Rollinia sylvatica									10	100											
Savia dictyocarpa	40	48*											13	54							
Seguieria langsdorffii							12	100													
Syagrus romanzoffiana									11	9***	10	20**									
Trema micrantha			12	67																	
Trichilia casarettii													30	87							
Trichilia catigua	25	52			16	75											19	58			
Trichilia claussoni	67	67			18	72											229	66			
Trichilia elegans			10	70																	
Trichilia hirta																	17	76			
Urera baccifera	28	68			32	84*	22	100													
Vernonia diffusa	16	50																			

Tabela 3 – Correlação de Pearson das características arquiteturas e de história de vida com a infestação por lianas para as 54 espécies de árvores dicotiledôneas. As características utilizadas são número de indivíduos infestados por espécie (Infestação), altura máxima ($H_{m\acute{a}x}$)*, altura do fuste (Hfuste), densidade da madeira (ρ), tipo de casa (Casca), deciduidade, filotaxia e tipo de folha. Em **negrito** $P < 0,05$, **negrito e itálico** $P < 0,01$ e *itálico* $P < 0,001$.

	Infestação	$H_{m\acute{a}x}$	Hfuste	ρ	Casca	Deciduidade	Filotaxia
$H_{m\acute{a}x}$	-0,09						
Hfuste	-0,27	0,88					
P	0,07	0,01	-0,14				
Casca	0,30	-0,04	-0,11	0,16			
Deciduidade	0,29	0,25	0,23	-0,23	-0,01		
Arranjo Foliar	0,15	-0,23	-0,29	0,39	0,21	-0,14	
Tipo de Folha	0,11	0,04	-0,04	0,20	0,03	0,16	0,12

* Os valores para a altura máxima foram transformados em logaritmos decimais.

Tabela 4 - Infestação por classe de diâmetro para as 54 espécies de árvores dicotiledôneas e uma espécie de palmeira. O número de indivíduos infestados por classe de diâmetro (infestação) e o número de indivíduos (N) são mostrados.

	Infestação (%)		Infestação (%)	
	<i>N</i>	<i>Dicotiledôneas</i>	<i>N</i>	<i>Palmeiras</i>
<i>Classe de DAP</i>				
10-19,9 cm	1993	0,66	22	0,14
20-39,9 cm	1289	0,71	23	0,27
≥ 40 cm	192	0,71		

Tabela 5 - Lista das 15 espécies utilizadas para as análises de alometria em relação à cobertura da copa por lianas. Número de indivíduos por espécie (N), altura máxima ($H_{máx}$), tipo de casca (L = Lisa, RS = Rugosa a profundamente sulcada) e fenologia foliar.

<i>Família</i>	<i>Espécie</i>	<i>N</i>	<i>H_{máx}(m)</i>	<i>Casca</i>	<i>Fenologia Foliar</i>	<i>ρ (g*cm⁻³)</i>
Apocynaceae	Aspidosperma polyneuron	163	24	RS	Perenifólia	0,71
Apocynaceae	Aspidosperma ramiflorum	67	22	RS	Decídua	0,71
Anacardiaceae	Astronium graveolens	138	25	L	Decídua	0,85
Myrtaceae	Calycorectes acutatus	107	15	RS	Decídua	0,76
Lecythidaceae	Cariniana estrellensis	33	28	RS	Decídua	0,68
Euphorbiaceae	Croton floribundus	229	17	RS	Decídua	0,6
Rutaceae	Esenbeckia leiocarpa	243	18	RS	Decídua	0,96
Fabaceae	Holocalyx balansae	73	18	RS	Perenifólia	0,86
Fabaceae	Lonchocarpus muehlbergianus	126	27	L	Decídua	0,66
Fabaceae	Machaerium nictitans	53	18	RS	Decídua	0,68
Rutaceae	Metrodorea nigra	93	12	RS	Perenifólia	1,05
Fabaceae	Piptadenia gonoacantha	115	23	RS	Decídua	0,7
Meliaceae	Trichilia catigua	81	13	L	Perenifólia	0,65
Meliaceae	Trichilia clauseni	225	13	RS	Decídua	0,65
Urticaceae	Urera baccifera	126	8,5	RS	Decídua	0,17

Tabela 6 – Regressões lineares entre o logaritmo decimal do diâmetro (em centímetros) e o logaritmo decimal da altura (em metros). Número de indivíduos (N), constante alométrica (a), coeficiente alométrico (b), coeficiente de determinação (R^2). Constantes e coeficientes significativamente diferentes são apresentados com letras diferentes, $P < 0,05$ *, $P < 0,01$ ** e $P < 0,001$ ***.

% da copa coberta por lianas	0%				51-100%			
	Espécie	(a)	(b)	R^2	N	(a)	(b)	R^2
Aspidosperma polyneuron	-0,248	1,360 ^a	0,73***	119	0,167	1,003 ^b	0,62***	44
Aspidosperma ramiflorum	0,068	1,046	0,52***	52	-0,059	1,247	0,58**	15
Astronium graveolens	-0,100	1,208	0,71***	102	0,034	1,105	0,60***	36
Calycorectes acutatus	0,210 ^a	0,882	0,39***	82	0,321 ^b	0,873	0,39**	25
Cariniana estrellensis	-0,104	1,217	0,67***	18	0,191	0,998	0,83***	15
Croton floribundus	0,229 ^a	0,943	0,39***	127	0,360 ^b	0,902	0,46***	102
Esenbeckia leiocarpa	-0,100 ^a	1,211	0,29***	182	-0,061 ^b	1,283	0,36***	61
Holocalyx balansae	-0,510	1,665 ^a	0,61***	40	0,109	1,096 ^b	0,53***	33
Lonchocarpus muehlbergianus	-0,055	1,148 ^a	0,73***	96	0,521	0,709 ^b	0,66***	30
Machaerium nictitans	0,105 ^a	1,022	0,48**	16	0,631 ^b	0,614	0,21**	37
Metrodorea nigra	0,396	0,618	0,36***	78	0,508	0,556	0,53**	15
Piptadenia gonoacantha	0,112	1,107 ^a	0,59***	61	0,739	0,626 ^b	0,23***	54
Trichilia catigua	0,221 ^a	0,869	0,46***	59	0,468 ^b	0,675	0,54***	22
Trichilia clauseni	0,250 ^a	0,911	0,35***	191	0,526 ^b	0,667	0,37***	34
Urera baccifera	0,267 ^a	0,890	0,23***	73	0,390 ^b	0,995	0,36***	53

Tabela 7 – Diâmetro (D_7), esbelteza do caule (H/D) e fator de segurança (D/D_{min}) calculados para a altura de 7 m nas 15 espécies selecionadas para a análise de alometria, sendo 0% ou 51-100% a porcentagem de cobertura da copa por lianas em indivíduos da mesma espécie.

Espécie	D_7 (cm)		H/D (m/cm)		FS (D/D_{min})	
	0%	51-100%	0%	51-100%	0%	51-100%
Aspidosperma polyneuron	9,27	7,18	0,76	0,98	6,25	4,85
Astronium graveolens	8,35	7,76	0,84	0,91	5,63	5,24
Calycorectes acutatus	6,38	6,43	1,1	1,09	4,31	4,34
Cariniana estrelensis	8,41	7,17	0,84	0,98	5,67	4,84
Croton floribundus	6,83	6,67	1,03	1,05	4,61	4,5
Esenbeckia leiocarpa	8,37	8,92	0,84	0,79	5,65	6,02
Holocalyx balansae	11,14	7,78	0,63	0,9	7,52	5,25
Lonchocarpus muehlbergianus	7,98	5,48	0,88	1,28	5,38	3,7
Machaerium nictitans	7,25	4,92	0,97	1,43	4,89	3,32
Metrodorea nigra	4,72	4,4	1,49	1,6	3,19	2,97
Piptadenia gonoacantha	7,86	5,12	0,9	1,37	5,3	3,46
Trichilia catigua	6,3	5,19	1,12	1,35	4,25	3,5
Trichilia claussenii	6,62	5,19	1,06	1,35	4,47	3,5
Urera baccifera	6,49	7,35	1,08	0,96	4,38	4,96

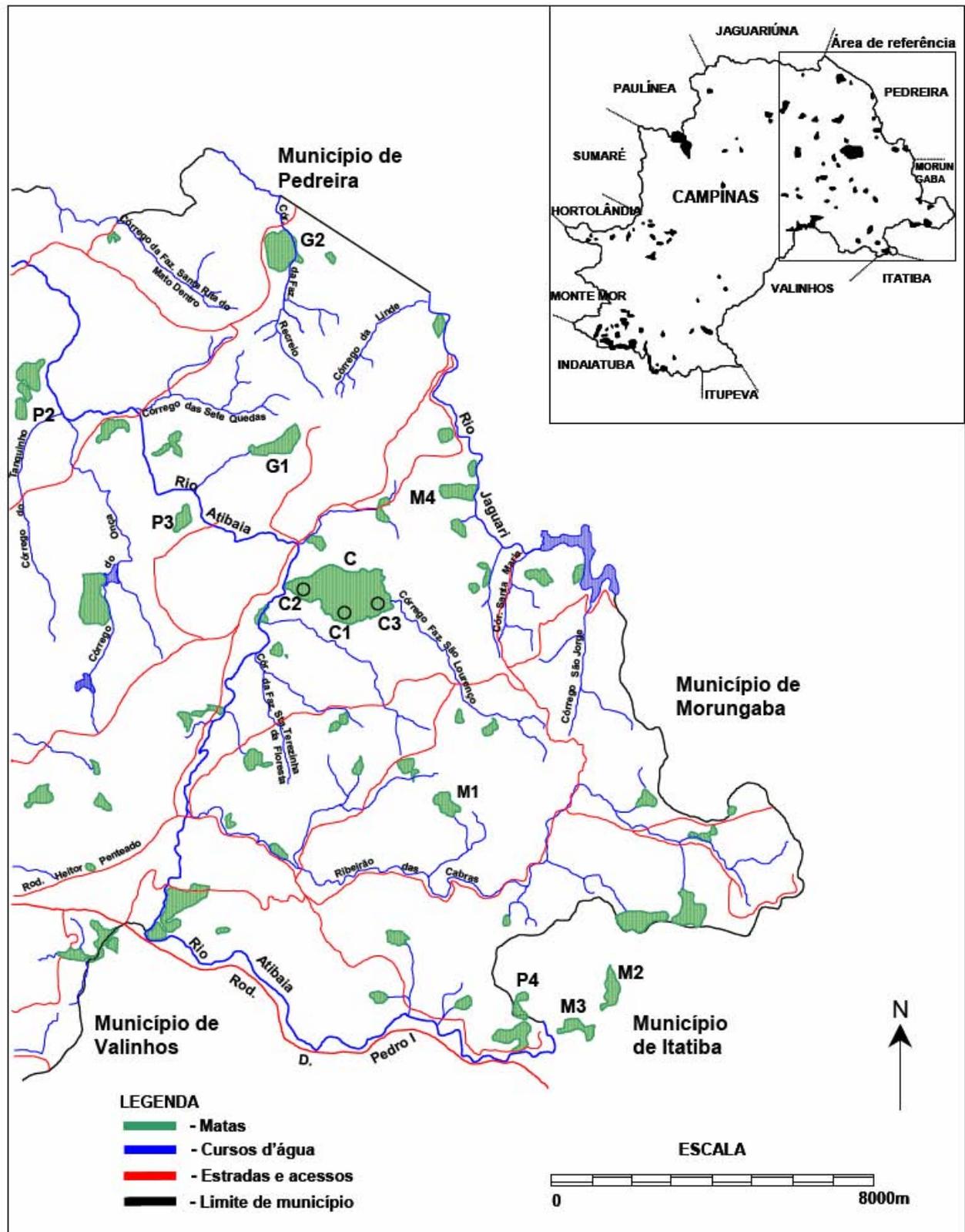
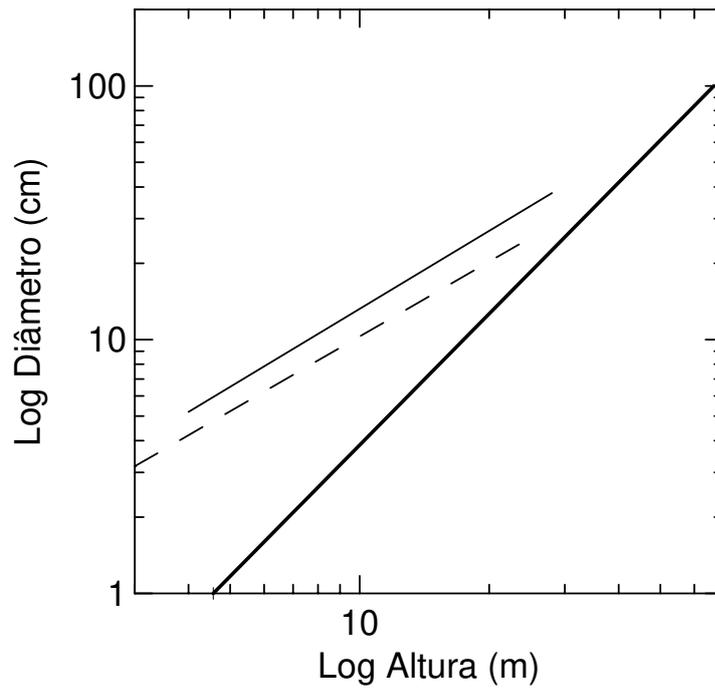
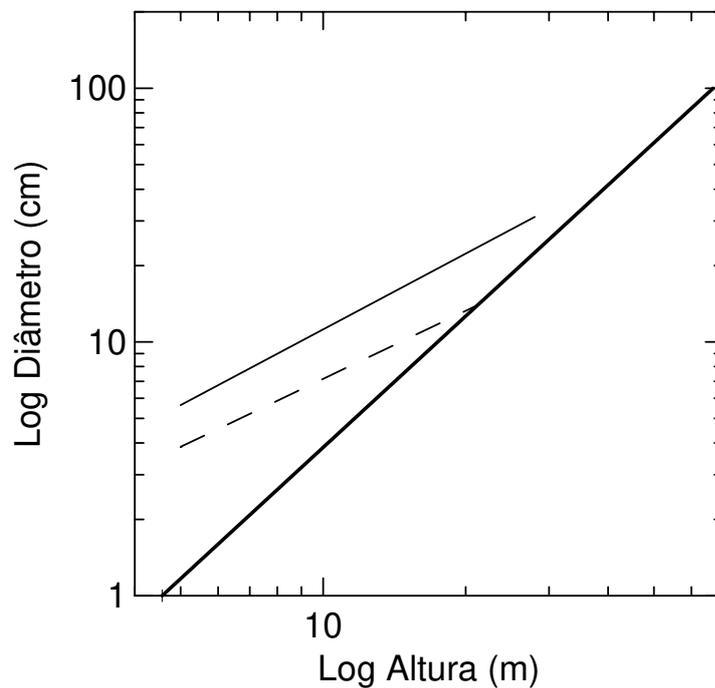


Figura 1: Mapa do município de Campinas, destacando a região da APA e seus remanescentes de vegetação nativa e os fragmentos estudados. Onde, P2- Mata Furnas (13ha); P3- Mata Espírito Santo (13ha); P4 - Mata Malabar (12ha); M1- Mata Capoeira Grande (20ha); M2- Mata Malabar II (21ha); M3 – Mata Malabar III (21ha); M4- Mata Santana do Atalaia (25ha); G1- Mata do Macuco (41ha); G2- Mata Recreio (63ha); C- Mata Ribeirão Cachoeira (244,9ha); C1- Área 1; C2- Área 2; C3- Área 3. Extraído e modificado de Santos (2003).

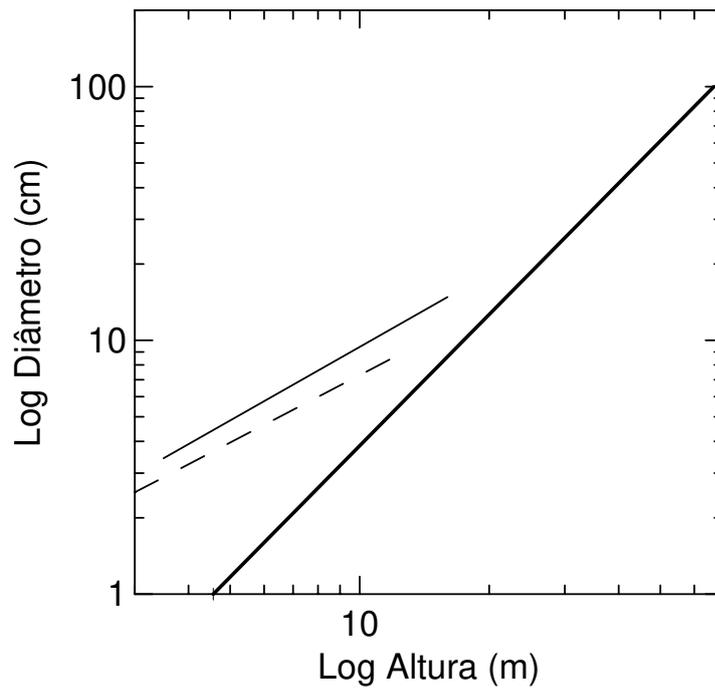


Aspidosperma polyneuron

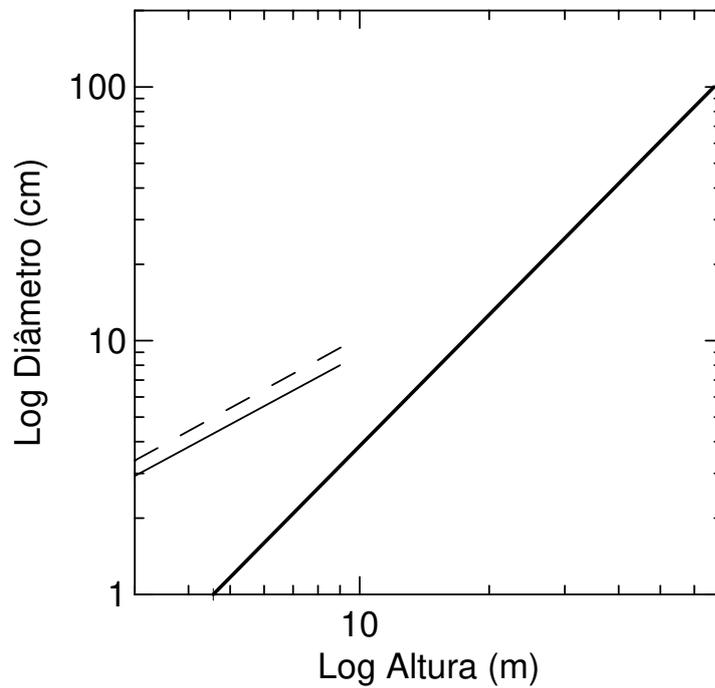


Piptadenia gonoacantha

Figura 2 - Relações alométricas entre árvores com ou sem lianas para as espécies cujos coeficientes alométricos diferiram significativamente. Os valores estão na escala logarítmica de base 10. A linha inferior escura é o limite teórico de tombamento, a linha tracejada indica árvores com lianas e a linha contínua indica árvores sem lianas.



Trichilia claussenii



Urera baccifera

Figura 3 - Duas das sete espécies cujos interceptos (a) diferiram significativamente ($P < 0,05$) no estudo de alometria. A linha inferior escura é o limite teórico de tombamento, a linha tracejada representa as árvores com lianas e a linha contínua, as árvores sem lianas.

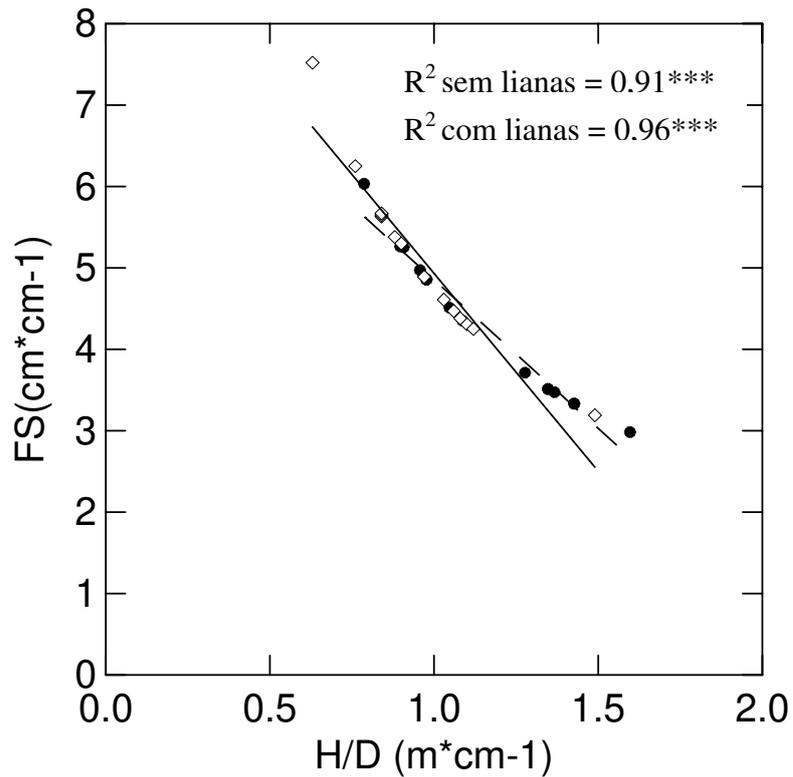


Figura 4 – Relação entre o fator de segurança para o “tombamento” (FS) e a esbelteza do caule (H/D) para as 15 espécies arbóreas utilizadas no estudo de alometria. Símbolos abertos representam árvores sem lianas e símbolos fechados representam árvores infestadas. A linha pontilhada representa árvores sem lianas e a linha contínua, árvores infestadas. Coeficiente de determinação (R^2) e nível de significância (***) $P < 0,001$.